

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA**

**ESTUDO DO POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO POR  
RESTAURO FLORESTAL EM MATAS RIPÁRIAS DE APPS RURAIS  
DA UGRHI DO TIETÊ-JACARÉ NO MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS - SP**

**ROSELI MENDONÇA DIAS**

São Carlos

2013

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA URBANA**

**ESTUDO DO POTENCIAL DE SEQUESTRO DE CARBONO POR  
RESTAURO FLORESTAL EM MATAS RIPÁRIAS DE APPS RURAIS  
DA UGRHI DO TIETÊ-JACARÉ NO MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS - SP**

**ROSELI MENDONÇA DIAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Urbana.

Orientação: Prof. Dr. Nemésio Neves Batista Salvador

Coorientação: Dr. Magno Botelho Castelo Branco

São Carlos

2013

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

D541ep

Dias, Roseli Mendonça.

Estudo do potencial de sequestro de carbono por restauro florestal em matas ripárias de APPS rurais da UGRHI do Tietê-Jacaré no município de São Carlos - SP / Roseli Mendonça Dias. -- São Carlos : UFSCar, 2013.  
152 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2013.

1. Planejamento físico-ambiental. 2. Mata ripária. 3. Área de Preservação Permanente (APP). 4. Sequestro florestal de carbono. I. Título.

CDD: 711.42 (20<sup>a</sup>)




UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana  
C. P. 676 - 13.560-970 - São Carlos - SP  
Fone/FAX: (16) 3351-8295  
e-mail: [ppgeu@ufscar.br](mailto:ppgeu@ufscar.br) home-page: [www.ppgeu.ufscar.br](http://www.ppgeu.ufscar.br)



## FOLHA DE APROVAÇÃO


ROSELÍ MENDONÇA DIAS

Dissertação defendida e aprovada em 27/06/2013  
pela Comissão Julgadora



---

Prof. Dr. Nemésio Neves Batista Salvador  
Orientador (DECiv/UFSCar)



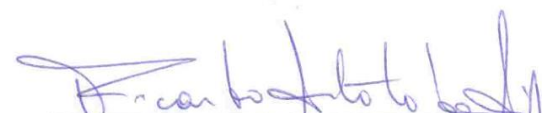
---

Prof. Dr. Osvaldo Stella Martins  
(IPAM)



---

Prof. Dr. Jozrael Henriques Rezende  
(FATEC/JAHU)



---

Prof. Dr. Ricardo Siloto da Silva  
Coordenador do CPG-EU

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus pela vida.

Aos meus pais que são minha fonte de amor, direção e força.

Aos meus irmãos pela parceria e paciência.

Ao Prof. Nemésio Salvador pela orientação deste trabalho, confiança, dedicação, paciência e conhecimentos compartilhados.

Ao Prof. Magno Castelo Branco pela coorientação e contribuição ao meu conhecimento, pela paciência e amizade.

À UFSCar e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana – PPGEU pela oportunidade de realizar o Mestrado.

À CAPES pelo financiamento desta pesquisa.

A todos os professores do PPGEU pelos ensinamentos e dedicação.

À Prof.<sup>a</sup> Adriana Pires do Departamento de Ciências Ambientais da UFSCar, ao Prof. Marcelo Montañó da USP, ao Dirceu Azzolini Filho do SAAE de São Carlos, ao Odo Primavesi e ao Renato Toledo pela disponibilização de informações.

Ao Renato Toledo e Moisés Failache pela ajuda com o SIG e ao Allan Yu pela ajuda com o Sensoriamento Remoto.

Aos amigos Moisés Failache, Milton Pavezzi Netto e Beatriz Segadilha pelo auxílio nos trabalhos de campo.

A todos meus amigos e colegas que compartilharam comigo desta fase de mestranda.

*“Quem vive se buscando  
nunca para de chegar.”*

Pe. Fábio de Melo

## RESUMO

As intensas emissões de gases de efeito estufa (GEEs) para a atmosfera, incluindo o Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>), passaram a ser o principal motivo da aceleração das mudanças climáticas. As matas ripárias fazem parte das Áreas de Preservação Permanente (APPs) de corpos d'água conforme a legislação brasileira e têm como função primordial protegê-los e contribuir para a biodiversidade. Além disso, contribuem para minimizar o efeito estufa pelo sequestro de carbono (CO<sub>2</sub>) que promovem. Desse modo, tornaram-se alvo de grande preocupação no sentido da sua conservação ou recuperação. Este trabalho visou determinar o potencial de sequestro florestal de carbono em matas ripárias de APPs da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê-Jacaré (UGRHI 13) no município de São Carlos – SP. O restauro florestal das áreas de mata ripária foi indicado como prioridade maior para o Comitê de Bacia da UGRHI 13 em seu Plano de Bacia. Nesse sentido, projetos florestais no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) podem se constituir em um incentivo para o restauro florestal das APPs dos corpos d'água da UGRHI 13 e de outras UGRHIs. A metodologia empregada no trabalho consistiu no uso da interpretação visual de imagens de satélite, amostragens de campo e desenvolvimento de procedimentos para a classificação dos níveis de degradação das matas ripárias em três categorias: arbóreo fechado, arbóreo-arbustivo aberto e herbáceo predominante. A metodologia constituiu também da aplicação de um modelo para determinação do Índice de Biomassa Potencial (IBP), estimativa da densidade de dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>e), cálculo do rendimento financeiro com a comercialização das Reduções de Emissões Certificadas (RECs) para as matas da área de estudo e determinação do valor da tCO<sub>2</sub>e. Para a categoria arbóreo fechado foram encontrados aproximadamente 1.372 ha de APPs com um potencial de sequestro de 175,43tCO<sub>2</sub>e/ha, que renderia pelo MDL R\$456,10 com o preço da tonelada vigente em abril de 2013; para a categoria arbóreo-arbustivo aberto, aproximadamente 1.573 ha de APPs, com um potencial de 212,97tCO<sub>2</sub>e/ha e rendimento de R\$553,70; e por último, para a categoria herbáceo predominante, 388 ha de APPs, com um potencial de sequestro de 243,80tCO<sub>2</sub>e/ha e rendimento de R\$633,90. Isso permite concluir que com o restauro florestal dessas APPs as florestas, ainda jovens e degradadas, sequestrarão quantidades significativas de carbono até atingir o porte máximo. O rendimento financeiro obtido com o sequestro florestal de carbono arcaria parcialmente com os custos do restauro florestal das matas ripárias em APPs. Com o valor da tCO<sub>2</sub>e a R\$26,00 para a categoria arbóreo fechado, R\$58,00 para a categoria arbóreo-arbustivo aberto e R\$84,00 para a categoria herbáceo predominante, empresas com o interesse

de compensar suas emissões de GEEs poderiam comprar as RECs a estes valores estipulados, agregando sua imagem aos projetos de sequestro de carbono.

Palavras-Chave: Mata Ripária, Área de Preservação Permanente, Sequestro Florestal de Carbono.



## ABSTRACT

The intense greenhouse gas (GHG) emissions into the atmosphere, including Carbon Dioxide (CO<sub>2</sub>), are the main causes intensifying climate changes. According to Brazil's Forest Code, riparian forests are part of the Permanent Preservation Areas (PPAs) of water bodies, and their primary function regards their preservation, thereby contributing to biodiversity. Moreover, they contribute to minimize the greenhouse effect by promoting carbon sequestration (CO<sub>2</sub>). Thus, their preservation and/or recovery are the focal point of great concern. The objective of this study is to determine the potential for forest carbon sequestration in riparian forests of PPAs under the Unit for Water Resources Management of the Tietê-Jacaré (UGRHI 13) in the city of São Carlos – SP, Brazil. The recuperation of the riparian areas was declared as high priority by the Committee of the Watershed UGRHI 13 in its Watershed Plan. Within this plan, forestry projects under the Clean Development Mechanism (CDM) represent an incentive for reforesting the PPAs of the water bodies of UGRHI 13 and other UGRHIs. The methodology used in this work consisted in the use of visual interpretation of satellite images, field samplings and the development of procedures to classify the degradation levels of the riparian forests into three categories: closed-canopy, open shrubland and predominantly herbaceous. The methodology also included applying a model to determine the Potential Biomass Index (PBI), estimating the carbon dioxide equivalent (CO<sub>2</sub>e) density, calculating the financial yield from the income of Certified Emission Reductions (CERs) for the forests in the study area, and determining the tCO<sub>2</sub>e value. For the closed canopy category, approximately 1.372 ha of PPAs with potential sequestration of 175.43tCO<sub>2</sub>e/ha were found, which would yield CDM of R\$456.10 with the current price per tonne in April 2013; for the open shrubland category, approximately 1.573 ha of the PPAs, with a potential of 212.97tCO<sub>2</sub>e/ha and yield of R\$553.70; and lastly, for the predominantly herbaceous category, 388 ha of PPAs, with a sequestration potential of 243.80tCO<sub>2</sub>e/ha and yield of R\$633.90. This indicates that by restoring the still young and degraded forests of these PPAs, they will sequester significant amounts of carbon until they reach their maximum size. The financial revenues obtained by forest carbon sequestration would bear part of the costs of restoring the riparian forests in the PPAs. With the tCO<sub>2</sub>e values at R\$26.00 for the closed canopy category, R\$58.00 for the open shrubland category and R\$84.00 for the predominantly herbaceous category, companies interested in offsetting their GHG emissions could buy the RECs at the values stipulated, adding their image to the carbon sequestration projects.

Keywords: Riparian Forest, Permanent Preservation Areas, Forest Carbon Sequestration.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Área de Preservação Permanente de cursos d'água .....	26
Figura 2 – APPs de nascentes e cursos d'água de menos de 10 metros de largura.....	28
Figura 3 – APPs para cursos d'água médios e grandes .....	28
Figura 4 – Mata ciliar .....	33
Figura 5 – Zonas 1 e 2 para mata ripária .....	35
Figura 6 – Solo com e sem mata ciliar, susceptível à erosão .....	36
Figura 7 – Custos do restauro florestal pelos cenários de intervenção na área .....	41
Figura 8 – Ciclo de um Projeto MDL.....	48
Figura 9 – Localização do município de São Carlos - SP .....	61
Figura 10 – UGRHIs pertencentes ao município de São Carlos – SP.....	62
Figura 11 – Divisão das Sub-bacias hidrográficas no município de São Carlos - SP .....	63
Figura 12 – Fluxograma da Etapa 1 .....	71
Figura 13 – Fluxograma da Etapa 2 .....	80
Figura 14 – Fluxograma da Etapa 3 .....	82
Figura 15 – Tabela do Erro RMS apresentado no software ArcGIS 10.....	83
Figura 16 – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da área de estudo .....	85
Figura 17 – Gráfico com as porcentagens de cada categoria de degradação das matas ripárias da área de estudo.....	86
Figura 18 – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Chibarro.....	88
Figura 19 – Gráfico com as porcentagens de cada categoria de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Chibarro .....	89
Figura 20 – Mata ripária conservada .....	90
Figura 21 – Local coberto por gramíneas .....	90
Figura 22 – Local coberto por gramíneas e algumas árvores .....	91
Figura 23 – Mata ripária do Rio Chibarro .....	91
Figura 24 – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Monjolinho.....	93
Figura 25 – Gráfico com as porcentagens de cada categoria de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Monjolinho .....	94
Figura 26 – Trecho do Rio Monjolinho.....	95
Figura 27 – Nascente com mata ripária conservada .....	95

Figura 28 – Córrego sem mata ripária conservada .....	96
Figura 29 – Córrego com presença de algumas árvores na APP .....	96
Figura 30 – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Feijão.....	98
Figura 31 – Gráfico com as porcentagens de cada categoria de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Feijão .....	99
Figura 32 – Mata ripária do Ribeirão do Feijão .....	100
Figura 33 – APP com predominância herbácea.....	100
Figura 34 – Mata ripária com gramíneas e algumas árvores.....	101
Figura 35 – Nascente com APP conservada e marcação das coordenadas geográficas no local .....	101
Figura 36 – Represa do Parque Itaipu com APP conservada .....	102
Figura 37 – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Jacaré-Guaçu .....	103
Figura 38 – Gráfico com as porcentagens de cada categoria de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Jacaré-Guaçu.....	104
Figura 39 – Mata ripária de difícil acesso .....	105
Figura 40 – Rio Jacaré-Guaçu .....	105
Figura 41 – App conservada.....	106
Figura 42 – Fragmentos de mata ripária.....	106
Figura 43 – Classes de solo da UGRHI 13 no município de São Carlos .....	108
Figura 44 – Remanescentes de vegetação da UGRHI 13 no município de São Carlos .....	110
Figura 45 – Fertilidade dos solos da UGRHI 13 no município de São Carlos.....	111
Figura 46 – Pesos atribuídos aos solos da UGRHI 13 no município de São Carlos .....	112
Figura 47 – Altimetria da UGRHI 13 no município de São Carlos .....	114
Figura 48 – Peso atribuído às altitudes da UGRHI 13 no município de São Carlos.....	115
Figura 49 – Declividade da UGRHI 13 no município de São Carlos.....	117
Figura 50 – Pesos atribuídos às declividades da UGRHI 13 no município de São Carlos ....	118
Figura 51 – Precipitação anual da UGRHI 13 no município de São Carlos .....	120
Figura 52 – Peso atribuído à precipitação anual da UGRHI 13 no município de São Carlos	121
Figura 53 – Peso atribuído ao ICMW da UGRHI 13 no município de São Carlos.....	123
Figura 54 – Índice de Biomassa Potencial da UGRHI 13 no município de São Carlos.....	126
Figura 55 – Toneladas de biomassa estimadas para a UGRHI 13 no município de São Carlos .....	127

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Limites recomendados para APPs .....	29
Tabela 2 - Custos para restauro florestal .....	40
Tabela 3 - Equações alométricas para cálculo de biomassa acima do solo .....	57
Tabela 4 – Equações alométricas para cálculo de biomassa de árvores tropicais .....	58
Tabela 5 – Tamanho de parcelas .....	69
Tabela 6 – Classes de textura dos solos.....	73
Tabela 7 – Classificação segundo a textura dos solos .....	73
Tabela 8 – Atributos químicos considerados na classificação da fertilidade .....	74
Tabela 9 – Classes de fertilidade dos solos .....	74
Tabela 10 – Classificação de fertilidade dos solos .....	75
Tabela 11 – Distribuição dos pesos por tipos de solos .....	75
Tabela 12 – Distribuição dos pesos por altitude.....	76
Tabela 13 – Distribuição dos pesos por declividade .....	77
Tabela 14 – Distribuição dos pesos por precipitação .....	79
Tabela 15 – Valores médios de biomassa encontrados na literatura .....	79
Tabela 16 – Informações sobre as categorias de degradação das matas ripárias da área de estudo.....	86
Tabela 17 – Informações sobre as categorias de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Chibarro.....	89
Tabela 18 – Informações sobre as categorias de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Monjolinho .....	94
Tabela 19 – Informações sobre as categorias de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Feijão .....	99
Tabela 20 – Informações sobre as categorias de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Jacaré-Guaçu .....	104
Tabela 21 - Densidade de biomassa potencial média obtida da calibração do modelo.....	124
Tabela 22 - Densidade de biomassa potencial estimada, de carbono e de dióxido de carbono equivalente para a UGRHI 13 em São Carlos .....	128
Tabela 23 - Densidades de biomassa potencial estimada, de carbono e de dióxido de carbono equivalente para as matas ripárias.....	128
Tabela 24 – Densidades de sequestro florestal de carbono potencial estimado para as matas ripárias .....	129

Tabela 25 – Comparação do rendimento e custo de restauro florestal para as três categorias de degradação, com o valor de € 1.00 por tCO <sub>2</sub> e (valores em R\$ de abril de 2013).....	130
Tabela 26 – Comparação do rendimento e custo de restauro florestal para as três categorias de degradação, com o valor de € 26.00 por tCO <sub>2</sub> e (valores em R\$ de abril de 2013).....	131
Tabela 27 – Valor mínimo para a tCO <sub>2</sub> e/ha para cada categoria de degradação.....	131

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Cronograma das etapas de manutenção de um local em recuperação .....	39
Quadro 2 – Informações sobre a imagem da área do satélite Landsat 5 utilizada na pesquisa	67
Quadro 3 – Informações sobre as imagens da área do satélite Quickbird utilizada na pesquisa .....	68
Quadro 4 – Informações sobre os dados SRTM.....	76

## LISTA DE SIGLAS

AND – Autoridade Nacional Designada  
AFOLU – Agriculture, Forestry and Other Land Use  
APPs – Áreas de Preservação Permanente  
CE – Comércio de Emissões  
COPs – Conference of the Parts  
COP/MOP – Conference of the Parts Meeting of the Parties to the Kyoto Protocol  
CO<sub>2</sub> – Dióxido de Carbono  
CO<sub>2</sub>e – Dióxido de Carbono equivalente  
CH<sub>4</sub> – Metano  
CCX – Chicago Climate Exchange  
DAP – Diâmetro a Altura do Peito  
DCP – Documento de Concepção do Projeto  
EOD – Entidade Operacional Designada  
F/R – Florestamento/Reflorestamento  
GEEs – Gases de Efeito Estufa  
GPS – Global Position System  
HFC – Hidrofluorcarbonos  
IBP – Índice de Biomassa Potencial  
IC – Implementação Conjunta  
ICMW – Índice Climático Modificado de Weck  
INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais  
IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change  
LULUCF – Land Use, Land Use Change and Forestry  
MDL – Mecanismo de Desenvolvimento Limpo  
NDVI – Índice de Vegetação da Diferença Normalizada  
MVC – Mercado Voluntário de Carbono  
N<sub>2</sub>O – Óxido Nitroso  
OMM – Organização Mundial de Meteorologia  
OTC – Over-The-Counter  
PFCs – Perfluorcarbonos  
PLE – Produção Líquida do Ecossistema  
PNUMA – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

PPB – Produção Primária Bruta

PPL – Produção Primária Líquida

RECs – Reduções de emissões certificadas

REct – Reduções de emissões certificadas temporárias

RECl – Reduções de emissões certificadas a longo prazo

SF<sub>6</sub> – Hexafluoreto de enxofre

SIG – Sistema de Informações Geográficas

SRTM – Shuttle Radar Topography Mission

tCO<sub>2e</sub> – Tonelada de CO<sub>2</sub> equivalente

UGRHIs – Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos

UNFCCC – United Nations Framework Convention on Climate Change



## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	19
2 OBJETIVOS.....	22
3 BASE CONCEITUAL .....	23
3.1 Ciclo do carbono e mudanças climáticas.....	23
3.2 Áreas de Preservação Permanente de cursos d'água .....	24
3.3 Matas Ripárias .....	32
3.3.1 Recomposição florestal de matas ripárias.....	36
3.4 Sensoriamento remoto e imagens de satélite para análise da vegetação .....	41
3.4.1 Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI).....	44
3.5 O Protocolo de Quioto e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) .....	45
3.6 O mercado de carbono .....	51
3.7 Atividades de projetos de florestamento e reflorestamento no âmbito do MDL.....	52
3.8 Potencial de remoção de carbono atmosférico pelas florestas.....	55
3.8.1 Quantificações dos reservatórios de carbono.....	56
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	61
4.1 Caracterização da área de estudo .....	61
4.2 Estrutura do trabalho.....	64
4.2.1 Classificação das categorias de degradação das matas ripárias .....	65
4.2.2 Determinação do Índice de Biomassa Potencial (IBP).....	72
4.2.3 Estimativa da densidade de dióxido de carbono equivalente das matas ripárias.....	81
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	83
5.1 Definição das categorias de degradação das matas ripárias.....	83
5.1.1 Determinação das faixas de APP consideradas .....	83
5.1.2 Georreferenciamento da imagem de satélite.....	83
5.1.3 Aplicação do Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI).....	84
5.1.4 Categorias de degradação das matas ripárias.....	84
5.2 Índice de Biomassa Potencial (IBP) .....	107
5.3 Densidade de dióxido de carbono das matas ripárias .....	128
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	133
7 REFERÊNCIAS .....	136
ANEXO A – Referências utilizadas por Martins et al. (2009) para valores de biomassa.....	146
APÊNDICE A – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias.....	150

APÊNDICE B – Mapa de Densidade de Biomassa Potencial.....	152
---	-----

## 1 INTRODUÇÃO

O modelo atual de desenvolvimento exerce uma pressão cada vez maior sobre as florestas, principalmente as matas ripárias, que prestam inúmeros serviços ambientais tais como manutenção das margens dos corpos d'água e contribuição para uma melhor qualidade de vida para a população sob influência de uma bacia hidrográfica.

A mata ripária, que de acordo com a legislação brasileira faz parte das Áreas de Preservação Permanente (APPs) de cursos d'água, é responsável por proteger os recursos hídricos, contribuir para a biodiversidade, como também desempenhar outras funções no ecossistema como o controle de processos erosivos. Contudo, as ações antrópicas estão contribuindo para a destruição deste tipo de vegetação, segundo Rodrigues e Gandolfi (2001), pelo modo inadequado de usufruir da paisagem e dos solos no país. Desta forma, atualmente as atividades de recuperação das áreas degradadas tem sido adotadas como a principal medida de remediação dos danos.

No que diz respeito à recuperação das APPs, é clara a obrigação dos proprietários de proteger ou recuperar estas áreas. Entretanto, esta ação exige custos elevados, o que faz com que os mesmos tenham dificuldades em arcarem com as despesas deste trabalho. Posto isto, o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) representa um estímulo a estes proprietários, pois o MDL visa alcançar o desenvolvimento sustentável em países em desenvolvimento, a partir da implantação de tecnologias mais limpas, entre elas o reflorestamento, exportando as reduções de emissões certificadas alcançadas via esses projetos.

Dois dos maiores causadores do aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEEs), principalmente o Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>), são o consumo de combustíveis fósseis e o desmatamento (NIBLEUS e LUNDIN, 2010). No Brasil o maior emissor dos GEEs é o desmatamento. Este aumento das emissões de GEEs está contribuindo para as mudanças climáticas no planeta.

Dessa forma, as mudanças climáticas passaram a serem discutidas em conferências anuais, denominadas Conferências das Partes (COPs), e levou à criação de alguns tratados, cujo foco é definir acordos para redução das emissões de GEEs.

O Protocolo de Quioto, definido na COP-3 em 1997, teve grande importância, pois estabeleceu metas aos países desenvolvidos para redução de suas emissões de GEEs (BRASIL, 1997).

Nesse período surgiu o mercado de carbono, onde os países que ultrapassam as metas estabelecidas de emissões podem comprar o excedente de unidades de emissão dos países que não as utilizam (FRONDIZI, 2009).

Desse modo, o mercado de carbono se torna uma alternativa tanto para os países que necessitam reduzir suas emissões de GEEs, quanto para países em desenvolvimento, que podem se beneficiar financeiramente a partir de atividades como o sequestro de carbono.

O sequestro de carbono pelas florestas tornou-se um foco nas discussões internacionais, principalmente após a Conferência das Partes em 2003 (COP-9). Nesta COP, em sua decisão 19 ficaram estabelecidas, para o primeiro período de compromisso do Protocolo de Quioto (2008-2012), modalidades e procedimentos para atividades de projeto de florestamento e reflorestamento no âmbito do MDL. Essas modalidades e procedimentos estão definidos no documento intitulado *Modalities and Procedures for Afforestation and Reforestation Project Activities under the Clean Development Mechanism in the First Commitment Period of the Kyoto Protocol* (<http://unfccc.int/resouREC/docs/2003/sbsta/127.pdf>).

A fixação de carbono pelas florestas pode dar suporte a programas de reflorestamento no Estado de São Paulo, visto um possível financiamento desses projetos por meio da venda de Reduções de Emissões Certificadas (RECs) (BARBOSA, 2006).

Assim, os proprietários rurais nas bacias do Estado poderiam desenvolver projetos de restauro florestal das matas ripárias degradadas, onde a geração dos créditos arcaria parcialmente com as despesas desses projetos.

Além disso, o Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê-Jacaré (UGRHI 13), UGRHI escolhida no município de São Carlos como área de estudo para este trabalho, estabelece como problema prioritário a razão entre a área vegetada e a área total da UGRHI, reconhecendo como primeira ação a preservação e recuperação da vegetação ripária (COOPERATIVA DE SERVIÇOS, PESQUISAS TECNOLÓGICAS E INDUSTRIAIS, 2008).

Nesse contexto, para o conhecimento das áreas degradadas e do potencial de sequestro de carbono pelas matas ripárias como incentivo ao restauro florestal dessas matas por seus proprietários rurais, o presente trabalho fez uso de técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento por meio do Sistema de Informações Geográficas (SIG). Estas técnicas permitiram o estudo da degradação e do potencial de sequestro florestal de carbono das matas ripárias em APPs rurais da UGRHI 13 no município de São Carlos, visto que a grande maioria das matas ripárias em APPs urbanas foram suprimidas para canalização dos cursos d'água.

Para determinar o potencial de sequestro de carbono foi escolhido o modelo do Índice de Biomassa Potencial (IBP), o qual estima a quantidade de biomassa vegetal potencial acima do solo conforme o clima, a topografia e os solos da área, não considerando as atividades antrópicas.

## 2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é determinar o potencial de sequestro florestal de carbono em matas ripárias de APPs.

Visando alcançar um levantamento do potencial de sequestro florestal de carbono satisfatório, tem-se por objetivos específicos:

- Avaliar o uso de imagens de satélite e de amostragem de campo para classificação da degradação das matas ripárias em categorias de degradação;
- Apresentar em forma de mapa as matas ripárias classificadas em categorias de degradação;
- Apresentar em forma de mapa o Índice de Biomassa Potencial;
- Estimar a densidade de dióxido de carbono equivalente para as matas ripárias da UGRHI 13 no município de São Carlos.

### 3 BASE CONCEITUAL

#### 3.1 Ciclo do carbono e mudanças climáticas

Os benefícios proporcionados pelas florestas tais como alimentos, produção de combustível, biodiversidade, sequestro de carbono, regulação do clima e proteção de bacias hidrográficas, estão relacionados com o ciclo do carbono (HERRERO e BRAVO, 2011).

Por conseguinte, o controle dos fluxos de CO<sub>2</sub> entre a atmosfera e os ecossistemas, se dá por absorção, através da fotossíntese das plantas, e por liberação, por meio da respiração, combustão e decomposição da matéria orgânica (EGGLESTON et al., 2006).

Nessa acepção, Brown, Gillespie e Lugo (1989) salientam que o carbono liberado provém do desmatamento e do aumento da oxidação dos solos, já o carbono removido é provido do reflorestamento e recuperação de florestas e solos.

É sabido que as florestas apresentam o mais longo tempo de residência no ciclo do carbono, de forma que o carbono removido retorna à atmosfera após muitos anos acumulado na biomassa viva e no solo. Logo, com a redução das florestas a capacidade de absorção de CO<sub>2</sub> também reduz, visto que as árvores armazenam CO<sub>2</sub> em sua biomassa após fixarem este gás por meio da fotossíntese.

No que diz respeito às concentrações atmosféricas de CO<sub>2</sub>, estas podem sofrer impactos positivos através de mudanças no uso da terra, sequestrando CO<sub>2</sub> da atmosfera pela vegetação e solo conjuntos (PEARSON, WALKER e BROWN, 2005).

Na atmosfera há constante entrada e saída de GEEs. Chang (2004) menciona que estes gases formam uma película ao redor da Terra, impedindo que a radiação infravermelha térmica solar se dissipe no espaço, esfriando a superfície do planeta. Desse modo, o efeito estufa é um fenômeno natural e imprescindível à vida como a conhecemos, mas o aumento das emissões destes gases está fazendo com que o planeta aqueça em demasiado, provocando alterações climáticas.

O Protocolo de Quioto considera como GEEs o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o metano (CH<sub>4</sub>), o óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), os hidrofluorcarbonos (HFCs), os perfluorcarbonos (PFCs) e o hexafluoreto de enxofre (SF<sub>6</sub>) (BRASIL, 1997).

A estimativa dos fluxos de CO<sub>2</sub> no Setor Agricultura, Floresta e Outros Usos da Terra (AFOLU em inglês) pode ocorrer através de mudanças líquidas nos estoques de carbono ao longo do tempo ou diretamente como rotas de fluxo de gases para e da atmosfera (EGGLESTON et al., 2006).

Segundo Pearson, Brown e Birdsey (2007), a estimativa da quantidade de carbono sequestrado ao longo do tempo se dá por meio da mudança líquida nos estoques de carbono.

A estocagem de CO<sub>2</sub> atmosférico se dá principalmente nos ecossistemas terrestres e na biomassa vegetal acima e abaixo do solo. Os fatores determinantes na análise quantitativa do fluxo global de carbono nos sistemas florestais são: a produção primária bruta (PPB), a qual representa a absorção de CO<sub>2</sub> por meio da fotossíntese das árvores; a produção primária líquida (PPL), que é a PPB menos a respiração; a produção líquida do ecossistema (PLE), que consiste na diferença entre PPL e respiração heterotrófica (decomposição da matéria orgânica morta); e produção líquida do bioma (PLB), representada por PLE menos perdas de carbono adicionais de perturbação, colheita e desmatamento durante a mudança de uso da terra (EGGLESTON et al., 2006).

De acordo com os mesmos autores, as emissões dos GEEs podem ocorrer em qualquer local e se dispersarem por toda atmosfera, causando mudanças globais no clima.

A mudança do clima pode ser entendida como:

[...] uma mudança de clima que possa ser direta ou indiretamente atribuída à atividade humana, que altere a composição da atmosfera mundial e que se some àquela provocada pela variabilidade climática natural observada ao longo de períodos comparáveis (BRASIL, 2009).

Dessa forma, Rosenbaum, Schoene e Mekouar (2004) afirmam que reduzindo as fontes de GEEs e aumentando os sumidouros de carbono em uma escala global é possível controlar o efeito estufa.

Contudo, Chang (2004) faz referência da necessidade de intervenção no aquecimento global pela ação humana, visto este aquecimento ter origem antrópica. Apesar da ampla discussão entre cientistas sobre o aquecimento global e seus impactos, ainda há muitas divergências quanto às causas e consequências do mesmo.

### **3.2 Áreas de Preservação Permanente de cursos d'água**

No que tange a história das áreas protegidas pela legislação ambiental brasileira, surge em 1934 o primeiro Código Florestal, instituído pelo Decreto nº 23.793 de 23 de janeiro de 1934, a fim de proteger os diferentes ecossistemas florestais do país. Conforme Medeiros (2006), o Código objetivava regularizar a ação dos serviços florestais, entre eles o uso da madeira, com o intuito de proteger os recursos disponíveis.



O Código Florestal classificava as florestas em protetoras, remanescentes, modelo e de rendimento (BRASIL, 1934), definidas como:

Art. 4º [...] florestas protetoras as que, por sua localização, servirem conjunta ou separadamente para qualquer dos fins seguintes:

- a) conservar o regime das águas;
- b) evitar a erosão das terras pela ação dos agentes naturais;
- c) fixar dunas;
- d) auxiliar a defesa das fronteiras, de modo julgado necessário pelas autoridades militares;
- e) assegurar condições de salubridade pública;
- f) proteger sítios que por sua beleza mereçam ser conservados;
- g) asilar espécimes raros de fauna indígena.

Art. 5º [...] florestas remanescentes:

- a) as que formarem os parques nacionais, estaduais ou municipais;
- b) as em que abundarem ou se cultivarem espécimes preciosos, cuja conservação se considerar necessária por motivo de interesse biológico ou estético;
- c) as que o poder público reservar para pequenos parques ou bosques, de gozo público.

Art. 6º [...] floresta modelo as artificiais, constituídas apenas por uma, ou por limitado número de essências florestais, indígenas e exóticas, cuja disseminação convenha fazer-se na região.

Art. 7º As demais florestas, não compreendidas na discriminação dos Arts. 4º a 6º, considerar-se-ão de rendimento (BRASIL, 1934).

Em vista, este Código se preocupou também com a conservação das florestas:

Art. 8º - Consideram-se de conservação perene, e são inalienáveis, salvo si o adquirente se obrigar, por si, seus herdeiros e sucessores, a mantê-las sob o regime legal respectivo, as florestas protetoras e as remanescentes (BRASIL, 1934).

Nesse sentido, ressalta-se que não foram demarcados contornos para a floresta protetora considerada perene. Salientando as florestas protetoras presentes nas propriedades privadas, o Art. 11º deste Código e seu parágrafo único, têm a seguinte redação:

As florestas de propriedade privada, nos casos do art. 4º, poderão ser, no todo ou em parte, declaradas protetoras, por Decreto do Governo Federal, em virtude de representação da repartição competente, ou do Conselho Florestal, ficando, desde logo, sujeitas ao regime deste Código e à observância das determinações das autoridades competentes, especialmente quanto ao replantio, à extensão, à oportunidade e à intensidade da exploração.

Parágrafo único – Caberá ao proprietário, em tais casos, a indenização de perdas e danos comprovados, decorrentes do regime especial a que ficar subordinado (BRASIL, 1934).

Quanto à vegetação ripária, o Código faz somente a seguinte menção:

Art. 25º – Os proprietários de terras, próximas de rios e lagos navegados por embarcações a vapor, ou de estradas de ferro, que pretendem explorar a indústria da lenha para abastecimento dos vapores e máquinas, não poderão iniciar o corte de madeira sem licença da autoridade florestal (BRASIL, 1934).

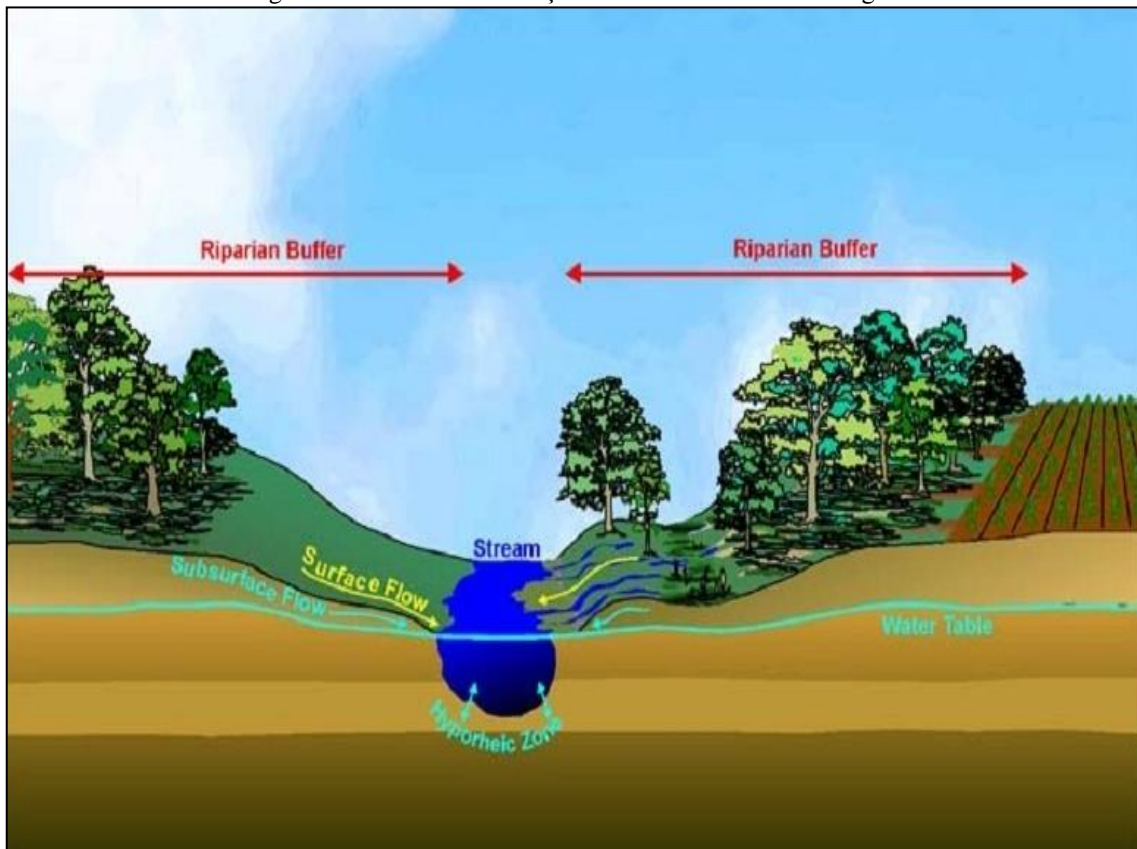
Com o início de um novo período de governo, em 1965 foi instituído um novo Código Florestal pela Lei nº 4.471, de 15 de setembro de 1965. Medeiros (2006) menciona que este Código aboliu a classificação das áreas protegidas definidas no Código de 1934 e passou a utilizar outras categorias de classificação para tentar proteger as florestas, dentre elas as Áreas de Preservação Permanente (APPs).

O Código Florestal de 1965, em seu Art. 1º, inciso II, incluído pela Medida Provisória nº 2.166-67 de 2001, define Área de Preservação Permanente como:

Área protegida nos termos dos arts. 2º e 3º desta Lei, coberta ou não por vegetação nativa e que tem a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e de flora, proteger o solo e garantir o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2001).

Nesse contexto, as matas ripárias fazem parte das APPs de cursos d'água (Figura 1).

Figura 1 – Área de Preservação Permanente de cursos d'água



Fonte: Mayer, Reynolds Junior e Canfield (2005).

Vale ressaltar que existem outros tipos de APPs, dentre eles topos de morros, restingas e encostas com inclinação superior a 45°. O Art. 2º deste Código define:

Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta Lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:

a) ao longo dos rios ou de outro qualquer curso d'água, em faixa marginal cuja largura mínima será:

1 - de 5 (cinco) metros para os rios de menos de 10 (dez) metros de largura:

2 - igual à metade da largura dos cursos que meçam de 10 (dez) a 200 (duzentos) metros de distância entre as margens;

3 - de 100 (cem) metros para todos os cursos cuja largura seja superior a 200 (duzentos) metros.

b) ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d'água naturais ou artificiais;

c) nas nascentes, mesmo nos chamados "olhos d'água", seja qual for a sua situação topográfica;

d) no topo de morros, montes, montanhas e serras;

e) nas encostas ou partes destas, com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive;

f) nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;

g) nas bordas dos tabuleiros ou chapadas;

h) em altitude superior a 1.800 (mil e oitocentos) metros, nos campos naturais ou artificiais, as florestas nativas e as vegetações campestres (BRASIL, 1965).

Após a instituição do Código de 1965, algumas alterações foram feitas, aumentando-se a faixa de preservação permanente. Destacam-se a Lei nº 7.511, de 7 de julho de 1986, a qual alterou dispositivos da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965 (BRASIL, 1986), e a Lei nº 7.803, de 18 de julho de 1989, acrescentando novas alterações no Código Florestal (Figuras 2 e 3), como:

Art. 1º A Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, passa a vigorar com as seguintes alterações:

I - o art. 2º passa a ter a seguinte redação:

Art. 2º .....

a) ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima seja:

1) de 30 (trinta) metros para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;

2) de 50 (cinquenta) metros para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;

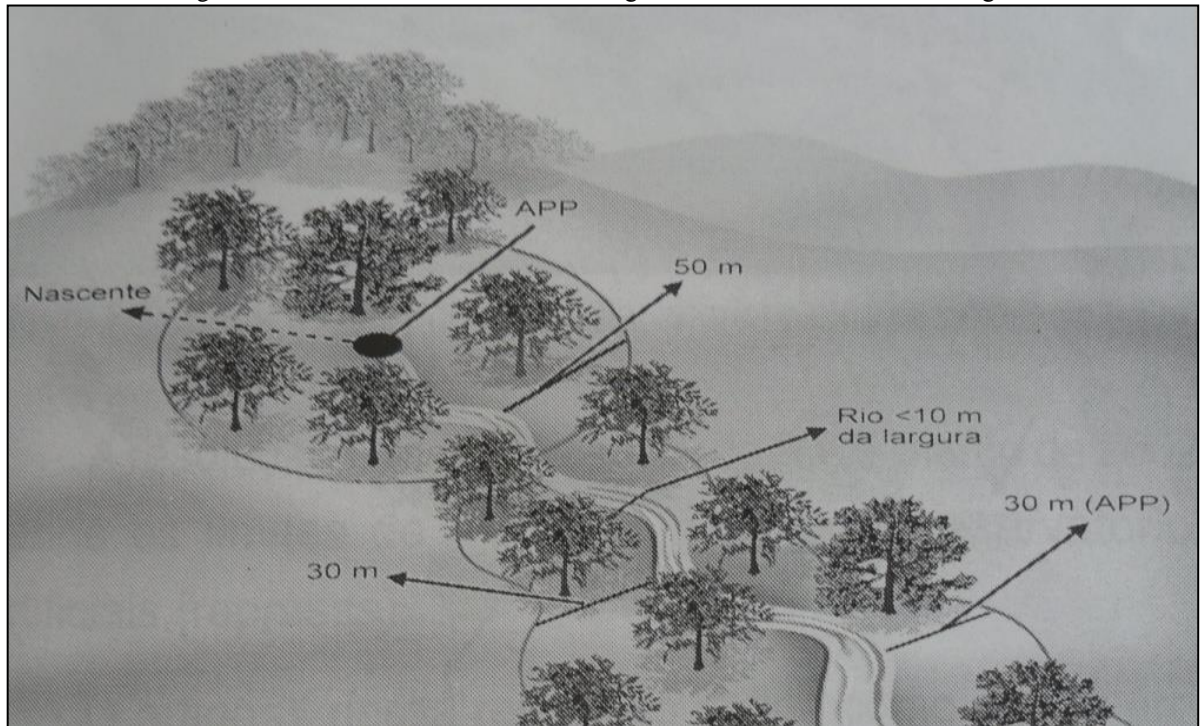
3) de 100 (cem) metros para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;

4) de 200 (duzentos) metros para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;

5) de 500 (quinhentos) metros para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;

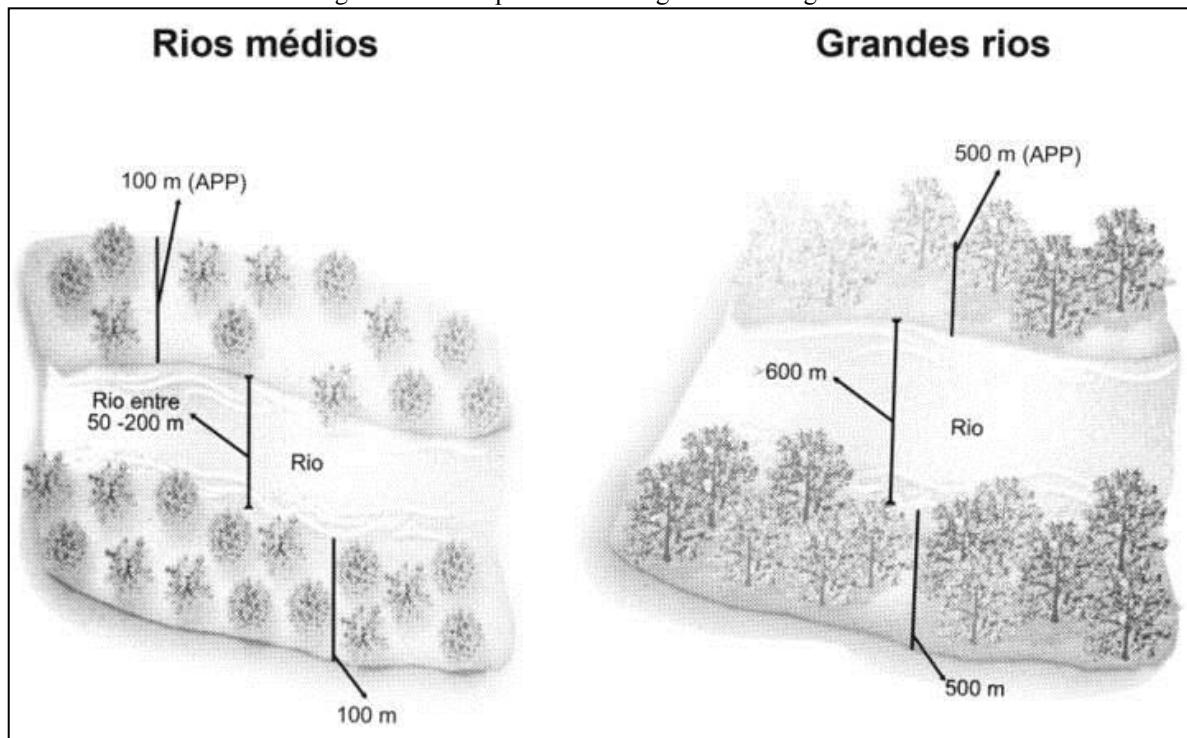
c) nas nascentes, ainda que intermitentes e nos chamados "olhos d'água", qualquer que seja a sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de largura (BRASIL, 1989).

Figura 2 – APPs de nascentes e cursos d'água de menos de 10 metros de largura



Fonte: Martins (2007).

Figura 3 – APPs para cursos d'água médios e grandes



Fonte: Martins (2007).

Sendo assim, deve ser preservada, conforme legislação ambiental brasileira vigente, todo tipo de vegetação natural que margeia cursos d'água e esteja no entorno de nascentes e reservatórios.

Ponderando sobre os limites das faixas de APPs, o Department of Environmental Protection (2010), estado da Pensilvânia – EUA, estabelece como largura ideal um mínimo de 100 pés (30,48m) para as matas ripárias, mantendo a qualidade da água e o habitat aquático, e para cursos d'água de valor excepcional ou águas de alta qualidade, a largura ideal é de 150 pés (45,72m).

Em áreas com presença de encostas íngremes ou solos de permeabilidade muito baixa ou com alto potencial erosivo, e que se deseja alcançar os benefícios ambientais, a largura da mata ripária deve ser aumentada (DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION, 2010).

Segundo o mesmo autor, dentre os critérios científicos para determinar a largura da mata ripária, as funções fornecidas por essas matas em condições locais são as mais importantes e, portanto, para proporcionar diversas funções, as faixas de mata ripária devem ser de no mínimo 100 pés (30,48m) na maioria das circunstâncias.

Fisher e Fischenich (2000) apresentam alguns limites recomendados para estas áreas (Tabela 1).

Tabela 1 – Limites recomendados para APPs

<b>Função</b>	<b>Limite recomendado</b>
Proteção da qualidade da água	5 a 30m
Habitat ripário	30 a 500m +
Estabilização de curso d'água	10 a 20m
Atenuação de inundação	20 a 150m
Entrada detrítica	3 a 10m

Fonte: Adaptado de Fisher e Fischenich (2000).

Desse modo, os autores definem a largura dessas áreas de acordo com o que se quer proteger, preocupando-se com as diversas funções que tais áreas promovem aos ecossistemas ripários.

Dando sequência à legislação brasileira sobre APPs, em 20 de março de 2002, foram promulgadas as Resoluções CONAMA n° 302 e 303. A primeira dispôs sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno (BRASIL, 2002a), e a segunda, sobre parâmetros,

definições e limites das outras Áreas de Preservação Permanente (BRASIL, 2002b). Vale destacar a resolução CONAMA 369, de 28 de março de 2006, que estabeleceu em seu Art. 2º:

O órgão ambiental competente somente poderá autorizar a intervenção ou supressão de vegetação em APP, devidamente caracterizada e motivada mediante procedimento administrativo autônomo e prévio, e atendidos os requisitos previstos nesta resolução e noutras normas federais, estaduais e municipais aplicáveis, bem como no Plano Diretor, Zoneamento Ecológico-Econômico e Plano de Manejo das Unidades de Conservação, se existentes, nos seguintes casos:

I - utilidade pública:

- a) as atividades de segurança nacional e proteção sanitária;
- b) as obras essenciais de infra-estrutura destinadas aos serviços públicos de transporte, saneamento e energia;
- c) as atividades de pesquisa e extração de substâncias minerais, outorgadas pela autoridade competente, exceto areia, argila, saibro e cascalho;
- d) a implantação de área verde pública em área urbana;
- e) pesquisa arqueológica;
- f) obras públicas para implantação de instalações necessárias à captação e condução de água e de efluentes tratados; e
- g) implantação de instalações necessárias à captação e condução de água e de efluentes tratados para projetos privados de aquicultura, obedecidos os critérios e requisitos previstos nos §§ 1º e 2º do art. 11, desta Resolução.

II - interesse social:

- a) as atividades imprescindíveis à proteção da integridade da vegetação nativa, tais como prevenção, combate e controle do fogo, controle da erosão, erradicação de invasoras e proteção de plantios com espécies nativas, de acordo com o estabelecido pelo órgão ambiental competente;
- b) o manejo agroflorestal, ambientalmente sustentável, praticado na pequena propriedade ou posse rural familiar, que não descaracterize a cobertura vegetal nativa, ou impeça sua recuperação, e não prejudique a função ecológica da área;
- c) a regularização fundiária sustentável de área urbana;
- d) as atividades de pesquisa e extração de areia, argila, saibro e cascalho, outorgadas pela autoridade competente;

III - intervenção ou supressão de vegetação eventual e de baixo impacto ambiental, observados os parâmetros desta Resolução (BRASIL, 2006b).

Mais recentemente, a Resolução CONAMA nº 429, de 28 de fevereiro de 2011, dispôs sobre a metodologia de recuperação das APPs:

Art. 3º A recuperação de APP poderá ser feita pelos seguintes métodos:

I - condução da regeneração natural de espécies nativas;

II - plantio de espécies nativas; e

III - plantio de espécies nativas conjugado com a condução da regeneração natural de espécies nativas (BRASIL, 2011).

Em face às disposições e definições sobre as APPs, no ano de 2012 muito se ouviu falar sobre as novas alterações do Código Florestal. Este gerou grandes manifestações em busca de um acordo para definição das melhores mudanças a serem feitas para manutenção das APPs e o desenvolvimento agrícola do país.

Sobre as faixas de APP, esta Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, estabeleceu:

Art. 4º Considera-se Área de Preservação Permanente, em zonas rurais ou urbanas, para os efeitos desta Lei:

I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:

- a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;
- b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
- c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
- d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;
- e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;

II - as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:

- a) 100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros;
- b) 30 (trinta) metros, em zonas urbanas;

III - as áreas no entorno dos reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais, na faixa definida na licença ambiental do empreendimento;

IV - as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros (BRASIL, 2012a).

Verifica-se que os valores das faixas de APPs não sofreram alterações do Código Florestal anterior, mas sim, houve alteração na obrigação da recuperação das APPs. A Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 foi alterada pela Lei 12.727 de 17 de outubro de 2012, da seguinte forma:

Art. 61-A. Nas Áreas de Preservação Permanente, é autorizada, exclusivamente, a continuidade das atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural em áreas rurais consolidadas até 22 de julho de 2008.

§ 1º Para os imóveis rurais com área de até 1 (um) módulo fiscal que possuam áreas consolidadas em Áreas de Preservação Permanente ao longo de cursos d'água naturais, será obrigatória a recomposição das respectivas faixas marginais em 5 (cinco) metros, contados da borda da calha do leito regular, independentemente da largura do curso d'água.

§ 2º Para os imóveis rurais com área superior a 1 (um) módulo fiscal e de até 2 (dois) módulos fiscais que possuam áreas consolidadas em Áreas de Preservação Permanente ao longo de cursos d'água naturais, será obrigatória a recomposição das respectivas faixas marginais em 8 (oito) metros, contados da borda da calha do leito regular, independentemente da largura do curso d'água.

§ 3º Para os imóveis rurais com área superior a 2 (dois) módulos fiscais e de até 4 (quatro) módulos fiscais que possuam áreas consolidadas em Áreas de Preservação Permanente ao longo de cursos d'água naturais, será obrigatória a recomposição das respectivas faixas marginais em 15 (quinze) metros, contados da borda da calha do leito regular, independentemente da largura do curso d'água.

§ 4º Para os imóveis rurais com área superior a 4 (quatro) módulos fiscais que possuam áreas consolidadas em Áreas de Preservação Permanente ao longo de cursos d'água naturais, será obrigatória a recomposição das respectivas faixas marginais.

II - nos demais casos, conforme determinação do PRA, observado o mínimo de 20 (vinte) e o máximo de 100 (cem) metros, contados da borda da calha do leito regular.

§ 5º Nos casos de áreas rurais consolidadas em Áreas de Preservação Permanente no entorno de nascentes e olhos d'água perenes, será admitida a manutenção de atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo ou de turismo rural, sendo obrigatória a recomposição do raio mínimo de 15 (quinze) metros.

§ 6º Para os imóveis rurais que possuam áreas consolidadas em Áreas de Preservação Permanente no entorno de lagos e lagoas naturais, será admitida a manutenção de atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo ou de turismo rural, sendo obrigatória a recomposição de faixa marginal com largura mínima de:

I - 5 (cinco) metros, para imóveis rurais com área de até 1 (um) módulo fiscal;

II - 8 (oito) metros, para imóveis rurais com área superior a 1 (um) módulo fiscal e de até 2 (dois) módulos fiscais;

III - 15 (quinze) metros, para imóveis rurais com área superior a 2 (dois) módulos fiscais e de até 4 (quatro) módulos fiscais; e

IV - 30 (trinta) metros, para imóveis rurais com área superior a 4 (quatro) módulos fiscais (BRASIL, 2012b).

É possível notar que com tais alterações o potencial de restauro florestal é reduzido, visto que as faixas de APP foram reduzidas na obrigação de sua recomposição. Sendo assim, é notória a colocação como prioridade pública o restauro florestal de tais áreas.

Novas modificações ainda podem acontecer com relação às faixas de APP, pois as discussões sobre as mudanças no Código Florestal continuam.

Considerando todo o exposto sobre a legislação brasileira a cerca das APPs, e dando ênfase às de cursos d'água, o papel que essas áreas representam em uma bacia hidrográfica em termos de proteção dos ecossistemas ribeirinhos é de suma importância.

Fica evidente que as características peculiares apresentadas pelas APPs explicam o fato destas áreas receberem restrições que não são aplicadas a outros tipos de áreas, visto os benefícios que proporcionam aos corpos d'água.

### **3.3 Matas Ripárias**

As matas ripárias recebem diversas denominações, entre elas, florestas ciliares, matas de galeria, florestas ribeirinhas, áreas ripárias e matas ciliares (Figura 4).

Estas formações ripárias são entendidas como os diversos tipos de vegetação arbórea vinculada às margens de cursos d'água (AB'SÁBER, 2001).



Figura 4 – Mata ciliar



Fonte: A Autora (2012).

O termo mata ripária é utilizado para designar a vegetação de entorno dos corpos d'água, pois abrange os dois outros termos mais utilizados: mata de galeria e mata ciliar.

A mata de galeria caracteriza-se pela vegetação que margeia os cursos d'água estreitos, onde as copas das árvores formam uma galeria sobre estes. Já a mata ciliar age como os “cílios” das margens dos cursos d'água largos. Ambas com função protetora dos cursos d'água.

O solo que sustenta esse tipo de vegetação sofre influência com o regime de cheias dos rios e variação do lençol freático, determinando, assim, as espécies de ocorrência em áreas úmidas e secas (MARTINS, 2007). De acordo com o mesmo autor, nas matas ripárias encontra-se uma grande heterogeneidade fisionômica, florística e estrutural devido à vegetação ripária sofrer influência ainda do clima, da topografia e da formação florestal em que está contida, distintas em diversas regiões.

Para Rodrigues (2001), as características geológicas, geomorfológicas, climáticas, hidrológicas e hidrográficas encontradas no ambiente das matas ripárias são determinantes na definição da paisagem, assim como das condições ecológicas locais.

Brown Junior (2001) menciona que todas as matas ripárias abrangem fatores preponderantes, tais como sombra e água abundante, que influenciam a composição, dinâmica e estruturas comunitárias dessas matas.

Dessa forma, as florestas ripárias são encontradas em estágios primário, secundário e clímax (florestas maduras). São Paulo (1994), em seu Art. 1º define:

Considera-se vegetação primária aquela vegetação de máxima expressão local, com grande diversidade biológica, sendo os efeitos das ações antrópicas mínimos, a ponto de não afetar significativamente suas características originais de estrutura e de espécie (SÃO PAULO, 1994).

Considera-se, portanto, que floresta primária é a que se encontra perfeitamente intocada, que nunca sofreu intervenção antrópica.

Para a vegetação secundária, São Paulo (1994) descreve algumas características para Florestas Ombrófilas e Estacionais em estágios inicial, médio e avançado de regeneração. Assim, a floresta secundária é a que se encontra em estágio de regeneração.

A importância da presença de florestas às margens dos cursos d'água baseia-se nos extensos benefícios que as matas ripárias provêm ao ecossistema, de modo a proteger os recursos naturais bióticos e abióticos (DURIGAN e SILVEIRA, 1999).

Segundo Gênova, Honda e Durigan (2007), a existência de vegetação no entorno dos corpos d'água auxilia as funções hidrológicas das bacias hidrográficas, tanto na qualidade quanto no regime de fluxo da água, sendo motivo de atenção em ações de planejamento e recuperação do ambiente ripário.

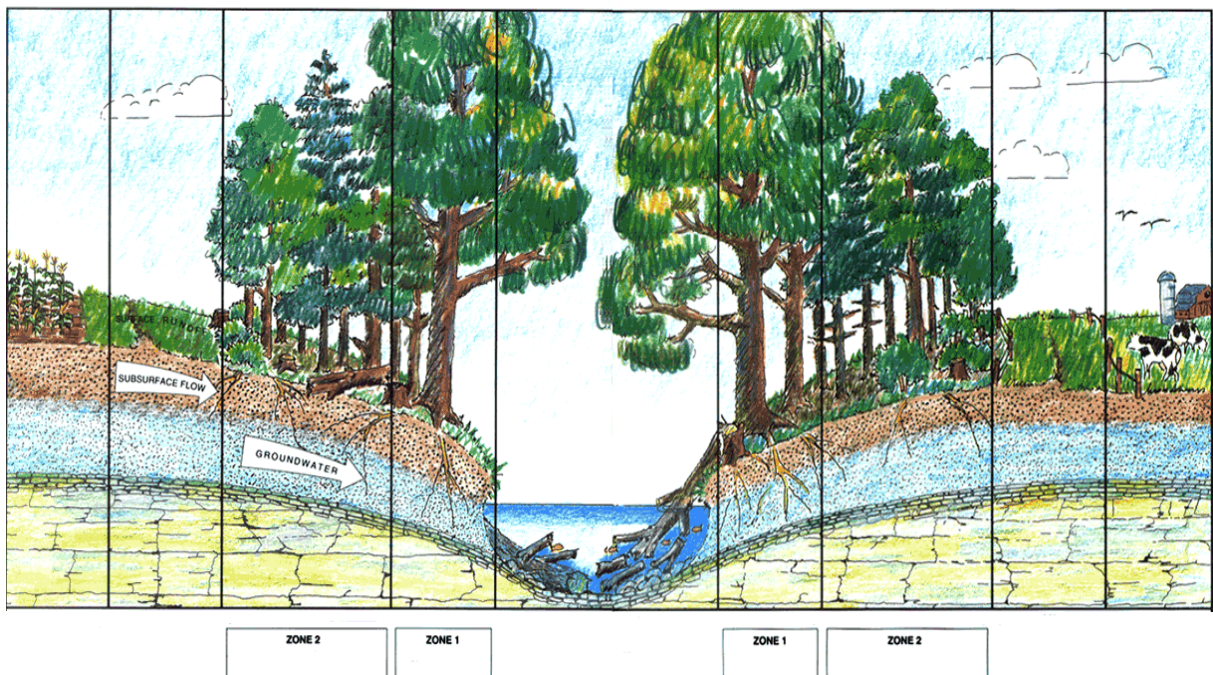
Entre as funções das matas ripárias, está o impedimento do rápido escoamento superficial, que no contexto urbano é de grande relevância, considerando os eventos de inundações ocorridos devidos à impermeabilização do solo. A criação de corredores de migração e condições propícias de abrigo e reprodução para a fauna, como também a contenção de processos erosivos e a fixação de carbono pelas florestas em crescimento, constituem-se funções importantes das matas ripárias. Lima e Zakia (2001) relatam como funções dessas matas, o papel de proteção em relação às nascentes e áreas de afluência, assim como, a sustentação da vazão do curso d'água em períodos de seca.

Outras duas funções das matas ripárias são destacadas por Barrela et al. (2001), a de que estas reduzem a incidência de energia solar no ecossistema hídrico, mantendo sua temperatura, e a de que contribuem com alimentos para a fauna aquática.

O Department of Environmental Protection (2010), EUA, recomenda duas zonas distintas para a mata ripária: a Zona 1 inicia-se no topo da elevação de um corpo d'água

e a vegetação predominante deve conter diversas espécies de árvores nativas, tendo por objetivos a criação de um ecossistema estável e adjacente ao curso d'água, prover uma área de contato solo/água para facilitar os processos de tamponamento de nutrientes, proporcionar sombra para estabilizar a temperatura da água incentivando a produção de formas benéficas de algas e contribuir com detritos lenhosos como alimento para o ecossistema; a Zona 2 inicia-se na margem da Zona 1 e a vegetação predominante deve conter várias espécies de árvores nativas e arbustivas, tendo por objetivos a remoção e transformação de sedimentos e outros poluentes e proporcionar o armazenamento de nutrientes na biomassa das árvores e arbustos a longo prazo, além de fornecer o habitat dos animais selvagens e benefícios econômicos para o proprietário se o recurso florestal for sustentável. Conforme o mesmo autor para a Zona 1 a largura média mínima da mata ripária é de 50 pés (15,24m), enquanto a da Zona 2 é de 100 pés (30,48m) (Figura 5).

Figura 5 – Zonas 1 e 2 para mata ripária



Fonte: Modificado de Welsch (1991).

Como é possível notar, diversas são as funções e contribuições das matas ripárias para o desenvolvimento dos ecossistemas do seu entorno. A conservação dessas matas proporciona redução dos impactos negativos que atingem o ambiente ripário. Sendo assim, é de interesse fundamental recuperar as matas que margeiam os corpos d'água em tais áreas, visto o estado em que se encontram as matas em diversas bacias hidrográficas brasileiras.

De acordo com Martins (2007), os intensos processos de urbanização, a abertura de estradas, construção de hidrelétricas, cultivo agrícola, formação de pastagens, até mesmo a visão de obstáculo de acesso do gado ao curso d'água pelos produtores rurais são fatores que afetam as matas ripárias. O autor menciona que a degradação da vegetação ripária acarreta diversos problemas ambientais, visto que desobedece a legislação que obriga a preservação dessas matas.

No estado de São Paulo uma porção significativa de mata ripária em propriedades rurais foi suprimida ou sofreu degradação, desse modo, no território paulista mais de um milhão de hectares de APP de matas ripárias apresentam-se sem cobertura florestal e com o solo desprotegido e susceptível à erosão (Figura 6), carreando sedimentos e matéria orgânica para os ecossistemas aquáticos (RESENDE, 2006 e BARBOSA, 2006). Isto implica a necessidade de recuperação destas áreas para que as funções das matas ripárias voltem a se estabelecer.

Figura 6 – Solo com e sem mata ciliar, susceptível à erosão



Fonte: A Autora (2011).

### 3.3.1 Recomposição florestal de matas ripárias

No que diz respeito à recomposição florestal de uma área de mata ripária, cuja fisionomia passa por diversas situações modificadoras, é importante ressaltar o conceito de

resiliência, que segundo Aronson et al. (1993), é a capacidade do ecossistema em se regenerar após alguma alteração natural ou antrópica, relacionando-se com a saúde do ecossistema.

Conforme o ecossistema sofre modificações, tanto naturais como antrópicas, de diferentes magnitudes e frequência, a sua resiliência poderá ser afetada (MARTINS, 2007). Dessa forma, uma área pode estar perturbada ou degradada. Este mesmo autor diferencia uma área perturbada de uma área degradada, a primeira faz referência a uma área com resiliência, que consegue regenerar-se naturalmente depois de um distúrbio; a segunda a uma área que perdeu sua resiliência após passar por um grande impacto e não consegue sequer atingir um estado de equilíbrio dinâmico.

Quando a resiliência não acontece, um processo de recuperação da área pode ser iniciado através do plantio de mudas ou sementeira, ou através de enriquecimento, com o preenchimento dos espaços vagos por mudas, contribuindo para a formação da floresta.

Para isso, dois termos são mais utilizados: a restauração ecológica e a recuperação.

A restauração ecológica, definida pela Society for Ecological Restoration, é um processo que não reproduz fielmente um modelo na natureza, mas que recobra a estabilidade e integridade biológica dos ecossistemas naturais (ENGEL e PARROTTA, 2008).

O termo recuperação dá uma ideia de revegetação apenas, segundo o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (1990) a recuperação se resume à volta de um sítio degradado a uma forma e utilização seguindo um plano preestabelecido de utilização do solo.

A restauração até o estado original do ecossistema natural é algo impossível, visto as características dinâmicas destes, mas o termo vem sendo bastante aplicado, considerando não apenas a revegetação, mas proporcionando condições favoráveis ao restabelecimento da biodiversidade local e estabilidade no decorrer dos anos, utilizando espécies típicas da área (ENGEL e PARROTTA, 2008). Assim, de acordo com os autores, em longo prazo as comunidades estarão mais próximas possíveis das naturais em estrutura e funcionamento.

Para este trabalho o termo restauração ecológica enquadra-se melhor na proposta que se almeja alcançar para as matas ripárias, portanto, adotou-se neste trabalho o termo restauro florestal.

Outro termo utilizado também, é o reflorestamento, mas este transmite a ideia de uso de espécies exóticas para a revegetação e aproveitamento comercial.

Scarpinella (2002) menciona que o reflorestamento tem despertado o interesse de empresas de muitos setores, organizações não-governamentais e até do meio acadêmico, visando a participação no mercado mundial de carbono.

No período de 1998 a 2007 o reflorestamento contribuiu, em média, com a conservação de mais de 5 milhões de hectares por ano de florestas (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2010).

Ante ao exposto, independente do termo utilizado para reverter o processo de degradação, é importante salientar que, para a recomposição florestal de uma área degradada é necessário avaliar as condições atuais da área degradada antes da implementação desta. Assim, identificam-se as melhores técnicas a serem empregadas no processo de recuperação da área.

De acordo com São Paulo (2009), a Resolução SMA 30, de 14 de maio de 2009, determina em seu Art. 7º:

Os reflorestamentos devem ser executados seguindo as orientações constantes da Resolução SMA 8 de 31-01-08, prevendo o plantio de espécies nativas de ocorrência regional, com alta diversidade, aproveitamento do potencial de regeneração natural, controle de competidores e de espécies invasoras e a adoção de práticas de manutenção e monitoramento (SÃO PAULO, 2009).

Na recuperação de matas ripárias o uso de espécies exóticas é proibido pela legislação brasileira, haja visto que estas podem diminuir a biodiversidade local, a dispersão de propágulos, e afugentar a fauna dos ambientes ripários. Deve-se, portanto, priorizar o uso de espécies nativas.

Ao se implantar uma floresta, deve-se considerar que as espécies de uma floresta natural apresentam poucos indivíduos por unidade de área, portanto, haverá uma alta diversidade de espécies arbóreas nas formações florestais (BARBOSA, 2001). Este mesmo autor relata sobre a estimativa de que mais de 200 espécies arbóreas distintas podem estar contidas em um hectare de floresta tropical. Dessa forma, é preciso ater-se ao uso de alta diversidade de espécies florestais no processo de recuperação, de modo a não ocorrer uma homogeneização da vegetação ripária.

Barbosa (2001) destaca, ainda, que as técnicas utilizadas na implantação ou recomposição de matas ripárias são determinadas a partir de avaliações das condições locais, onde destas dependem a relação das espécies, os métodos de preparo dos solos, a calagem, a adubação, as técnicas de plantio, a manutenção, o manejo e a aplicação de conhecimentos específicos para a utilização dos “modelos” mais adequados ao repovoamento florestal.

Dentre esses modelos, Martins (2007) destaca: nucleação, modelos sucessionais, plantio ao acaso, plantio em módulos, plantio adensado e sistemas agroflorestais. Vale ressaltar o distanciamento a ser utilizado no gradiente de plantio, onde o mais comum é o espaçamento 2m x 3m (2m entre plantas e 3m entre linhas), o qual facilita os tratos culturais, como também vale ressaltar as ilhas de diversidade presentes nas áreas a serem recuperadas.

O período de acompanhamento da recuperação florestal, portanto, pode variar de acordo com as dimensões do projeto. Corrêa (2006) apresenta um cronograma das etapas de manutenção de um local em recuperação (Quadro 1):

Quadro 1 – Cronograma das etapas de manutenção de um local em recuperação

<b>Época</b>	<b>Ações</b>
15 dias a 30 dias após o plantio	Avaliação de sobrevivência das mudas. Reposição de mudas mortas.
30 dias após o plantio	Adubação de cobertura, identificação de sinais de ataque de pragas (formigas cortadeiras) e patógenos. Controles necessários.
Fim do 1º período chuvoso	Avaliação de sobrevivência de mudas, identificação de sinais de ataque de pragas (formigas cortadeiras) e patógenos. Controles necessários. Capinas, coroamento das mudas e controle de fogo (aceiramento).
Início do 2º período chuvoso	Avaliação de sobrevivência de mudas, reabertura de covas. Replanteio de mudas mortas. Identificação de sinais de ataque de pragas e patógenos. Controles necessários.
30 dias após 2º plantio	Reposição de mudas mortas e adubação de cobertura das mudas recém-plantadas.
Fim do 2º período chuvoso	Avaliação de sobrevivência de mudas, identificação de sinais de ataque de pragas (formigas cortadeiras) e patógenos. Controles necessários. Capinas, coroamento das mudas e controle de fogo (aceiramento).
Início do 3º período chuvoso	Avaliação de sobrevivência de mudas, reabertura de covas. Replanteio de mudas mortas e adubação de cobertura. Identificação de sinais de deficiência nutricional, de ataque de pragas e patógenos e controles necessários.
A partir do fim do 3º período chuvoso	Capinas e aceiramento anuais para controle de fogo.

Fonte: Corrêa (2006).

No que tange os custos da recuperação de área degradada em mata ripária, é notório que para restaurar esta área, os custos são mais elevados do que para a recuperação da área por reflorestamento comercial. A recuperação florestal concentrada, ou seja, o plantio de

mudas em uma área livre de árvores, é mais barata do que a recuperação florestal espaçada, onde as mudas são plantadas nos espaços vazios.

Soares Filho et al. (2010) destacam alguns custos de restauro florestal separados por componentes (Tabela 2). Considerando a inflação, os custos apresentados na Tabela 2 são atualmente superiores.

Tabela 2 - Custos para restauro florestal

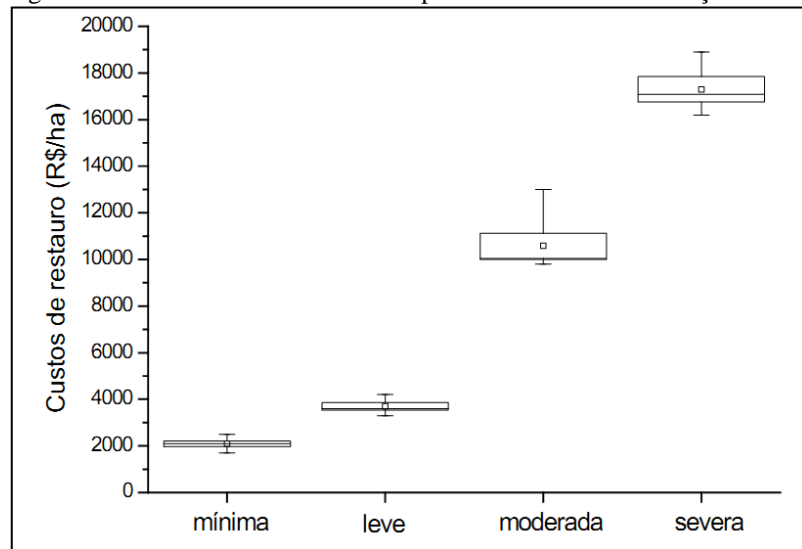
<b>Componentes</b>	<b>Custos</b>
Isolamento (construção de cercas)	R\$1.500,00 a 2.000,00/ha
Preparação do solo (aragem, adubação, eliminação de ervas invasoras e formigas cortadeiras e abertura de covas para plantio de mudas)	R\$1.000,00 a 5.000,00/ha
Plantio (mudas e plantio em si)	R\$1.200,00 a 2.300,00/ha
Manutenção (combate a formigas e ervas invasoras e adubação de cobertura)	50% do custo total
<b>Total</b>	<b>R\$5.550,00 a 13.950,00</b>

Fonte: Adaptado de Soares Filho et al. (2010).

Os autores ainda mencionam que a variação do custo final por hectare pode ocorrer em função do grau de degradação do ambiente e dos níveis de interferência imprescindíveis para restabelecer a cobertura vegetal, nos quais se enquadram os seguintes cenários (Figura 7): a intervenção mínima requer apenas um isolamento da área, visto apresentar um grande potencial de regeneração natural; a intervenção leve compreende o plantio de sementes das espécies que estarão no restauro florestal, bem como o isolamento da área; a intervenção moderada já envolve os custos incluídos ao isolamento da área, combate às formigas e ervas invasoras, preparo do solo e plantio ativo de mudas arbóreas, aqui o terreno seria todo mecanizável, contribuindo para não aumentar os custos em excesso; a intervenção severa é o pior cenário de degradação ecológica, devido o solo estar em intensa degradação, e tende a permanecer em um estado de baixo carbono indefinidamente.



Figura 7 – Custos do restauro florestal pelos cenários de intervenção na área



Fonte: Soares Filho et al. (2010).

Os mesmos autores ressaltam que esses custos podem variar de região para região dentro da mesma unidade federativa, principalmente em relação aos valores de mão-de-obra rural, insumos e uso de máquinas, portanto os custos apresentados são médias de orçamentos de restauro florestal e dados de literatura.

### 3.4 Sensoriamento remoto e imagens de satélite para análise da vegetação

O sensoriamento remoto, por meio da captação e do registro da energia refletida ou emitida pela superfície da Terra, permite a aquisição de imagens e diferentes tipos de dados (FLORENZANO, 2002). Conforme a mesma autora, o termo sensoriamento significa obtenção de dados, e remoto expressa a distância.

Como ferramenta computacional do Geoprocessamento, o Sistema de Informações Geográficas (SIG) faz uso de técnicas matemáticas e computacionais para tratar a informação geográfica, e ainda consente armazenar e integrar informações geográficas de diversas fontes e escalas (FLORENZANO, 2002).

Na elaboração de diversos tipos de mapas é comum o uso de imagens obtidas de sensores remotos como fonte de dados da superfície terrestre, onde os dados brutos existentes na imagem são convertidos em informação e apresentados em formato de mapa (FLORENZANO, 2002).

Essas imagens são produzidas em preto (energia absorvida) e branco (energia refletida), em que para gerar imagens coloridas, basta projetar e sobrepor essas imagens por

meio de filtros coloridos, utilizando as cores primárias: azul, verde e vermelho (FLORENZANO, 2002).

A capacidade de um sensor distinguir objetos da superfície terrestre diz respeito à resolução, sendo a resolução espacial determinada como o menor elemento ou superfície distinguível por um sensor (FLORENZANO, 2002).

Ponzoni e Shimabukuro (2007) ressaltam que o tamanho do pixel, juntamente com as dimensões dos objetos a serem caracterizados, vão determinar o grau de confiança da caracterização.

Outros elementos básicos de análise e interpretação das imagens são: tonalidade/cor, textura, tamanho, forma, sombra, altura, padrão e localização (FLORENZANO, 2002).

Florenzano (2002) define cada um desses elementos: a tonalidade cinza é usada na interpretação de imagens em preto e branco, onde os diferentes tons de cinza representam as variações da cena imageada; a cor é usual na interpretação de imagens coloridas, diferentes cores representam as variações da cena imageada; a textura consiste no aspecto rugoso ou liso dos objetos na imagem. Como exemplo, uma área de mata, vegetação heterogênea, é representada por uma textura mais rugosa do que uma área de reflorestamento, vegetação mais homogênea; o tamanho é relativo aos objetos na imagem, e está em função da escala de uma imagem; a forma permite que alguns objetos sejam identificados apenas por esse elemento, como rios que são identificados pela sua forma linear; a sombra contribui na identificação de objetos como árvores, pontes e feições do relevo, porém, a visualização dos objetos por ela encobertos pode ser ocultada; o padrão consiste na organização dos objetos ou arranjo espacial destes em uma superfície; a localização geográfica de um objeto é útil na sua identificação em uma imagem, pois permite o maior conhecimento da área de estudo, e conseqüentemente, o aumento da quantidade de informação obtida.

Como complementação aos elementos utilizados para interpretação das imagens de satélite, Ponzoni e Shimabukuro (2007) salientam que os dados contidos nas imagens são apenas uma fração da informação que pode ser extraída, tornando fundamental o levantamento bibliográfico sobre a região de estudo e trabalhos de campo, para maior confiabilidade no resultado da interpretação das imagens.

Outra informação importante a ser considerada é a data da imagem, visto que os ambientes da superfície terrestre estão em constantes mudanças e a imagem apresentada é correspondente ao momento da passagem do satélite (FLORENZANO, 2002).

Como exemplo, nas estações chuvosa e seca, os padrões de uma mesma fisionomia serão diferentes quando vistos em imagens de diversas datas (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

No que diz respeito às técnicas de classificação das imagens de satélite, estas podem ser interpretadas através da classificação não supervisionada, da classificação supervisionada e ainda pela interpretação visual.

Na classificação não supervisionada, o usuário não possui conhecimento prévio dos pixels de uma imagem, os quais são alocados em classes e posteriormente analisadas e comparadas com informações de campo ou mapas ou dados teóricos sobre o comportamento espectral de alvos (NOVO, 2010). Segundo Ponzoni e Shimabukuro (2007) essa classificação acontece quando o usuário utiliza algoritmos para reconhecer as classes presentes na imagem.

Já a classificação supervisionada acontece quando há um conhecimento prévio do analista em relação à localização espacial de uma classe de interesse, ou seja, se baseia na hipótese de que cada classe espectral pode ser apresentada a partir de amostras enviadas pelo analista (NOVO, 2010).

A interpretação visual, de acordo com Novo (2010), pode ser descrita como a ação de analisar uma imagem com a finalidade de identificar objetos e estabelecer avaliações sobre seus atributos.

Ponzoni e Shimabukuro (2007) mencionam sobre a eficácia da identificação de objetos em imagens geradas por sensores remotos através da interpretação visual, quando o acesso às características geométricas e a aparência geral desses objetos é de interesse. Ressalta-se que a interpretação visual é fundamentada na competência do intérprete humano, assim, os autores afirmam que apenas informações oriundas de três bandas correspondentes a uma imagem multiespectral podem ser usadas ao mesmo tempo, e que o intérprete não pode se valer dos mesmos padrões visuais de identificação para imagens de diferentes regiões que considerem os mesmos atributos.

Para a classificação da vegetação, o esperado é que esta apresente-se escura em uma imagem referente à região do visível, onde é maior a atividade fotossintética e/ou quantidade de folhas realizando fotossíntese; clara em uma imagem referente à região infravermelho próximo, em que há espalhamento múltiplo da radiação eletromagnética por parte das folhas; e novamente escura em uma imagem referente à região do infravermelho médio, onde há maior quantidade de folhas contendo água em seu interior (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

### 3.4.1 Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI)

A fim de descobrir as propriedades espectrais da vegetação, principalmente nas regiões do visível e do infravermelho próximo, vários índices de vegetação estão recomendados na literatura, entre eles o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

Segundo os mesmos autores, é no comportamento antagônico da Reflectância da vegetação nas regiões espectrais do visível e do infravermelho próximo que está a fundamentação dos índices de vegetação:

quanto maior for a densidade da cobertura vegetal em uma determinada área, menor será a Reflectância na região do visível devido à maior oferta de pigmentos fotossintetizantes. Por outro lado, maior será a Reflectância verificada na região do infravermelho próximo devido ao espalhamento múltiplo da radiação eletromagnética nas diferentes camadas de folhas (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

A normalização do NDVI é realizada pela seguinte Equação 1 (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007):

$$\text{NDVI} = (\rho_{\text{IVP}} - \rho_{\text{V}}) / (\rho_{\text{IVP}} + \rho_{\text{V}}) \quad (1)$$

Onde:

$\rho_{\text{IVP}}$  – FRB (Fator de Reflectância Bidirecional) no infravermelho próximo

$\rho_{\text{V}}$  – FRB (Fator de Reflectância Bidirecional) no vermelho

Os autores descrevem ainda sobre o uso do NDVI, onde este aceita comparações inter-anuais dos perfis sazonal e temporal das atividades da vegetação estabelecidos por ele. Os valores de NDVI estão nos intervalos de -1 a +1, de modo que valores maiores de NDVI estão ligados aos tons claros de cinza em razão das maiores quantidades de vegetação fotossinteticamente ativa, e os valores menores de NDVI estão ligados aos tons escuros de cinza devido representarem as áreas com menor presença de vegetação (PONZONI e SHIMABUKURO, 2007).

Vale ressaltar que vários fatores limitantes devem ser considerados na interpretação do NDVI nos estudos da vegetação. Os autores citam: pontos de saturação que se revelam de modo diverso nas faixas espectrais do vermelho e do infravermelho próximo,

interferência atmosférica, posicionamento do centro e largura de cada banda que sofre variação entre sensores.

### **3.5 O Protocolo de Quioto e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL)**

O IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change/Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima) foi constituído em 1988 pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – PNUMA (United Nations Environment Programme – UNEP) e pela Organização Mundial de Meteorologia – OMM (World Meteorological Organization – WMO), com a função de apoiar as negociações da Convenção-Quadro das Nações Unidas para a Mudança do Clima (United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC) (BRASIL, 1999).

Sendo assim, no mês de maio de 1992, a UNFCCC foi criada com o fim de estabilizar as concentrações de GEEs na atmosfera. Em seguida, a Convenção-Quadro foi ratificada por 175 países mais a União Europeia, os quais se tornaram Partes desta Convenção, e ficaram responsáveis por elaborarem inventários nacionais de emissões de GEEs (BROWN, 1997).

Os países desenvolvidos, portanto, deveriam assumir os primeiros compromissos de redução de emissões, visto serem os maiores emissores de GEEs e terem como custear os projetos para atingirem a meta. Desse modo os países foram divididos em Partes Anexo I (países desenvolvidos) e Partes não-Anexo I (países em desenvolvimento).

Anualmente são realizadas reuniões, denominadas Conferências das Partes (Conference of the Parts – COPs), onde os países signatários da Convenção-Quadro participam discutindo sobre as mudanças climáticas e seus efeitos.

No decorrer das discussões das COPs e partindo da necessidade de um protocolo que exigisse a redução das emissões pelos principais países poluidores, aconteceu a COP-3 em 1997, onde se estabeleceu o Protocolo de Quioto e modalidades e procedimentos para atividades de projeto de florestamento e reflorestamento no âmbito do MDL, contidos na Decisão 19 desta Conferência. Ficou acertada também para os países do Anexo I, no período de 2008 a 2012 (primeiro período de compromisso), uma redução de 5,2% das emissões de GEEs aos níveis de 1990 (BRASIL, 1997).

Nessa concepção, o Art. 25, §1 do Protocolo de Quioto, determinou que este fosse ratificado ao menos por 55 Partes, dentre estas, países desenvolvidos pertencentes ao Anexo I (BRASIL, 1997).

Pearson, Walker e Brown (2005) relatam que 38 países do Anexo I em 1997 e 150 países do Anexo I em 2005, ratificaram o Protocolo de Quioto, concordando em reduzir suas emissões de GEEs no primeiro período de compromisso.

Durante a COP-10 a implementação do Protocolo de Quioto foi aprovada, o qual entraria em vigor no próximo ano, além disso, houve a regulamentação de projetos de pequena escala de florestamento e reflorestamento (UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE, 2004b).

O Protocolo de Quioto estabeleceu três mecanismos flexíveis com o intuito de alcançar a meta de redução das emissões de GEEs: a Implementação Conjunta (IC), o Comércio de Emissões (CE) e o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL).

As regras para o mecanismo de Implementação Conjunta (IC) constam no Art. 6º do Protocolo de Quioto:

1. A fim de cumprir os compromissos assumidos sob o Artigo 3, qualquer Parte incluída no Anexo I pode transferir para ou adquirir de qualquer outra dessas Partes unidades de redução de emissões resultantes de projetos visando a redução das emissões antrópicas por fontes ou o aumento das remoções antrópicas por sumidouros de gases de efeito estufa em qualquer setor da economia, desde que:
  - (a) O projeto tenha a aprovação das Partes envolvidas;
  - (b) O projeto promova uma redução das emissões por fontes ou um aumento das remoções por sumidouros que sejam adicionais aos que ocorreriam na sua ausência;
  - (c) A Parte não adquira nenhuma unidade de redução de emissões se não estiver em conformidade com suas obrigações assumidas sob os Artigos 5 e 7; e
  - (d) A aquisição de unidades de redução de emissões seja suplementar às ações domésticas realizadas com o fim de cumprir os compromissos previstos no Artigo 3.
2. A Conferência das Partes na qualidade de reunião das Partes deste Protocolo pode, em sua primeira sessão ou assim que seja viável a partir de então, aprimorar diretrizes para a implementação deste Artigo, incluindo para verificação e elaboração de relatórios.
3. Uma Parte incluída no Anexo I pode autorizar entidades jurídicas a participarem, sob sua responsabilidade, de ações que promovam a geração, a transferência ou a aquisição, sob este Artigo, de unidades de redução de emissões.
4. Se uma questão de implementação por uma Parte incluída no Anexo I das exigências mencionadas neste parágrafo é identificada de acordo com as disposições pertinentes do Artigo 8, as transferências e aquisições de unidades de redução de emissões podem continuar a ser feitas depois de ter sido identificada a questão, desde que quaisquer dessas unidades não sejam usadas pela Parte para atender os seus compromissos assumidos sob o Artigo 3 até que seja resolvida qualquer questão de cumprimento (BRASIL, 1997).

Já o Comércio de Emissões (CE), está citado no Art. 17º do Protocolo de Quioto, sendo o último mecanismo de flexibilização:

A Conferência das Partes deve definir os princípios, as modalidades, regras e diretrizes apropriados, em particular para verificação, elaboração de relatórios e prestação de contas do comércio de emissões. As Partes incluídas no Anexo B (do Protocolo de Quioto) podem participar do comércio de emissões com o objetivo de cumprir os compromissos assumidos sob o Artigo 3. Tal comércio deve ser suplementar às ações domésticas com vistas a atender os compromissos quantificados de limitação e redução de emissões, assumidos sob esse Artigo (BRASIL, 1997).

Como medida de auxílio aos países do Anexo I, que não conseguem reduzir suas emissões de GEEs em seu território, foi adotado o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). O MDL baseia-se nas disposições do Art. 12º do Protocolo de Quioto:

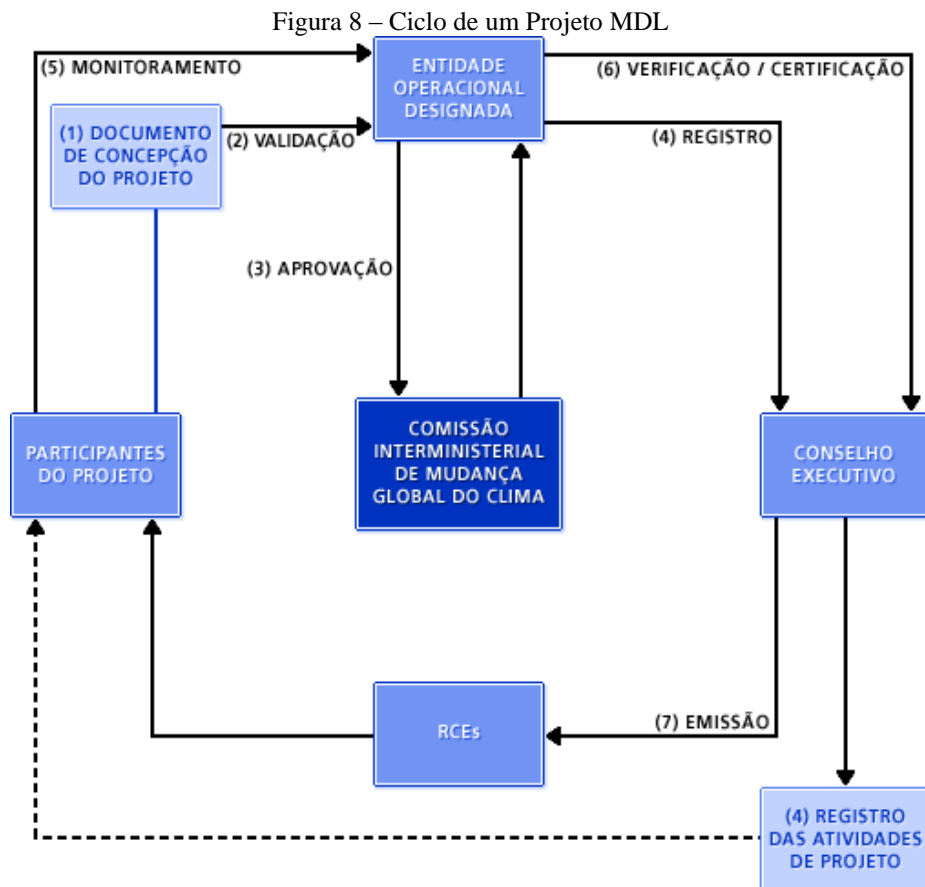
- 1.Fica definido um mecanismo de desenvolvimento limpo.
- 2.O objetivo do mecanismo de desenvolvimento limpo deve ser assistir às Partes não incluídas no Anexo I para que atinjam o desenvolvimento sustentável e contribuam para o objetivo final da Convenção, e assistir às Partes incluídas no Anexo I para que cumpram seus compromissos quantificados de limitação e redução de emissões, assumidos no Artigo 3.
- 3.Sob o mecanismo de desenvolvimento limpo:
  - (a) As Partes não incluídas no Anexo I beneficiar-se-ão de atividades de projetos que resultem em reduções de emissões certificadas; e (b) As Partes incluídas no Anexo I podem utilizar as reduções de emissões certificadas, resultantes de tais atividades de projetos, para contribuir com o cumprimento de parte de seus compromissos quantificados de limitação e redução de emissões, assumidos no Artigo 3, como determinado pela Conferência das Partes na qualidade de reunião das Partes deste Protocolo.
- 4.O mecanismo de desenvolvimento limpo deve sujeitar-se à autoridade e orientação da Conferência das Partes na qualidade de reunião das Partes deste Protocolo e à supervisão de um conselho executivo do mecanismo de desenvolvimento limpo.
- 5.As reduções de emissões resultantes de cada atividade de projeto devem ser certificadas por entidades operacionais a serem designadas pela Conferência das Partes na qualidade de reunião das Partes deste Protocolo, com base em:
  - (a)Participação voluntária aprovada por cada Parte envolvida;
  - (b)Benefícios reais, mensuráveis e de longo prazo relacionados com a mitigação da mudança do clima, e
  - (c)Reduções de emissões que sejam adicionais as que ocorreriam na ausência da atividade certificada de projeto.
- 6.O mecanismo de desenvolvimento limpo deve prestar assistência quanto à obtenção de fundos para atividades certificadas de projetos quando necessário.
- 7.A Conferência das Partes na qualidade de reunião das Partes deste Protocolo deve, em sua primeira sessão, elaborar modalidades e procedimentos com o objetivo de assegurar transparência, eficiência e prestação de contas das atividades de projetos por meio de auditorias e verificações independentes.
- 8.A Conferência das Partes na qualidade de reunião das Partes deste Protocolo deve assegurar que uma fração dos fundos advindos de atividades de projetos certificadas seja utilizada para cobrir despesas administrativas, assim como assistir às Partes países em desenvolvimento que sejam particularmente vulneráveis aos efeitos adversos da mudança do clima para fazer face aos custos de adaptação.
- 9.A participação no mecanismo de desenvolvimento limpo, incluindo nas atividades mencionadas no parágrafo 3(a) acima e na aquisição de reduções certificadas de emissão, pode envolver entidades privadas e/ou públicas e deve sujeitar-se a qualquer orientação que possa ser dada pelo conselho executivo do mecanismo de desenvolvimento limpo.
- 10.Reduções de emissões certificadas obtidas durante o período do ano 2000 até o início do primeiro período de compromisso podem ser utilizadas para auxiliar no

cumprimento das responsabilidades relativas ao primeiro período de compromisso (BRASIL, 1997).

Entre os três mecanismos de flexibilização, o de maior interesse ao Brasil é o MDL, tendo em vista que os países em desenvolvimento só podem participar deste mecanismo e devem promover seu desenvolvimento sustentável. A participação dos países não-Anexo I nos projetos MDL deve ser voluntária, atestada pela Autoridade Nacional Designada (AND) do país hospedeiro, que no Brasil é a Comissão Interministerial de Mudança Global do Clima.

Desse modo, o MDL admite que um projeto de sequestro de carbono seja realizado no território de um país não-Anexo I, onde reduções de emissões certificadas (RECs) são geradas e transferidas para o país Anexo I, contribuindo para o cumprimento de sua meta.

Nesse sentido, as etapas a serem seguidas no processo de certificação de um projeto de MDL, são: elaboração do Documento de Concepção do Projeto (DCP); validação/aprovação; registro; monitoramento; verificação/certificação; e emissão e aprovação das RECs (Figura 8).



Fonte: BM&F. Disponível em: <<http://www.bmf.com.br/bmfbovespa/pages/MBRE/mecanismo.asp>>. Acesso em: 09 fev. 2012.



A adicionalidade, a linha de base e os cálculos da redução de emissões de GEE do projeto estão contidos na fase de elaboração do Documento de Concepção do Projeto. A linha de base pode ser entendida de acordo com a Decisão 19/COP-9 como:

[...] a soma das mudanças - nos estoques dos reservatórios de carbono dentro do limite do projeto - que teriam ocorrido na ausência da atividade de projeto de florestamento ou reflorestamento no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) (UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE, 2004a).

Já o conceito de adicionalidade é expresso na Decisão 3/CMP-1:

[...] uma atividade de projeto MDL é adicional se as emissões antrópicas de gases de efeito estufa por fontes são reduzidas a níveis inferiores aos que teriam ocorrido na ausência da atividade de projeto de MDL registrada (UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE, 2006).

Após a conclusão do DCP os participantes do projeto devem escolher a Entidade Operacional Designada (EOD) a fim de obterem a validação e aprovação do projeto (SISTER, 2007).

A EOD é credenciada pelo Conselho Executivo (*Executive Board*) do MDL como certificadora, garantindo que normas e procedimentos definidos pelo Protocolo de Quioto e pelo Conselho Executivo do MDL estejam sendo aplicados nos projetos de sequestro de carbono (FRONDIZI, 2009).

Os quesitos contidos no DCP a ser apresentado pelos participantes do projeto e verificados pela EOD são:

- (I) o projeto de MDL é voluntário e foi aprovado pelo país onde serão implementadas as atividades de projeto;
- (II) a atividade de projeto do MDL atende aos critérios de elegibilidade<sup>1</sup>;
- (III) há, de fato, uma redução adicional nas emissões de GEE;
- (IV) foram consideradas fugas (*leakage*) fora dos limites da atividade de projeto;
- (V) a análise de impacto ambiental foi realizada segundo a legislação ambiental nacional; e
- (VI) o período de obtenção dos créditos foi definido (SISTER, 2007, p. 16).

<sup>1</sup> (I) participação voluntária; (II) observar opinião dos *stakeholders* que deverão sofrer impactos das atividades do projeto; (III) reduzir emissões de GEE de forma adicional em comparação ao que ocorreria na ausência da atividade de projeto; (IV) obter aprovação por parte do país no qual as atividades serão implementadas; (V) atingir os objetivos de desenvolvimento sustentável definidos pelo país no qual as atividades de projeto serão implementadas; (VI) não causar impactos colaterais negativos ao meio ambiente local; (VII) contabilizar o aumento de emissões de GEE que ocorrem fora dos limites das atividades de projeto e que sejam mensuráveis e atribuíveis a essas atividades; (VIII) proporcionar benefícios mensuráveis, reais e de longo prazo relacionados com a mitigação da mudança do clima; e (IX) que o projeto esteja relacionado aos gases e setores definidos no Anexo A do Protocolo de Quioto ou se refiram às atividades de projetos de reflorestamento e florestamento (SISTER, 2007, p. 22 e 23).

Para a fase de registro, posteriormente à etapa anterior, o Conselho Executivo do MDL se posicionará com relação à linha de base e a metodologia de monitoramento propostas a partir do relatório de validação da EOD (SISTER, 2007). O autor menciona que assim, o registro do projeto de sequestro de carbono poderá ser concedido pelo Conselho Executivo do MDL.

No que diz respeito à fase de monitoramento e verificação, Sister (2007) descreve que na fase de monitoramento o alcance dos resultados previstos pelo projeto através de relatórios enviados à EOD é medido, enquanto na verificação/certificação uma revisão periódica e independente do projeto é realizada, em que a EOD verificará se as reduções de emissões de GEE se concretizaram de acordo com o plano pré-estabelecido e com o conceito de adicionalidade.

Conforme o autor, a emissão das RECs é solicitada ao Conselho Executivo após a certificação, e pode passar por revisão caso uma das partes peça ou haja uma solicitação de ao menos três membros do Conselho Executivo do MDL.

Após a emissão das RECs, estando elas certificadas, estas são depositadas nas contas abertas pertencentes às devidas partes e aos participantes das atividades de projeto do MDL (SISTER, 2007).

Dessa forma, as Partes do Anexo I, as quais tenham ratificado o Protocolo de Quioto, podem fazer uso das RECs para cumprir suas metas de redução de emissões de GEEs.

Para que os projetos de sequestro de carbono sejam aceitos e ofereçam RECs no âmbito do MDL, os conceitos de vazamento e permanência também precisam ser entendidos (PEARSON, WALKER e BROWN, 2005).

O vazamento pode ser considerado, segundo relato dos mesmos autores, quando as atividades do projeto de sequestro de carbono podem alterar atividades fora do limite do projeto, reduzindo o sequestro de carbono ou aumentando as emissões fora desse limite.

Já a permanência pode ser entendida quando há garantia de que o carbono sequestrado pelo projeto não será liberado para a atmosfera por meio de ações antrópicas ou eventos naturais (LOPES, 2009).

Sendo assim, o MDL estimula a participação do setor privado em uma atividade de projeto de MDL, porém entidades públicas e parcerias público-privadas das Partes Anexo I e das Partes não-Anexo I podem participar quando de posse de autorização das Partes (FRONDIZI, 2009).

Firmou-se, durante a COP-18 em 2012, o segundo período de compromisso do Protocolo de Quioto, sendo revalidado até 2020.

### **3.6 O mercado de carbono**

O mercado de carbono é caracterizado pela compra e venda de licenças de emissão de GEEs geradas pelos projetos de sequestro de carbono ou distribuídas por um órgão regulador (BAYON, HAWN E HAMILTON, 2007).

Sister (2007) menciona que não é totalmente correto utilizar o termo mercado de carbono ao se mencionar as transações com RECs no âmbito do Protocolo de Quioto, isto porque há outros mercados no mundo com o intuito de comercializar as reduções de CO<sub>2</sub>.

O CO<sub>2</sub> comercializado é o CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>e), o qual é determinado pelo seu potencial de aquecimento global, que é 1 (HOUGHTON et al.,1995). Portanto, uma tonelada de CO<sub>2</sub> é igual a uma tonelada de CO<sub>2</sub>e, a qual corresponde à uma REC.

Para a emissão de uma REC, a adicionalidade no projeto deve ser garantida, portanto, várias etapas de comprovação das reduções de emissões são analisadas no projeto. Lopes (2009) cita que os custos do processo de obtenção das RECs podem alternar entre €30.000 a €100.000, de acordo com tipo e dimensão do projeto.

Desse modo, Manfrinato (2005) ressalta a importância de se definir o proprietário das RECs, para que o beneficiário e o responsável pelo carbono florestal sequestrado seja determinado.

A negociação dessas RECs acontecem no mercado de carbono aberto, semelhante à compra e venda de certificados de ações da empresa, em que são utilizados os preços vigentes no mercado (KULA e GUNALAY, 2011).

No que tange o mercado de carbono, emergiu-se o mercado voluntário de carbono (MVC), que consiste em organizações e empresas que não constam metas no Protocolo de Quioto, mas que estão interessadas em reduzir suas emissões de carbono para fora e para além do mercado de carbono (LOPES, 2009).

O mercado Chicago Climate Exchange (CCX) e o mercado de Over-The-Counter (OTC) fazem parte do mercado voluntário de carbono, e tem por definição:

O CCX é um esquema de comércio de emissões com base em Chicago, EUA, onde as organizações voluntariamente se inscrevem para uma política de redução juridicamente vinculativos. OTC inclui todo o resto das transações no MVC. Todas as operações acontecem em uma base de transação caso a caso, de acordo com as necessidades do comprador e do fornecedor na sequência de uma norma respectiva. Como não é um comércio de capital e mercado, não há programas de troca (LOPES, 2009).

### **3.7 Atividades de projetos de florestamento e reflorestamento no âmbito do MDL**

O florestamento e o reflorestamento foram estabelecidos como os tipos de projetos Land Use, Land Use Change and Forestry (LULUCF) (Uso da terra, Mudança do uso da terra e Florestas) elegíveis para o MDL de 2008 a 2012, período determinado no Protocolo de Quioto. Projetos de conservação florestal não foram considerados para o primeiro período de compromisso.

O ciclo do projeto, os procedimentos e os requisitos de participação em atividades de projetos de florestamento/reflorestamento (F/R) e redução de emissões são semelhantes, porém os projetos de F/R possuem uma característica peculiar quanto ao armazenamento temporário das remoções de GEEs, a não-permanência (BRASIL, 2006a).

A não-permanência corresponde a não garantia de que o carbono retido nas florestas ficará livre de desastres naturais, intervenções antrópicas ou mesmo pragas que poderão afetar as florestas, retornando assim, o CO<sub>2</sub> retido nestas para a atmosfera (FRONDIZI, 2009).

O risco de não-permanência é característico desses projetos LULUCF, assim, as RECs obtidas por projetos de F/R do MDL deveriam ser temporárias, passando por renovação a cada cinco anos após uma avaliação do carbono sequestrado pelo projeto (PEARSON, WALKER E BROWN, 2005). Logo, foram divididas em RECs temporárias (REct) e RECs a longo prazo (RECl).

Uma REct perderá sua validade ao final do segundo período de compromisso, já a RECl perderá sua validade ao final do período de obtenção dos créditos pelo projeto para o qual tenha sido emitida.

Por conseguinte, o florestamento é considerado para áreas que não foram florestadas durante um período de no mínimo 50 anos, e o reflorestamento é considerado para áreas que antes eram florestadas e passaram para áreas não-florestais devido às intervenções, ambos fazem uso do plantio, da semeadura e/ou da promoção de fontes naturais de sementes induzida por ação humana (PEARSON, WALKER e BROWN, 2005).

Para o primeiro período de compromisso determinado pelo Protocolo de Quioto ficou estabelecido que o reflorestamento ocorreria em áreas não-florestais com limite em 31 de dezembro de 1989, evitando assim que desmatamentos propositais fossem realizados com o intuito de iniciar projetos de reflorestamento no âmbito do MDL (MANFRINATO, 2005). Entretanto, para provar a ausência de floresta até essa data, o uso de fotografias aéreas e imagens de satélite que datam de 1989 ou anteriores podem se fazer úteis (PEARSON; WALKER e BROWN, 2005).

Durante a medição das mudanças nos estoques de carbono florestal são utilizados os conceitos de sumidouros e fontes líquidas, definidos como:

Sumidouro: processo, atividade ou mecanismo que remova da atmosfera gás de efeito estufa, aerossol ou precursor de gás de efeito estufa. Fonte: processo ou atividade que libere na atmosfera gás de efeito estufa, aerossol ou precursor de gás de efeito estufa (BRASIL, 2009).

Rosenbaum, Schoene e Mekouar (2004) ressaltam que as florestas são consideradas sumidouros ou fontes, ao passo que estejam lançando ou removendo GEEs, ou ainda realizando as duas funções.

Nesse sentido, Stuart e Costa (1998) salientam que uma plantação de árvores proporciona novos sumidouros de carbono através da fixação de carbono pelas árvores na fase de crescimento destas. Assim, os inventários florestais proporcionam dados para a estimativa dos sumidouros de carbono anual de uma floresta.

Brasil (2006a) descreve sobre a necessidade de se definir o limite do projeto no início da atividade de F/R no âmbito do MDL, de modo a calcular as remoções de GEEs por sumidouros tanto por unidade de área, como por área total. O autor ainda menciona que o limite de projeto pode ser definido como uma linha física que delimita a área do projeto de F/R, podendo conter mais de uma área distinta de terra.

Os limites das terras disponíveis para F/R são decididos pelas Autoridades Nacionais Designadas (PEARSON; WALKER e BROWN, 2005).

Vale ressaltar que as modalidades e os procedimentos para atividades de projetos de F/R no âmbito do MDL foram aprovados na COP-9. A Resolução nº 2, de 10 de agosto de 2005, apresenta em seu Art. 2º:

Art. 2º - Para efeito de aprovação pela Comissão das atividades de projeto de florestamento e reflorestamento no âmbito do MDL do Protocolo de Quioto, as modalidades e os procedimentos para essas atividades são aquelas aprovadas na nona Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, na forma do Anexo II, desta resolução. Art. 3º - Para fins do requisito de participação nas atividades de projetos de florestamento e reflorestamento no âmbito do MDL do Protocolo de Quioto, conforme a seção F, parágrafo 8, do Anexo II definido no Art. 2º acima, define-se: a) valor mínimo de cobertura de copa das árvores: 30 por cento; b) valor mínimo de área de terra: 1 hectare, e c) valor mínimo de altura de árvore: 5 metros (COMISSÃO INTERMINISTERIAL DE MUDANÇA GLOBAL DO CLIMA, 2005).

Sendo assim, os projetos de F/R podem ser diferenciados em projetos de grande escala e projetos de pequena escala. Com o intuito de reduzir os custos de implantação do projeto, para os projetos de pequena escala são requeridos requisitos simples, a fim de beneficiar comunidades e indivíduos de baixa renda (MANFRINATO, 2005).

Fronzizi (2009) ressalta que as remoções antrópicas líquidas de GEEs por sumidouros para atividades de projeto de pequena escala em F/R enquadram-se em 16.000 toneladas de CO<sub>2</sub>/ano. A Resolução nº 7, de 05 de março de 2008, apresenta essa determinação:

Atividades de projetos de pequena escala de florestamento ou reflorestamento no âmbito do MDL são as atividades que devem gerar remoções antrópicas líquidas de gases de efeito estufa por sumidouros inferiores a dezesseis quilotoneladas de CO<sub>2</sub> por ano e que são desenvolvidas ou implementadas por comunidades e pessoas de baixa renda, conforme determinado pela Parte anfitriã. Se uma atividade de projeto de pequena escala de florestamento e reflorestamento no âmbito do MDL gerar remoções antrópicas líquidas de gases de efeito estufa por sumidouros superiores a dezesseis quilotoneladas de CO<sub>2</sub> por ano, as remoções excedentes não serão aceitas para a emissão de RECs ou RECs (COMISSÃO INTERMINISTERIAL DE MUDANÇA GLOBAL DO CLIMA, 2008).

Nesse contexto, os pequenos produtores rurais no Brasil se distribuem ao longo dos cursos d'água, desse modo, para as áreas de APPs os limites aos projetos de pequena escala não afetariam as atividades de projeto em âmbito nacional (MANFRINATO, 2005). No entanto, o autor menciona que a data de quando houve o desflorestamento de uma APP, como também a vegetação encontrada nesta, devem ser consideradas na definição da elegibilidade da terra do projeto, constituindo em estudo para inclusão do projeto proposto no MDL.

O período de obtenção das RECs para os projetos de F/R pode ser de 20 anos, com renovação somente por duas vezes, totalizando 60 anos, onde a linha de base deve passar por uma revisão nas renovações, ou por 30 anos diretos sem renovação (FRONZIZI, 2009). Porém, MacDicken (1997) salienta a necessidade de medição dos grandes reservatórios de

carbono ao longo da vida do projeto de sequestro de carbono, devido às possíveis alterações que estes possam sofrer, a fim de um monitoramento pelo comércio internacional de carbono.

Para o sequestro florestal de carbono, as medições das remoções de CO<sub>2</sub> das atividades de projeto, como também a redução de emissões de GEEs, são em toneladas de dióxido de carbono equivalente (tCO<sub>2</sub>e) (FRONDIZI, 2009).

### **3.8 Potencial de remoção de carbono atmosférico pelas florestas**

No ano de 2010 a estimativa da área florestal total do mundo era um pouco mais de 4 bilhões de hectares, o que equivale a uma média de 0,6ha de floresta per capita (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2010). A autora relata também a distribuição das áreas florestais totais, de forma que os cinco países mais ricos em florestas (Federação Russa, Brasil, Canadá, Estados Unidos da América e China) representam 53% da área florestal total do mundo.

Partindo desses princípios, segundo Arevalo, Alegre e Vilcahuaman (2002) e Chang (2004), as florestas secundárias e as plantações jovens (em fase de crescimento) tem maior potencial de remoção de carbono do que as florestas primárias e as plantações maduras, visto que a capacidade de remoção de carbono da atmosfera reduz ao longo do tempo.

Assim sendo, dos mais de 650 bilhões de toneladas de carbono armazenadas pelas árvores em florestas de todo mundo, 44% estão contidas na biomassa, 11% em madeira morta e serrapilheira e 45% no solo (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2010).

Nessa concepção, o potencial de sequestro de carbono pelas árvores depende da espécie, da taxa de crescimento, da longevidade, do clima, do tipo de solo, do índice pluviométrico, dentre outros fatores (MARTINS, 2004).

Em 1997, o sequestro de carbono foi consagrado devido ao seu baixo custo na remoção de CO<sub>2</sub> da atmosfera, no entanto, houve um grande interesse nas florestas tropicais úmidas devido à alta taxa de produtividade primária (CHANG, 2004). Desse modo, as alterações no estoque de carbono na biomassa de árvores e da matéria orgânica do solo representam o sequestro de carbono, o potencial das plantações, como também emissões (HUANG et al., 2011).

É importante ressaltar que as florestas são responsáveis por um estoque de 500GtC, considerando que a retenção de carbono é maior quando o porte das plantas é maior, pois mais biomassa é acumulada (CHANG, 2004).

Para Marquez (2000) é plausível extrair relatos da literatura e de experiências de projetos de sequestro de carbono de como lidar com a determinação do potencial de fixação de carbono. Um método científico preciso, fácil e rápido de quantificar o potencial de sequestro de carbono florestal deve ser preferido (ALAMGIR e AL-AMIN, 2008).

A determinação da biomassa das florestas, portanto, é utilizada para estimar a quantidade nos componentes das árvores, expressada em peso seco por unidade de área (BROWN, 1997). Herrero e Bravo (2011) ressaltam que para o cálculo do potencial de fixação de CO<sub>2</sub> pelas florestas, dados de crescimento precisos e biomassa são indispensáveis.

Dessa forma, a biomassa é expressa em toneladas secas por unidade de área, considerando ser a quantidade total de matéria orgânica viva acima do solo (BROWN, 1997). Quando se menciona a densidade de biomassa, significa massa por unidade de área (toneladas por hectare).

Para determinação da biomassa podem ser utilizados o método direto e o método indireto. O método direto consiste no corte das árvores para determinar o peso seco acima do solo. O método indireto abrange equações de regressão alométricas, as quais utilizam dados como altura e diâmetro a altura do peito (DAP). MacDicken (1997) menciona a alometria como um método eficaz de estimativa da biomassa das árvores e seus componentes.

### **3.8.1 Quantificações dos reservatórios de carbono**

A biomassa acima e abaixo do solo, a serrapilheira, a matéria vegetal morta e o carbono orgânico do solo são considerados, pelo IPCC, reservatórios de carbono a serem monitorados.

O conceito de reservatório é apresentado por Brasil (1998):

“Reservatório” significa um componente ou componentes do sistema climático no qual fica armazenado um gás de efeito estufa ou um precursor de um gás de efeito estufa (BRASIL, 1998).

O primeiro reservatório de carbono a ser considerado é a biomassa viva acima do solo, que se refere aos componentes das árvores, incluindo fuste, galhos, folhagem, flores e sementes.

A biomassa acima do solo se diferencia de acordo com a região geográfica, o tipo e a estrutura da floresta e o grau de perturbação (BROWN, GILLESPIE e LUGO, 1989).



Nessa acepção, a densidade de biomassa acima do solo pode ser determinada pelo método direto ou indireto. Considerando uma área de mata ciliar, é plausível a utilização do método indireto com o intuito de não ocorrer supressão da vegetação durante o processo de determinação da densidade de biomassa. Para o método indireto são medidos principalmente o diâmetro à altura do peito (DAP) e altura das árvores por meio de inventário florestal, a fim de se aplicar nas equações de regressão alométricas.

Para quantificação da biomassa acima do solo, alguns estudos e equações de regressão foram apresentados ao longo dos anos por diversos pesquisadores.

Brown e Lugo (1984) utilizaram dados de volume e área basal do fuste para estimar a biomassa de florestas tropicais. Dentre as equações, são significativas as apresentadas por Brown, Gillespie e Lugo (1989), que desenvolveram equações para florestas tropicais em regiões secas, úmidas e muito úmidas (Tabela 3). A partir desse estudo, uma região é considerada seca quando seus índices pluviométricos são menores que 1.500mm; considerada úmida quando seus índices estão entre 1.500 e 4.000mm; e considerada muito úmida quando os índices são maiores que 4.000mm.

Tabela 3 - Equações alométricas para cálculo de biomassa acima do solo

Pluviosidade (mm/ano)	Equação	R <sup>2</sup> ajustado
<1500	$Y = 34,4703 - 8,0671D + 0,6589D^2$	0.67
entre 1500 e 4000	$Y = \exp(-2,4090 + 0,9522 \ln(D^2HS))$	0.99
entre 1500 e 4000	$Y = 38,4908 - 11,7883D + 1,1926D^2$	0.78
entre 1500 e 4000	$Y = \exp(-3,1141 + 0,9719 \ln(D^2H))$	0.97
>4000	$Y = 13,2579 - 4,8945D$	0.90
>4000	$Y = \exp(-3,3012 + 0,9439 \ln(D^2H))$	0.90

Fonte: Adaptado de Brown, Gillespie e Lugo (1989).

Já Brown (1997) apresentou métodos para estimar a densidade de biomassa a partir de dados existentes, como o volume do fuste, e estabeleceu equações de regressão para estimar a biomassa de árvores tropicais (Tabela 4), revisadas de Brown, Gillespie e Lugo (1989), de Martinez-Yrizar et al. (1992) e de Brown e Iverson (1992).

Tabela 4 – Equações alométricas para cálculo de biomassa de árvores tropicais

Pluviosidade (mm/ano)	Equação	R <sup>2</sup> ajustado
<1500	$Y = \exp(-1,996 + 2.32 * \ln(D))$	0.89
<1500	$Y = \exp 10^{(0,535 + \log_{10}(BA))}$	0.94
entre 1500 e 4000	$Y = 42,69 - 12,800(D) + 1,242(D^2)$	0.84
entre 1500 e 4000	$Y = \exp(-2,134 + 2,530 * \ln(D))$	0.97
>4000	$Y = 21,297 - 6,953(D) + 0,740(D^2)$	0.92

Fonte: Adaptado de Brown (1997).

Aplicações de alguns desses métodos de quantificação de biomassa foram feitas por outros pesquisadores. Martins (2004) determinou para o município de São Carlos – SP o potencial de fixação de carbono pela recomposição florestal nas áreas de mata ciliar utilizando uma das equações alométricas de Brown (1997) (Equação 2), em que foram usados os diâmetros a altura do peito de cada espécie. A área de estudo escolhida foi a Sub-bacia do Jacaré-Guaçu no município de São Carlos – SP, visto essa estar mais conservada. Além da biomassa acima do solo, foi calculada a biomassa abaixo do solo a partir do valor encontrado para a biomassa acima do solo, considerando 16%.

$$Y = \exp(-1,996 + 2.32 * \ln(D)) \quad (2)$$

Outro estudo, utilizando modelagem, foi realizado por Iverson et al. (1994), em que estabeleceram o Índice de Biomassa Potencial (IBP) para florestas tropicais do Sul e Sudeste da Ásia. Esse índice consiste na estimativa da quantidade de biomassa vegetal potencial acima do solo dependente das condições climáticas, topográficas e edáficas e não dependente de atividades antrópicas (MARTINS et al., 2009).

Esse modelo considera quatro camadas (layers):

1. Solos: classificados de acordo com a textura e fertilidade;
2. ICMW: Índice Climático Modificado de Weck (1970), que abrange valores como temperatura e duração da estação de crescimento;
3. Precipitação: as médias pluviométricas anuais de cada localidade;
4. Topografia: altitude e inclinação do terreno (MARTINS et al., 2009).

Martins et al. (2009) estimaram a densidade de biomassa potencial no estado de São Paulo pelo modelo recomendado por Iverson et al. (1994) (Equação 3).

$$IBP=I(ICMW)+I(pluviosidade)+I(topografia)+I(solos) \quad (3)$$

Onde:

IBP = Índice de Biomassa Potencial

I = Índice

ICMW = Índice Climático Modificado de Weck

Em seu trabalho, Martins et al. (2009) reportam que um índice (I) foi designado a cada uma das camadas com valor máximo de 25 pontos, totalizando, assim, 100 pontos o valor máximo do modelo. Esses autores mencionam ainda, que a calibração do modelo foi realizada por meio da confecção de um mapa com os índices de biomassa potencial (IBP) para o estado de São Paulo, a partir dos valores dos índices determinados para cada camada. Em seguida, atribuindo-se valores médios de biomassa para formações florestais diferentes, retirados da literatura, este mapa com valores de IBP transformou-se em valores de tCO<sub>2</sub>/ha.

A obtenção do valor de CO<sub>2</sub> é feita por meio da multiplicação do peso atômico do carbono por 3,6667, que é o fator de conversão dos pesos atômicos da molécula de C (peso atômico 12) para a de CO<sub>2</sub> (peso atômico 44) (BALBINOT, 2004 e EGGLESTON et al., 2006).

Dois anos depois, em 2011, Martins et al. (2011) aplicaram o modelo de Iverson et al. (1994) com algumas adaptações. Os autores utilizaram a camada aptidão agrícola em substituição das camadas solo e topografia, onde chegaram em resultados bem satisfatórios. Esse estudo estimou a biomassa potencial em floresta/savana da região de Roraima.

Outro reservatório de carbono a ser quantificado é a matéria vegetal morta e a serrapilheira, que abrangem a vegetação que está em processo de decomposição acima do solo. Conforme Penman et al. (2003), as raízes finas menores que 2mm de diâmetro e que não se enquadram na biomassa abaixo do solo são incluídas na serrapilheira.

A medição dessa fonte de biomassa pode ser realizada pela coleta do solo, na área em que se mediu as árvores, incluindo o húmus e a matéria vegetal morta que está em processo de decomposição, e pelas árvores mortas em pé ou caídas (MARQUEZ, 2000).

No que tange a biomassa abaixo do solo, esta consiste nas raízes das árvores. A estimativa da biomassa abaixo do solo é facilitada devido à existência de valores da biomassa acima do solo. De acordo com MacDicken (1997), determinar a biomassa radicular é importante, pois representa 10-40% da biomassa total. Esta estimativa é cara, portanto, na maioria das vezes, este valor não é medido, utilizando-se os valores da literatura.

Cairns et al. (1997) salienta que para compreender o armazenamento do carbono e a dinâmica biogeoquímica dos ecossistemas florestais é necessário estimar a densidade de biomassa radicular. Os autores revisaram dados de alguns biomas a fim de obter características ambientais e ecológicas para determinação de biomassa para as raízes, como latitude, tipo de árvore, temperatura, precipitação, idade, textura do solo e densidade de biomassa acima do solo. Eles testaram várias relações estatísticas para estimar a densidade de biomassa na raiz a partir de dados existentes na literatura para as florestas.

Contudo, outro reservatório de carbono considerado é o solo. Como parte das diretrizes do Intergovernmental Panel on Climate Change, o carbono no solo é identificado nos primeiros 30cm de profundidade, utilizando uma amostra a fim de determinar a matéria orgânica e a densidade aparente por unidade de área.

Para este estudo do potencial de sequestro florestal de carbono pelas matas ripárias da UGRHI 13 no município de São Carlos, foi escolhido o modelo de Iverson et al. (1994), aplicado por Martins et al. (2009).

O que motivou a escolha desse modelo para ser aplicado no presente estudo, em meio aos apresentados neste Item 3.8.1, foi que, segundo Iverson et al. (1994), um modelo baseado em SIG permite a incorporação da heterogeneidade espacial no processo de crescimento vegetal, resultando em dados mais confiáveis.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado nos limites da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê-Jacaré (UGRHI 13), dentro do município de São Carlos. O município de São Carlos está localizado na região central do estado de São Paulo, entre as coordenadas 21°30'S, 47°30'W e 22°30'S, 48°30'W (Figura 9).

Figura 9 – Localização do município de São Carlos - SP



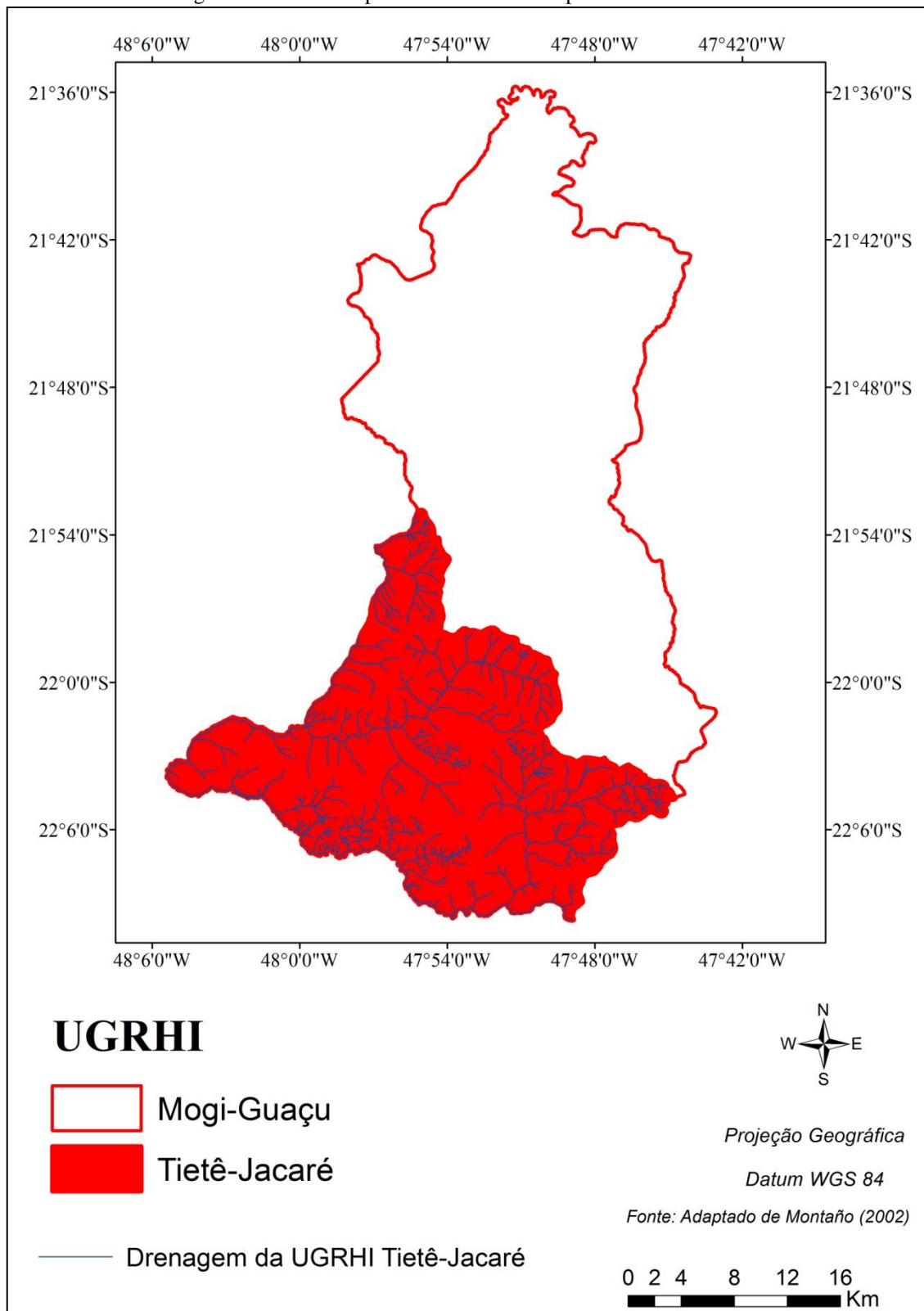
Fonte: [http://www2.ufscar.br/interface\\_frames/index.php?link=http://www.dep.ufscar.br](http://www2.ufscar.br/interface_frames/index.php?link=http://www.dep.ufscar.br)

São Carlos está contido nas Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos Tietê-Jacaré (UGRHI 13) e Mogi-Guaçu (UGRHI 9), com 39,35% do território situado na UGRHI 13, e 60,65% na UGRHI 9 (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS, 2000) (Figura 10).

As Sub-bacias hidrográficas da UGRHI 13 dentro do município são a do Chibarro, do Monjolinho, do Feijão e do Jacaré-Guaçu que, conforme o arquivo gerado no software ArcGIS 10 (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2013), perfaz uma área de aproximadamente 470 Km<sup>2</sup> (Figura 11). Essas sub-bacias constituíram as

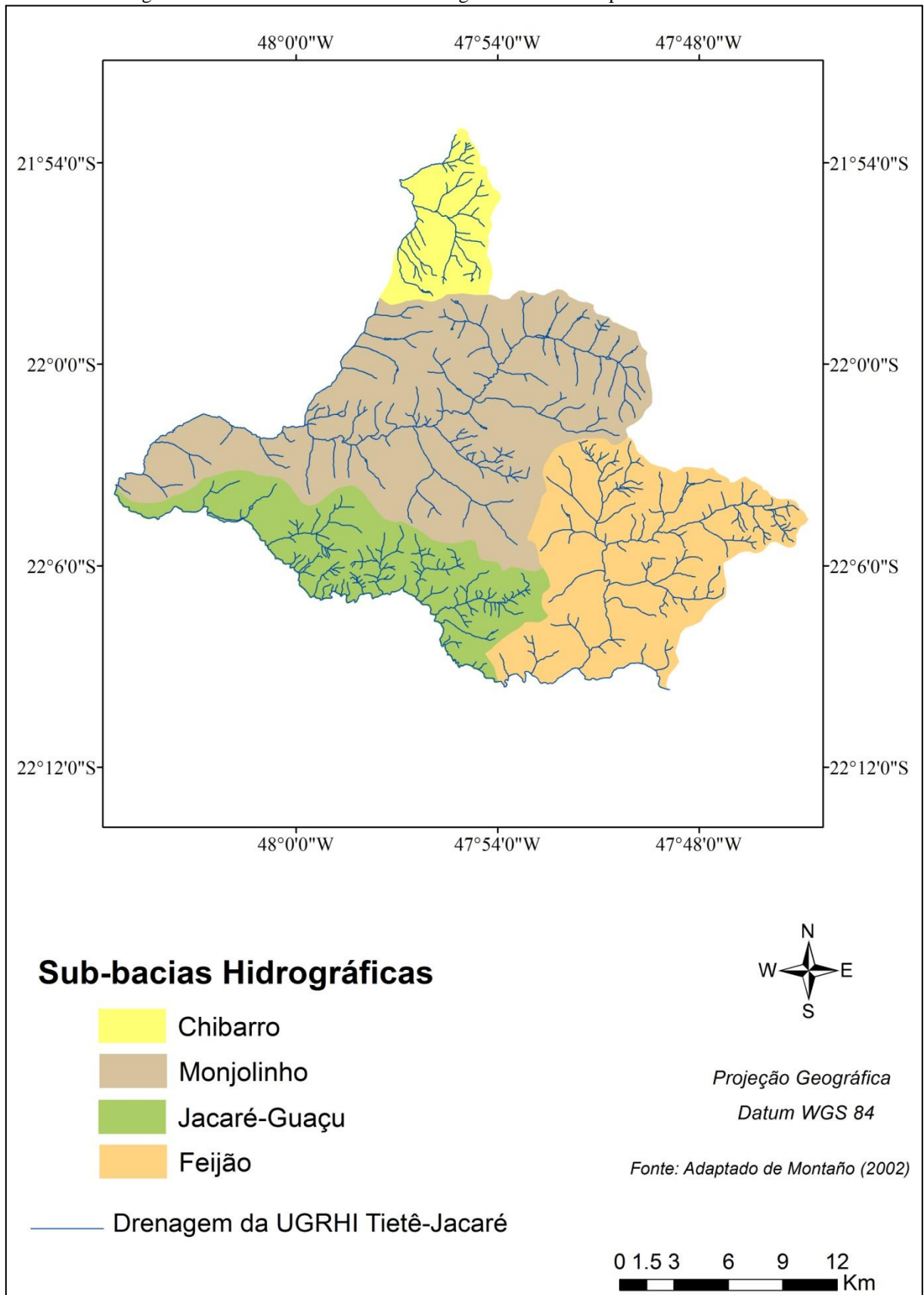
áreas de inspeção exploratória da degradação das matas ripárias em APPs rurais de alguns dos cursos d'água pertencentes às malhas hídras das mesmas.

Figura 10 – UGRHIs pertencentes ao município de São Carlos – SP



Fonte: Adaptado de Montaño (2002).

Figura 11 – Divisão das Sub-bacias hidrográficas no município de São Carlos - SP



Fonte: Adaptado de Montaño (2002).

Segundo o Censo de 2010 realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, o município conta com uma população de 221.950 habitantes, sendo a população residente urbana 213.061 habitantes e a população residente rural 8.889 habitantes em uma área de 1.137,332 Km<sup>2</sup>.

O município de São Carlos situa-se na província geomorfológica das Cuestas Basálticas (OLIVEIRA e PRADO, 1984), estando a malha urbana localizada no Planalto de São Carlos, entre as cotas altimétricas de 750 e 920 metros, com presença de relevo escarpado na região sul. O clima é do tipo Cwa, segundo a classificação de Koeppen, constituindo-se em um clima tropical de altitude com verão chuvoso e inverno seco. De acordo com o Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura (2012), a temperatura média anual é de 21.2°C, sendo a máxima média mensal 23°C registrada nos meses de janeiro e fevereiro e a mínima média mensal 18°C no mês de julho. A precipitação média é de 1.422,8mm.

A vegetação, conforme mencionada por Soares, Silva e Lima (2003) e Oliveira (1996), é formada por Florestas Semidecídua e Ripariana, Cerrado e Cerradão. Considerando o uso do solo, as principais atividades do município são a agropecuária, a mineração e o reflorestamento.

## **4.2 Estrutura do trabalho**

O trabalho foi estruturado em três etapas: classificação das categorias de degradação, determinação do IBP e estimativa da densidade de dióxido de carbono equivalente das matas ripárias em APPs, com os respectivos materiais e métodos.

Para a execução deste trabalho o software utilizado foi o ArcGIS 10 (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2013). As ferramentas correspondentes a este software são mencionadas conforme utilizadas nas etapas seguintes.

O Datum adotado foi o WGS84, pois este é padrão para os dados do SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) e do WorldClim, os quais foram utilizados neste trabalho, onde apenas 1 cm o diferencia do SIRGAS, Datum este que está sendo adotado oficialmente pelo Brasil em substituição ao SAD69 (SOARES FILHO et al., 2010).



#### 4.2.1 Classificação das categorias de degradação das matas ripárias

Esta etapa consistiu na identificação dos níveis de degradação das matas ripárias na área de estudo e na classificação destes em categorias de degradação considerando o tipo de vegetação predominante, sendo elas:

- Arbóreo fechado
- Arbóreo-arbustivo aberto
- Herbáceo predominante

A categoria arbóreo fechado enquadrou as áreas de floresta estacional semidecidual e em estágio de regeneração; a arbóreo-arbustivo aberto enquadrou as áreas de capoeira sem predominância arbórea e áreas com gramíneas e apenas algumas árvores; e a herbáceo predominante enquadrou áreas de campo e área aberta.

Essas categorias utilizadas na classificação dos níveis de degradação estão relacionadas aos cenários de intervenção de áreas descritos por Soares Filho et al. (2010). Os autores denominaram os cenários com intervenção mínima, leve, moderada e severa. Estes cenários são relevantes por apresentarem custos referentes ao restauro florestal dos mesmos.

Salienta-se porém, que não foram adotados estes cenários estabelecidos pelos autores pois este trabalho se propôs a classificar os níveis de degradação das matas ripárias em APPs com base no porte, na presença e ausência de vegetação. Por isso as três categorias denominadas anteriormente se mostraram mais adequadas à proposta deste trabalho.

Neste trabalho, considerou-se o nível de degradação no contexto do Protocolo de Quioto (BRASIL, 1997), segundo a definição de degradação florestal:

Uma perda direta induzida pelo homem a longo prazo (que persiste por X anos ou mais) de pelo menos Y% de estoques de carbono florestal [e valores florestais] desde tempo T e não qualificada como desmatamento ou uma atividade eleita nos termos do artigo 3.4 do Protocolo de Quioto<sup>2</sup> (KARJALAINEN et al., s/d).

Inicialmente foram levantadas todas as informações disponíveis para o estudo por meio da revisão bibliográfica e elaborado o banco de dados para a análise da degradação das matas ripárias.

---

<sup>2</sup> As atividades eleitas no artigo 3.4 do Protocolo de Quioto dizem respeito à atividades adicionais induzidas pelo homem relacionadas com mudanças nas emissões por fontes e remoções por sumidouros de gases de efeito estufa nas categorias de solos agrícolas e de mudança no uso da terra e florestas (BRASIL, 1997).

Obteve-se o arquivo digital, em formato *shape*, contendo a hidrografia da área de estudo, a qual foi digitalizada das Cartas do IBGE na escala 1:50.000. O arquivo digital foi cedido pela Professora Dra. Adriana Pires do Departamento de Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos - UFSCar, não necessitando digitalizar novamente a hidrografia da área de estudo.

Em seguida foram gerados os *buffers* de APP de cursos d'água sobre a drenagem e as nascentes, através da ferramenta *Buffer*. A largura desses cursos d'água foram medidas nas imagens de satélite do Google Earth (2012) e foram seguidos os limites das faixas determinados pela legislação ambiental.

Os limites para as faixas de APPs foram estabelecidos no Código Florestal em seu Art. 2º por Brasil (1965), mas tais limites foram alterados por Brasil (1989), e recentemente por Brasil (2012a) em seu Art. 4º. Desse modo são consideradas de preservação permanente:

Art. 4º

I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:

- a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;
- b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
- c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
- d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;
- e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;

II - as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:

- a) 100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros;
- b) 30 (trinta) metros, em zonas urbanas;

III - as áreas no entorno dos reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais, na faixa definida na licença ambiental do empreendimento;

IV - as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros (BRASIL, 2012a).

Ressalta-se que foram consideradas apenas APPs de cursos d'água, visto que existem APPs para outras condições geomorfológicas.

Dando sequência ao desenvolvimento do trabalho, uma imagem da área do satélite Landsat 5 foi obtida do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Foi escolhida a imagem deste satélite devido à facilidade de aquisição e gratuidade, pois não havia recursos financeiros disponíveis para aquisição de imagens de alta resolução espacial da área de estudo. As informações referentes à imagem constam no Quadro 2.

Quadro 2 – Informações sobre a imagem da área do satélite Landsat 5 utilizada na pesquisa

<b>Imagem do satélite Landsat 5</b>	
Sensor	TM
Órbita	220
Ponto	75
Data	19/09/2011
Projeção Padrão	UTM
Datum Padrão	WGS84
Resolução Espacial	30m
Formato	Tiff
Número de Bandas Espectrais	7

Fonte: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2012).

A fim de corrigir as diferenças geométricas da imagem, ou seja, os deslocamentos desta, foi realizado o seu georreferenciamento. Primeiro fez-se a composição das Bandas Espectrais TM3, TM4 e TM5 por meio da ferramenta *Composite Bands*, tornando a imagem colorida. Em seguida, utilizou-se a ferramenta *Georeferencing*. Para o georreferenciamento da imagem, foi utilizada a drenagem da área de estudo, sendo esta sobreposta na imagem e escolhidos 36 pontos de controle para obtenção de pequeno Erro RMS (Root Mean Square Error).

Cada ponto apresenta um Erro RMS, mostrando se sua posição está correta. Se o erro é pequeno, significa que o ponto foi indicado na imagem corretamente, caso contrário, houve erro de indicação do ponto.

Assim, de posse da imagem de satélite georreferenciada, esta permitiu uma análise do uso e ocupação do solo em toda área da UGRHI 13 dentro do município de São Carlos, possibilitando a identificação dos locais degradados nas matas ripárias. Possibilitou também a aplicação do Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) para melhor identificação da presença de vegetação na área de estudo.

Para a aplicação do NDVI foram utilizadas as Bandas Espectrais TM4 (região espectral do infravermelho próximo) e TM3 (região espectral do visível). Foi realizado o georreferenciamento de cada banda espectral pela ferramenta *Georeferencing*, e logo após usou-se a ferramenta *Raster Calculator* onde as bandas espectrais foram inseridas na Equação 4. Desse modo, obteve-se o NDVI da área de estudo.

$$\text{Float (Band}_4 - \text{Band}_3) / \text{Float (Band}_4 + \text{Band}_3) \quad (4)$$

Como complementação, foram utilizadas imagens da área do satélite Quickbird fornecidas pelo Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos (SAAE). Tais imagens seriam de grande valia para o estudo devido à alta resolução espacial destas, mas infelizmente a área total das imagens era menor, não correspondia à área de estudo total. As imagens abrangiam principalmente a quase totalidade da área da Sub-bacia Hidrográfica do Feijão, portanto, foi de grande ajuda para a identificação da degradação das matas ripárias dos cursos d'água pertencentes à essa sub-bacia. As informações pertinentes à essas imagens são apresentadas no Quadro 3.

Quadro 3 – Informações sobre as imagens da área do satélite Quickbird utilizada na pesquisa

<b>Imagens do satélite Quickbird</b>	
Sensor	Pancromático e GeoEye 1
Data	2008 e 2010
Projeção/Fuso	UTM 23
Datum	SAD 69
Resolução Espacial	61cm e 50cm
Formato	Geotiff
Área das imagens	517km <sup>2</sup> e 220km <sup>2</sup>
Número de Bandas Espectrais	1(Pancromático) e 3

Fonte: Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos (2012) (Adaptado de Scarpinella (2012)).

Imagens do Google Earth referentes ao intervalo anual de 2004 a 2012 também foram utilizadas como complemento à imagem Landsat 5, visto que a resolução espacial da imagem é de 30m e não dispunha de detalhes satisfatórios sobre as matas ripárias. As imagens do Google Earth, portanto, foram essenciais para a classificação das categorias de degradação das matas ripárias, permitindo um detalhe maior das sub-bacias conforme o aumento do *zoom* das imagens, já que as imagens Quickbird não contemplavam toda a área da UGRHI 13 no município de São Carlos.

Posteriormente foi realizada uma interpretação visual das imagens, considerando os elementos tonalidade/cor, textura, tamanho, forma, sombra, altura, padrão e localização, o que orientou a coleta de pontos de controle que serviram de referência e proporcionaram um ajuste para a classificação das categorias de degradação das matas ripárias.

Foram escolhidos pontos nas sub-bacias hidrográficas, permitindo o conhecimento de toda a área de estudo. O entorno das áreas foi um fator importante considerado, onde foram escolhidas as áreas que não contavam com a presença de animais como bovinos, equinos e caprinos. A presença de animais nas áreas pode acarretar aumento nos custos da recuperação destas com a necessidade de cercá-las.

A coleta de pontos de controle consistiu em parcelas de 100m<sup>2</sup> e 1.000m<sup>2</sup>, sendo duas parcelas na sub-bacia do Chibarro, uma parcela na sub-bacia do Monjolinho e três parcelas na sub-bacia do Feijão de 100m<sup>2</sup> e uma parcela na sub-bacia do Feijão de 1.000m<sup>2</sup>, adaptadas de MacDicken (1997). Na sub-bacia do Jacaré-Guaçu não foram realizados pontos de controle devido ao difícil acesso nas áreas. Este autor estabeleceu tamanhos de parcelas circulares para vegetação densa, moderadamente densa, moderadamente esparsa, esparsa e muito esparsa (Tabela 5).

Tabela 5 – Tamanho de parcelas

Parcela (m <sup>2</sup> )	Área por árvore (m <sup>2</sup> /árvore)	Aplicabilidade
100	0-15	Vegetação densa, muitas árvores
250	15-40	Vegetação moderadamente densa
500	40-70	Vegetação moderadamente esparsa
666,7	70-100	Vegetação esparsa
1.000	>100	Vegetação muito esparsa

Fonte: Adaptado de MacDicken (1997).

Em face a esta divisão de parcelas, fez-se uma adaptação das parcelas circulares em quadrantes. Desse modo, foi possível fixar os níveis de degradação conforme o número de árvores em cada uma das áreas escolhidas. Para cada uma das categorias de degradação definidas para este trabalho, foram adaptadas as aplicabilidades apresentadas na Tabela 6. Fotografias dos locais, tiradas com a câmera digital da marca Samsung, de resolução 10.2 *mega pixels*, possibilitaram também a classificação das categorias de degradação.

A marcação das coordenadas dos locais de amostragem foi realizada com o auxílio do Global Position System (GPS) do modelo *Garmin*.

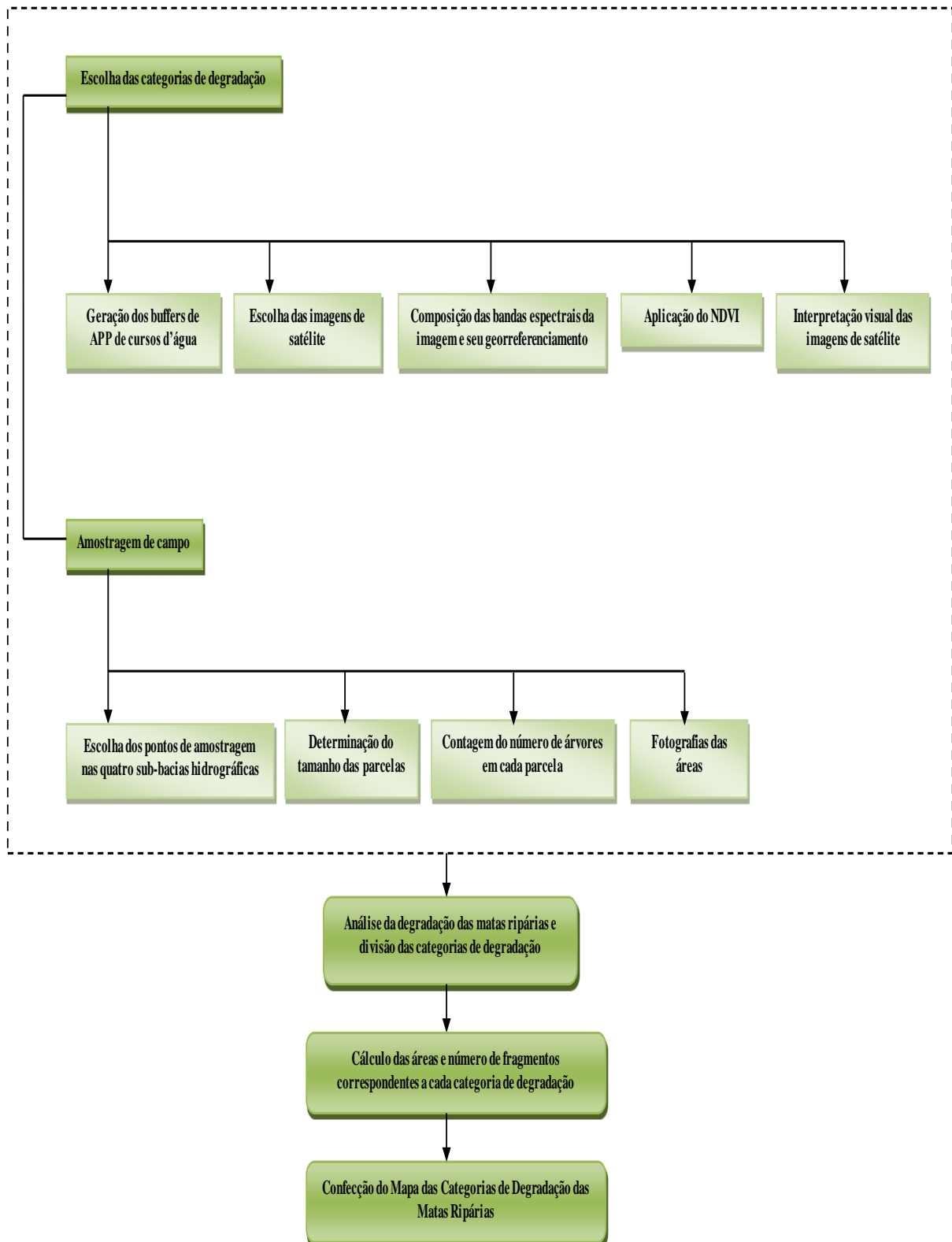
A posse de todas as informações já descritas propiciou a análise da degradação das matas ripárias da drenagem e das nascentes da área de estudo. Para a divisão em categorias de degradação dos *buffers* de APP gerados, foi utilizada a ferramenta *Cut Polygons Tool*.

O valor da área correspondente de cada categoria de degradação foi determinado através da ferramenta *Calculate Geometry* e o valor total da área pela ferramenta *Summarize*.

Ao final desta etapa foi confeccionado o Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias.

A Figura 12 apresenta um fluxograma desta Etapa:

Figura 12 – Fluxograma da Etapa 1



Fonte: A Autora (2012).

#### 4.2.2 Determinação do Índice de Biomassa Potencial (IBP)

A Segunda Etapa consistiu em determinar o IBP para posteriormente estimar a densidade de CO<sub>2</sub>e em toneladas por hectare (t/ha) pela restauração das matas ripárias da UGRHI 13 no município de São Carlos. Esta etapa foi baseada no modelo de Iverson et al. (1994) e pelas adaptações desse modelo por Martins et al. (2009) para o estado de São Paulo.

Adotou-se que a densidade de biomassa vegetal suportada por uma região está ligada às condições climáticas, topográficas e edáficas, não se levando em conta atividades antrópicas que causam impactos (MARTINS et al., 2009).

O modelo desenvolvido por Martins et al. (2009) teve por objetivo fornecer uma estimativa da produção de biomassa vegetal no estado de São Paulo, em que foram atribuídos índices a dados de solo, pluviosidade, radiação e topografia, utilizando a Equação 3 (pág. 58) de Iverson et al. (1994). Para cada uma dessas quatro camadas consideradas foi atribuído um índice com valor de 25 pontos, totalizando 100 pontos no modelo para gerar um mapa de densidade de biomassa potencial.

Sendo assim, este trabalho seguiu essa atribuição de pontos às camadas de solo, altitude e declividade, Índice Climático Modificado de Weck (ICMW) e precipitação anual.

Para a camada solos, a qual considera textura e fertilidade, o arquivo digital, em formato *shape*, contendo as classes de solo encontradas no município de São Carlos foi disponibilizado pela Professora Adriana Pires do Departamento de Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos – UFSCar. Os dados referentes à pedologia do município foram digitalizados das Quadrículas de São Carlos, Brotas e Descalvado disponíveis no Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo do Instituto Agrônomo de Campinas – IAC na escala 1:100.000. Desse modo não houve necessidade de digitalizar novamente tais dados.

Utilizou-se as classes de solos estabelecidas pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (1999), quais sejam: Argissolo Vermelho-Amarelo, Gleissolo+Neossolo Flúvico, Latossolo Férrico, Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho-Amarelo, Neossolo Litólico, Neossolo Quartzarênico e Nitossolo. Empregou-se também as classes de textura de solos da EMBRAPA, apresentadas na Tabela 6.

Para a classificação dos solos segundo sua textura, foram considerados os teores de argila de cada tipo de solo apresentados por Oliveira e Prado (1984) no memorial descritivo do Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo da Quadrícula



de São Carlos e as cinco classes de textura da EMBRAPA (1999) (Tabela 6), resultando nas classes de solo apresentadas na Tabela 7.

Tabela 6 – Classes de textura dos solos

	<b>Textura</b>	<b>Teor de argila</b>
1	Muito arenosa	< 5%
2	Arenosa	< 15%
3	Média	< 35%
4	Argilosa	35% a 60%
5	Muito argilosa	> 60%

Fonte: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1999).

Tabela 7 – Classificação segundo a textura dos solos

<b>Classes de solos</b>	<b>Textura</b>
Argissolo Vermelho-Amarelo	3
Gleissolo+Neossolo Flúvico	4
Latossolo Férrico	4
Latossolo Vermelho	3
Latossolo Vermelho-Amarelo	3
Neossolo Litólico	4
Neossolo Quartzarênico	2
Nitossolo	4

Fonte: A Autora (2012)

A fim de compor as informações dos solos, foi realizada uma classificação da fertilidade para cada tipo de solo, visto a variação de fertilidade que ocorre nestes.

Os dados de fertilidade foram determinados a partir da análise dos atributos químicos e da descrição dos solos contidos em Oliveira e Prado (1984); de informações adquiridas de profissionais da área de fertilidade dos solos, entre eles Odo Primavesi, que esclareceu a hierarquia dos solos no município quanto à fertilidade; e do mapa de remanescentes de vegetação do município de São Carlos gerado pelo Departamento de Proteção dos Recursos Naturais (DPRN), na escala 1:50.000, e apresentado por Montañó (2002), o qual considera os seguintes tipos de vegetação encontrados no município: cerrado, cerradão, capoeira, mata e vegetação de várzea.

Para este trabalho, apenas os locais de cerrado, cerradão e mata foram levados em conta na determinação da fertilidade, de modo que o arquivo em formato *shape* foi

sobreposto com o *shape* de solos. Assim, foi possível identificar qual vegetação está contida em qual tipo de solo, tendo por base que os solos típicos de cerrado apresentam baixa fertilidade comparados aos solos típicos de mata. Como descrito por Sartori (2001) há tendência de vegetação típica de cerrado em latossolo vermelho-amarelo, solo considerado menos fértil, e vegetação típica de cerrado e floresta estacional semidecidual em latossolo vermelho, solo considerado mais fértil que o anterior mencionado.

O arquivo digital dos remanescentes de vegetação, em formato *shape*, foi cedido pelo Professor Marcelo Montañó do Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da Universidade de São Paulo – USP.

Dessa forma, os solos encontrados na área de estudo seguiram à classificação de fertilidade da EMBRAPA apresentada por Ortiz et al. (2004) (Tabela 8).

Tabela 8 – Atributos químicos considerados na classificação da fertilidade

Classes de Fertilidade		Capacidade de Troca Catiônica - CTC (cmolc/Kg)	Alumínio - Al (cmolc/Kg)
1	Muito baixa	<4	≥4
2	Baixa	≥4 e <6	≥1 e <4
3	Média	≥6 e <8	≥0,4 e <1
4	Alta	≥8	<0,3

Fonte: Ortiz et al. (2004).

Feita a análise dos atributos químicos seguindo as classes mostradas na Tabela 9, juntamente com as informações recebidas pelos profissionais da área de solos e dos fragmentos de vegetação encontrados na UGRHI 13 do município de São Carlos, foi possível classificar os solos da área de estudo em quatro classes (Tabela 9), apresentando uma classificação por tipo de solo (Tabela 10).

Tabela 9 – Classes de fertilidade dos solos

Classes de Fertilidade	
1	Muito baixa
2	Baixa
3	Média
4	Alta

Fonte: A Autora (2012).

Tabela 10 – Classificação de fertilidade dos solos

<b>Classes de solos</b>	<b>Fertilidade</b>
Argissolo Vermelho-Amarelo	4
Gleissolo+Neossolo Flúvico	2
Latossolo Férrico	3
Latossolo Vermelho	3
Latossolo Vermelho-Amarelo	2
Neossolo Litólico	4
Neossolo Quartzarênico	1
Nitossolo	4

Fonte: A Autora (2012)

Posto isso, foram confeccionados os Mapas Classes de Solo, Remanescentes de Vegetação e Fertilidade.

Contudo, considerando a textura, a fertilidade e a distribuição dos remanescentes de vegetação pelos solos da área de estudo, o melhor tipo de solo contribuiu com 25 pontos e o pior tipo com 5 pontos. A distribuição dos pesos foi realizada por tipo de solo (Tabela 11).

Tabela 11 – Distribuição dos pesos por tipos de solos

<b>Solos</b>	<b>Pesos</b>
Neossolo Litólico	25
Argissolo Vermelho-Amarelo	25
Nitossolo	17
Latossolo Férrico	17
Latossolo Vermelho	11
Gleissolo+Neossolo Flúvico	8
Latossolo Vermelho-Amarelo	8
Neossolo Quartzarênico	5

Fonte: A Autora (2013)

Já a camada referente à topografia é composta pelas variáveis altitude e declividade, sendo os 25 pontos da camada distribuídos em 13 pontos para a altitude e 12 pontos para a declividade.

Para obter a altitude da área de estudo foram utilizados dados de radar, do SRTM (Shuttle Radar Topography Mission), que são usados para gerar os Modelos Digitais de Elevação (MIRANDA, 2005). As informações referentes a estes dados constam no Quadro 4.

Quadro 4 – Informações sobre os dados SRTM

<b>SRTM</b>	
Formato	Geotiff (16 bits)
Resolução espacial	90 metros
Unidade de altitude	metros
Sistema de coordenadas	Geográfica
Datum	WGS-84

Fonte: Miranda (2005).

De posse das quadrículas SF-22-X-D, SF-22-Z-B, SF-23-V-C e SF-23-Y-A (MIRANDA, 2005) do estado de São Paulo, um mosaico foi realizado com o uso da ferramenta *Mosaic*, podendo assim, resultar no Modelo Digital de Elevação com os valores de altitude da área de estudo.

Assim, foi confeccionado o Mapa de Altimetria, com os valores máximo e mínimo das altitudes encontradas na área de estudo.

Conforme a zonação altitudinal definida por Martins et al. (2009) e adaptada de Iverson et al. (1994) (Tabela 12), a classe que se enquadra para a UGRHI 13 no município de São Carlos é a 500 – 1.500m de altitude, com 11 pontos no modelo. Foi adotada, portanto, essa pontuação para altitude.

Tabela 12 – Distribuição dos pesos por altitude

<b>Altitude (m)</b>	<b>Pesos</b>
0 – 15	8
15 – 50	11
50 – 500	13
500 – 1.500	11
>1.500	7

Fonte: Martins et al. (2009), adaptado de Iverson et al. (1994).

A obtenção da declividade foi através do Modelo Digital de Elevação SRTM utilizando a ferramenta *Slope*, determinando, portanto, as classes de declividade e confeccionado o Mapa de Declividade.

Iverson et al. (1994) reportam que em áreas inclinadas podem ser encontrados valores altos de densidade de biomassa, mas ocorre que em áreas planas as densidades médias tendem a ser maiores que os terrenos inclinados.

Desse modo, a distribuição dos pesos ficou com 12 pontos para inclinações baixas e 8 pontos para inclinações elevadas (Tabela 13).

Tabela 13 – Distribuição dos pesos por declividade

Declividade (%)	Pesos
0 – 10	12
10 – 20	10
>20	8

Fonte: Iverson et al. (1994).

A terceira camada que compõe o modelo é o ICMW, desenvolvido por Weck (1961, apud WECK, 1970) para determinar a produtividade potencial de florestas na Alemanha com base em dados de clima, o qual não conseguiu testar seu índice. Iverson et al. (1994) utilizaram tal índice com algumas modificações. Mais tarde, Martins et al. (2009) usaram uma fórmula mais simples do ICMW (Equação 5), retirando do índice a variável umidade relativa do ar (H), já que queriam estabelecer o potencial de biomassa e esta variável está ligada à vegetação presente nos locais.

$$ICMW = \frac{S(P_1 + \sqrt{P_2})(G)}{100(Tm)} \quad (5)$$

Onde:

S (horas) é o comprimento médio do dia durante a estação de crescimento;  $P_1$  (dm) é o número de meses nos quais a precipitação média anual é inferior a 200 mm;  $P_2$  é o número de meses nos quais a precipitação média anual excede 200 mm; G (meses) é a duração da estação de crescimento, que corresponde ao número de meses sem ocorrência de déficit hídrico e  $Tm$  (Celsius) é a temperatura média do mês mais quente da estação de crescimento (MARTINS et al., 2009).

O arquivo digital, contendo o ICMW utilizado neste trabalho, em formato *raster*, foi o arquivo usado por Martins et al. (2009), adaptado para a UGRHI 13 no município de São Carlos. As variáveis empregadas foram estação de crescimento, solarimetria e temperatura média do mês mais quente do ano.

A variável estação de crescimento, que considerou os meses sem chuvas, foi obtida pelos autores das cartas do IBGE na escala 1:1.000.000, apresentando cinco grupos:

Sem seca – ausência de períodos secos, com chuvas durante todo o ano. Subseca – período de seca geralmente inferior a um mês. 1 a 2 meses secos – período de seca entre 1 e 2 meses. 3 meses secos – seca durante 3 meses do ano. 4 a 5 meses secos – 4 a 5 meses sem chuvas (MARTINS et al., 2009).

Posteriormente, os autores superestimaram os períodos sem chuvas por meio de dados de meses secos, elevando, assim, a confiabilidade do modelo:

Sem seca – considerado como ausência de déficit hídrico. Subseca – período de déficit equivalente a um mês. 1 a 2 meses secos – déficit equivalente a dois meses. 3 meses secos – 3 meses de déficit. 4 a 5 meses secos – considerado como 5 meses de déficit hídrico (MARTINS et al., 2009).

Para a variável solarimetria os autores buscaram os dados no Atlas Solarimétrico do Brasil (2000), e para a variável temperatura e pluviosidade nas bases disponíveis em HIJMANS et al., 2005; VOSE et al., 1992; WMO, 1996; FAO, 2001; JONES e GLADKOV, 2003; UNH, 2007.

No modelo de Martins et al. (2009), adaptado de Iverson et al. (1994), os valores de ICMW ficaram entre 198 e 1.222, ocupando 25 classes distribuídas pelos 25 pontos. Assim, para a área de estudo da UGRHI 13 os pesos ficaram distribuídos de 8 a 13 pontos (MARTINS et al., 2009).

A última camada do modelo é a pluviosidade, na qual o arquivo digital correspondente a ela, em formato *raster*, foi obtido de Hijmans et al. (2005).

Essa base de dados WorldClim (disponível em <http://www.worldclim.org>) disponibiliza dados de temperatura máxima, média e mínima e precipitação que compõem diversos mapas climatológicos utilizados em modelagens. Uma base que divide o planeta apresentando dados para cada região, excetuando os polos (HIJMANS et al., 2005).

Sendo assim, o Mapa de Precipitação Anual para a UGRHI 13 no município de São Carlos foi confeccionado.

As classes de precipitação com seus respectivos pesos considerados pelos autores, constam na Tabela 14.

Tabela 14 – Distribuição dos pesos por precipitação

Precipitação (mm)	Pesos
1.000 – 1.200	11
1.200 – 1.400	13
1.400 – 2.000	16
2.000 – 2.400	19
2.400 – 2.800	22
2.800 – 3.200	25
3.200 – 3.600	22
>3.600	19

Fonte: Martins et al. (2009), adaptado de Iverson et al. (1994).

Para a área de estudo deste trabalho, cuja precipitação está em torno de 1.400mm (CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS A AGRICULTURA, 2012), foi considerada a classe 1.200 – 1.400mm com 13 pontos no modelo (MARTINS et al., 2009, adaptado de IVERSON et al., 1994).

Em seguida foram atribuídos os pontos às camadas e confeccionados os mapas de pesos, em formato *raster*, correspondentes à cada uma das camadas do modelo.

A soma das camadas pela ferramenta *Weighted Sum* resultou no Mapa IBP com os índices de biomassa potencial para a área de estudo.

A calibração do modelo ocorreu com a atribuição de valores médios de biomassa de diferentes formações vegetais, disponíveis na literatura (Tabela 15), aos valores mínimo e máximo da escala de IBP (MARTINS et al., 2009). De acordo com os mesmos autores a partir dessa atribuição, os valores intermediários foram encontrados adotando-se a escala linear, já que anteriormente os diversos pesos tinham sido fixados para as variáveis.

Tabela 15 – Valores médios de biomassa encontrados na literatura

Fisionomia	t/ha
Campo limpo, campo sujo e campo cerrado	<40
Cerrado strictu sensu, cerrado denso	41 – 120
Cerradão, estacional semidecidual	120 – 220
Estacional semidecidual, ombrófila mista	220 – 300

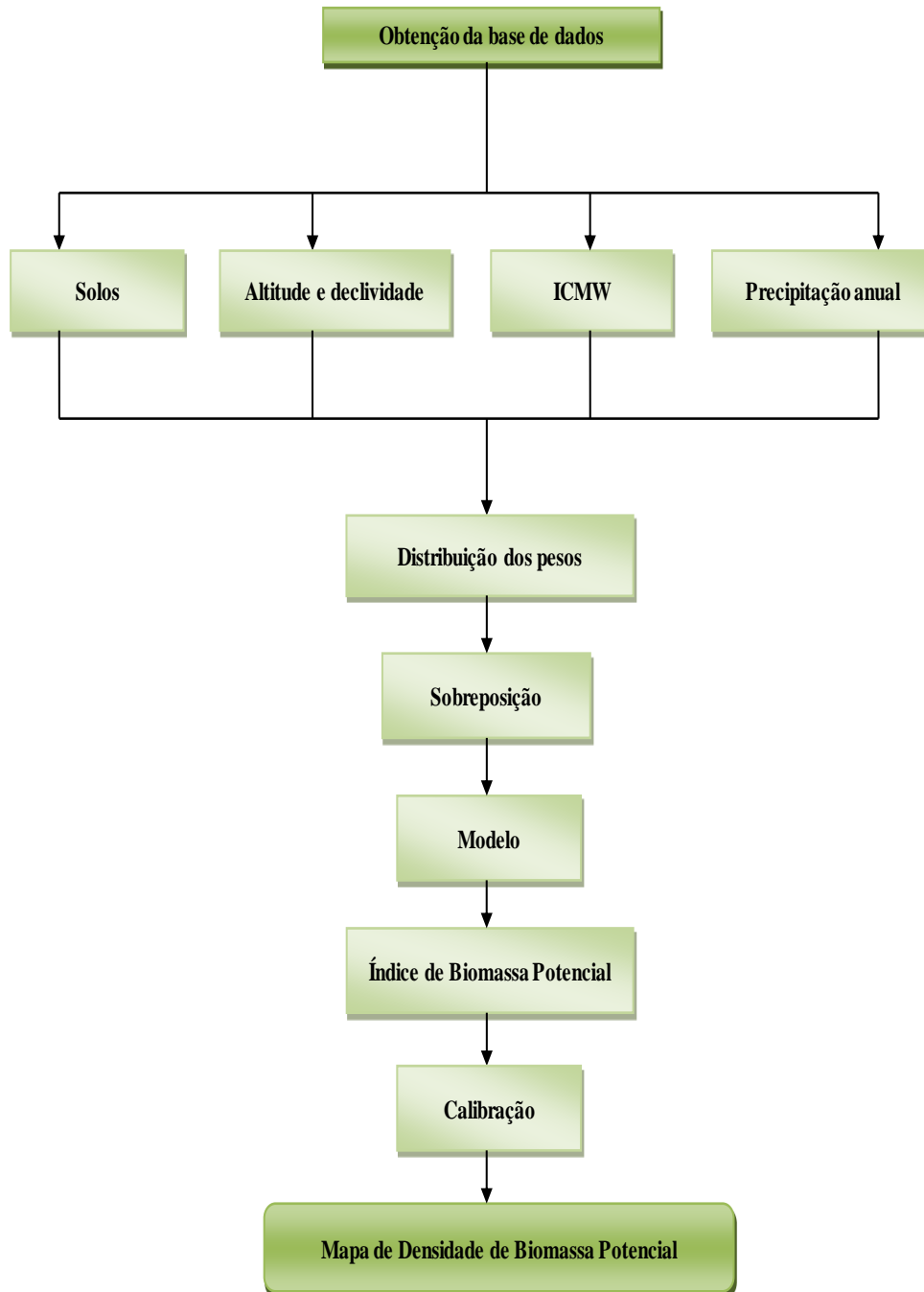
Fonte: Martins et al. (2009).

As referências utilizadas por Martins et al. (2009) na obtenção dos valores de biomassa apresentados na Tabela 15 encontram-se no Anexo A.

O Mapa de Densidade de Biomassa Potencial, em t/ha, foi, portanto, confeccionado.

O fluxograma da Figura 13 mostra a seqüência dos passos desta Etapa.

Figura 13 – Fluxograma da Etapa 2



Fonte: Adaptado de Iverson et al. (1994).



### 4.2.3 Estimativa da densidade de dióxido de carbono equivalente das matas ripárias

Para estimar a densidade de CO<sub>2</sub>e das matas ripárias, visto que as RECs são comercializadas em tCO<sub>2</sub>e, o Mapa de Densidade de Biomassa Potencial (t/ha) foi transformado em valores de tC/ha e posteriormente em tCO<sub>2</sub>e/ha.

O cálculo do estoque potencial de carbono foi realizado considerando que 47% da biomassa seca é carbono (EGGLESTON et al., 2006). Para a obtenção dos valores em tCO<sub>2</sub>e/ha o teor de carbono foi multiplicado por 3,67 (BALBINOT, 2004 e EGGLESTON et al., 2006).

Para estimar a densidade de CO<sub>2</sub>e das matas ripárias em APPs da área de estudo, o Mapa de Densidade de Biomassa Potencial foi sobreposto com o Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias por meio da ferramenta *Add Surface Information*. Desse modo, foram obtidos os valores de biomassa potencial para cada uma das categorias de degradação estabelecidas. As APPs classificadas com suas respectivas categorias que sobrepõem a área nula do IBP não constaram nos cálculos de potencial estimado, assim, os hectares de APP são menores que os determinados na Etapa 1.

Os valores de biomassa encontrados para as categorias de degradação, portanto, foram convertidos para tC/ha e para tCO<sub>2</sub>e/ha.

A fim de obter somente valores do sequestro florestal de carbono líquido potencial, pois são estes valores que interessam no comércio das RECs, foram calculados valores de biomassa por meio da subtração de valores médios atuais de biomassa dos valores de biomassa potencial encontrados para cada categoria. Esses valores de biomassa atual foram determinados por um cálculo de média simples dos valores apresentados pelos autores Melo e Durigan (2006), Saatchi et al. (2007) e demais autores constantes no Anexo A.

Os valores médios de biomassa estabelecidos e adotados para as categorias foram, portanto, 100t/ha para a categoria arbóreo fechado, 50t/ha para a categoria arbóreo-arbustivo aberto e 20t/ha para a categoria herbáceo predominante.

Posteriormente os valores encontrados foram convertidos para tC/ha e para tCO<sub>2</sub>e/ha e multiplicados pela área total de cada categoria de degradação e somadas as três categorias, obtendo assim, um valor total do sequestro florestal de carbono potencial para as matas ripárias em APPs da área de estudo.

Com o total de tCO<sub>2</sub>e/ha determinado para cada categoria foi estimado o rendimento financeiro de acordo com o MDL que o sequestro florestal de carbono poderá gerar

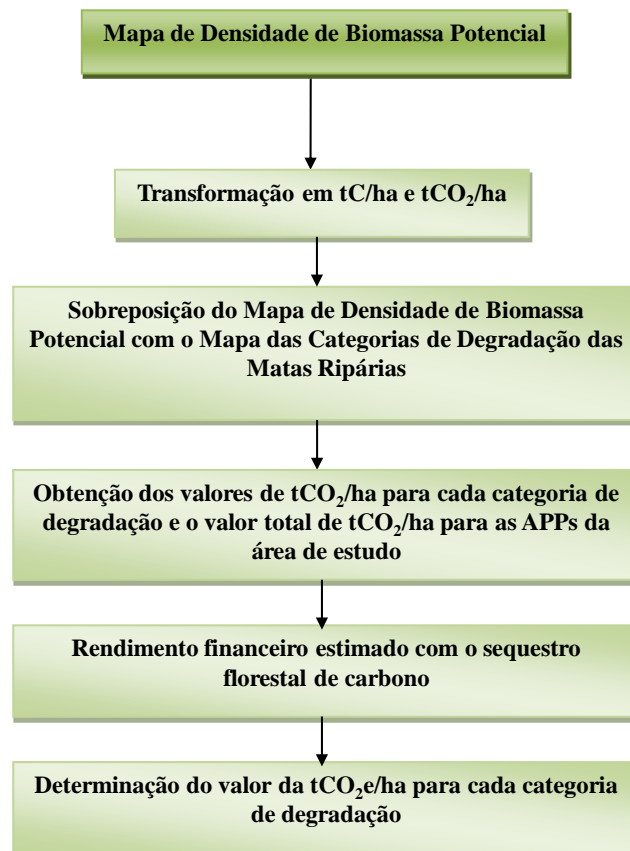
para um projeto de restauro florestal de matas ripárias em APPs, com base na cotação do preço de mercado em Euros (€) disponível no site [www.pointcarbon.com](http://www.pointcarbon.com).

O rendimento do sequestro florestal de carbono obtido neste trabalho foi comparado com os custos de um restauro florestal calculados por Soares Filho et al. (2010). Foram utilizados valores médios dos custos apresentados pelos autores, atualizados monetariamente para abril de 2013. Os valores de rendimento foram determinados inicialmente em Euros (€), moeda utilizada no mercado de carbono, e convertidos para Reais (R\$).

O valor da  $tCO_2e/ha$  para cada categoria de degradação também foi determinado para que o rendimento financeiro das RECs seja igual aos custos do restauro florestal das APPs.

A Figura 14 mostra o fluxograma desta Etapa.

Figura 14 – Fluxograma da Etapa 3



Fonte: A Autora (2013).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Definição das categorias de degradação das matas ripárias

#### 5.1.1 Determinação das faixas de APP consideradas

Para a geração dos *buffers* foi constatado que os cursos d'água da área em estudo possuem largura variando de menos de 10m a 50m, portanto, as faixas de APP da drenagem vão de 30m a 50m. Apenas o Rio Monjolinho possui APP de 50m. Para as nascentes e as represas menores ou igual a 20 ha, as faixas de APP são faixas de 50m. Apenas uma represa no Rio Jacaré-Guaçu possui APP de 100m.

Dessa forma, com base nos *buffers* de APP gerados, foi possível representar a divisão das categorias de degradação das matas ripárias, as quais são apresentadas no item 6.4.

#### 5.1.2 Georreferenciamento da imagem de satélite

A escolha dos 36 pontos de controle para o georreferenciamento da Imagem de Satélite Landsat 5 permitiu um pequeno Erro RMS. Desse modo, a imagem ficou posicionada corretamente e pôde ser sobreposta pela drenagem para geração dos buffers de APP, com diferença geométrica irrelevante. O Erro RMS encontrado está apresentado na Figura 15.

Figura 15 – Tabela do Erro RMS apresentado no software ArcGIS 10

Link	X Source	Y Source	X Map	Y Map	Residual
26	-47,785363	-22,049927	-47,787035	-22,071313	0,00200
27	-48,021131	-22,052719	-48,023269	-22,071395	0,00068
28	-48,003971	-22,011442	-48,006189	-22,030869	0,00051
29	-47,992015	-22,010074	-47,994956	-22,029982	0,00078
30	-47,929428	-21,881278	-47,932531	-21,900850	0,00064
31	-47,910300	-21,876829	-47,913428	-21,896685	0,00090
32	-47,924583	-21,896679	-47,927123	-21,916197	0,00078
33	-47,833590	-22,091040	-47,836110	-22,109495	0,00120
34	-48,059152	-22,051633	-48,060930	-22,070983	0,00072
35	-47,998642	-22,010997	-48,001287	-22,030865	0,00069
36	-47,943365	-22,010443	-47,946664	-22,031033	0,00146

Auto Adjust      Transformation: 1st Order Polynomial (Affine)

Total RMS Error: 0,00102

Load...      Save...      Restore From Dataset      OK

Fonte: A Autora (2012).

Assim, a imagem georreferenciada proporcionou a análise do uso e ocupação do solo, de modo que a composição das bandas TM3, TM4 e TM5 apresentou diversas cores que permitiram a identificação da vegetação, do solo, da água e das construções antrópicas.

Na associação dessas cores com o comportamento espectral dos alvos de interesse, observa-se que a alta Reflectância da vegetação na banda TM4 (associada à G de *green* – verde) decorre na cor verde, que a alta Reflectância dos solos na banda TM3 (associada à R de *red* – vermelho) e TM4 resulta na cor rósea, e que a baixa Reflectância da água nas bandas TM3 e TM4 implica na cor preta (NOVO, 2010). Por conseguinte, a identificação dos locais de interesse foi facilitada.

### **5.1.3 Aplicação do Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI)**

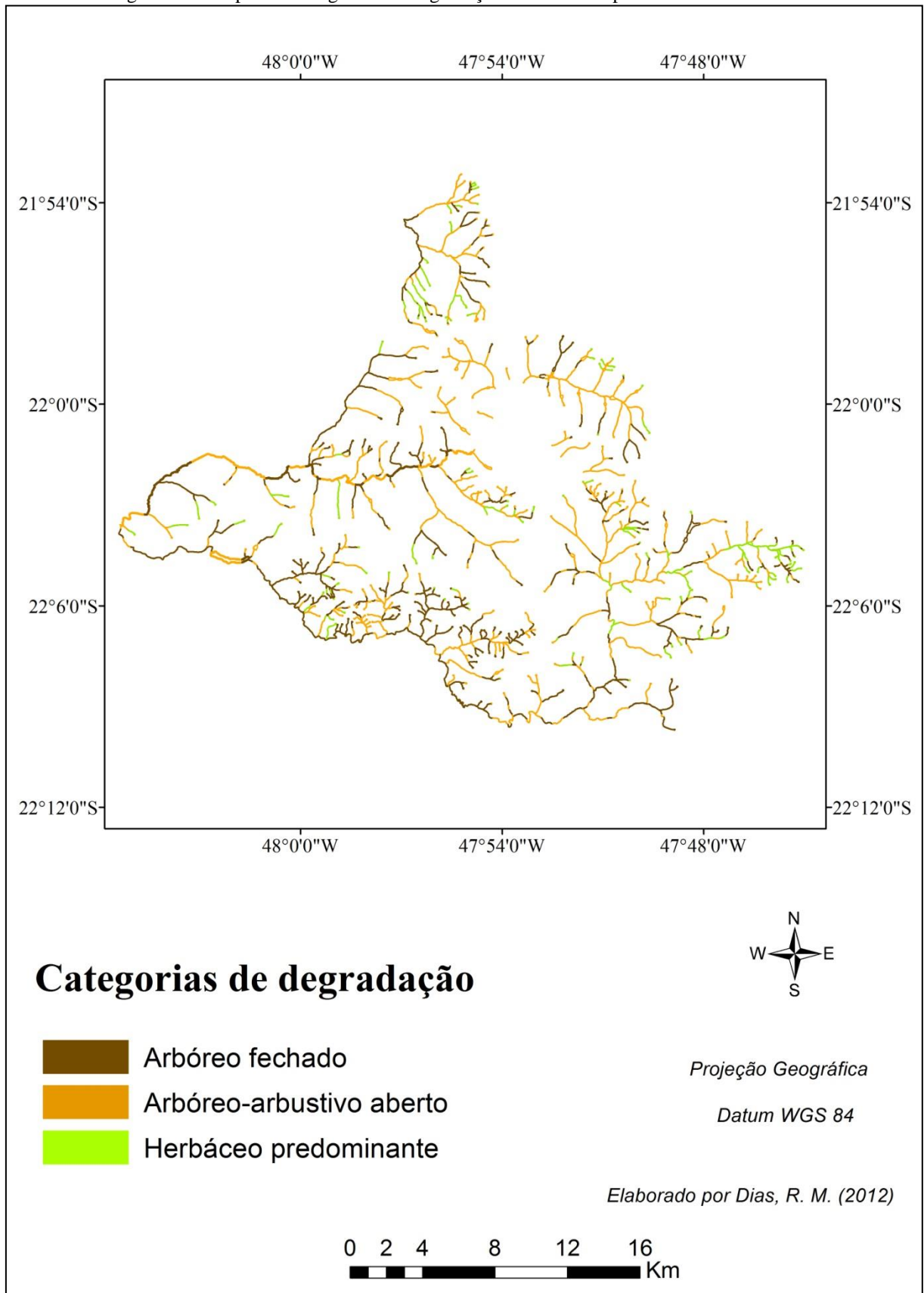
O NDVI foi gerado com a intenção de colaborar na identificação da vegetação das matas ripárias da área de estudo. Mas como as faixas de APP são estreitas e a resolução espacial da Imagem de Satélite Landsat é de 30m, este Índice não proporcionou informações suficientes para a interpretação da vegetação e as possíveis degradações desta.

Fato importante considerado é que os tons claros de cinza identificaram a presença maior de vegetação, enquanto os tons escuros de cinza mostraram a menor presença de vegetação. Mesmo assim preferiu-se utilizar a imagem de satélite para a interpretação da vegetação.

### **5.1.4 Categorias de degradação das matas ripárias**

A interpretação visual das imagens de satélite e a amostragem de campo com os pontos de controle nas sub-bacias da área de estudo, permitiram a confecção do Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da UGRHI 13 no município de São Carlos (Figura 16). Para melhor visualização desse mapa, o mesmo encontra-se em uma escala maior no Apêndice A.

Figura 16 – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da área de estudo



Fonte: A Autora (2012).

Com base na análise visual do mapa é possível notar que na região sul da área de estudo há mais APPs com florestas e fitofisionomias em estágio de regeneração, enquanto na região leste há mais APPs degradadas por retirada das matas ripárias de córregos e nascentes.

Nota-se também, que a degradação está mais concentrada nas nascentes e cursos d'água próximos a elas, o que permitirá direcionar as políticas públicas do município.

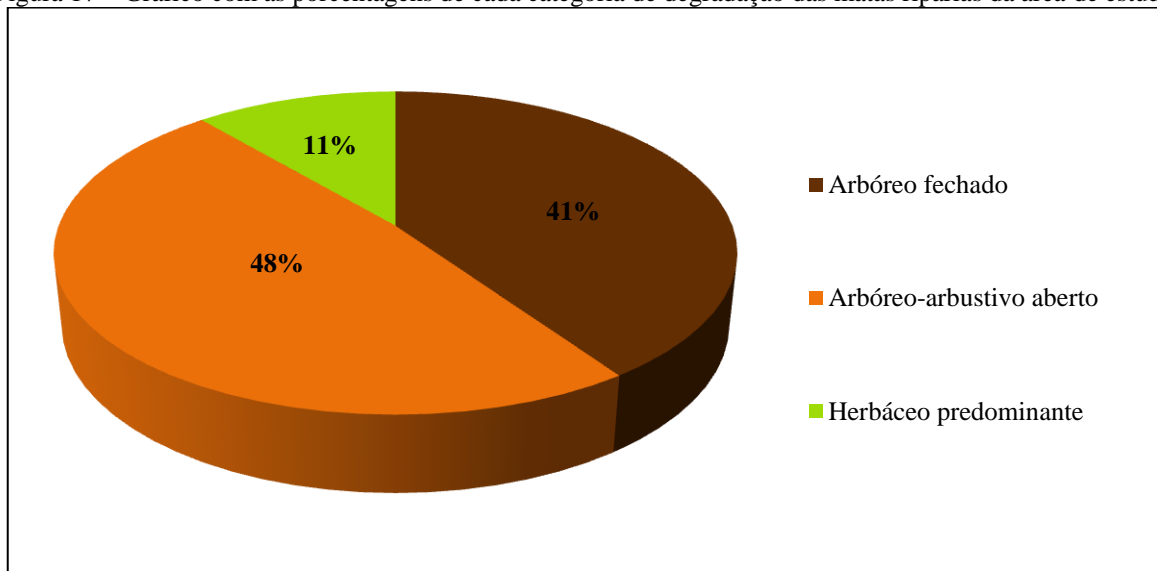
A Tabela 16 apresenta as categorias consideradas neste trabalho com os respectivos valores de área. A Figura 17 retrata os valores das áreas de cada categoria em porcentagem.

Tabela 16 – Informações sobre as categorias de degradação das matas ripárias da área de estudo

<b>Categorias de degradação</b>	<b>Área (ha)</b>
Arbóreo fechado	1.378,39
Arbóreo-arbustivo aberto	1.630,18
Herbáceo predominante	388,38
<b>Total</b>	<b>3.396,95</b>

Fonte: A Autora (2012).

Figura 17 – Gráfico com as porcentagens de cada categoria de degradação das matas ripárias da área de estudo



Fonte: A Autora (2012).

Assim, foram encontrados aproximadamente 1.378,39 ha de matas ripárias com predominância arbórea fechada e fitofisionomias em regeneração, sendo 41% das APPs consideradas não degradadas conforme a definição de degradação utilizada neste trabalho.

Para as APPs com predominância de vegetação herbácea, totalizaram aproximadamente 388,38 ha, ou seja, 11% de APPs degradadas, onde as matas ripárias foram suprimidas.

Já para a categoria arbóreo-arbustivo aberto, aproximadamente 1.630,18 ha, que correspondem a 48% das APPs, encontram-se sem a predominância de florestas fechadas, o que não constitui uma situação ideal para APPs nos termos da legislação ambiental, portanto, são consideradas áreas perturbadas ou degradadas.

Para maior detalhamento dos resultados referentes às categorias de degradação encontradas e à inspeção exploratória realizada nas sub-bacias para identificação dos níveis de degradação, estes serão apresentados separadamente para as Sub-bacias Hidrográficas do Chibarro, do Monjolinho, do Feijão e do Jacaré-Guaçu.

### **Sub-bacia Hidrográfica do Chibarro**

A interpretação visual das categorias de degradação da Sub-bacia do Chibarro foi auxiliada pelo maior detalhe apresentado no Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Chibarro (Figura 18).

É notório a maior conservação das matas ripárias no Rio Chibarro, a oeste da sub-bacia, enquadrando-se na categoria arbóreo fechado.

Observa-se que a categoria de degradação arbóreo-arbustivo aberto predominou nas APPs da sub-bacia, com uma área de aproximadamente 147,67 ha.

Nota-se também que a degradação se concentra nas nascentes e nos córregos próximos aos locais antropizados dessa sub-bacia, devido à supressão das matas ripárias.

Figura 18 – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Chibarro



Fonte: A Autora (2012).



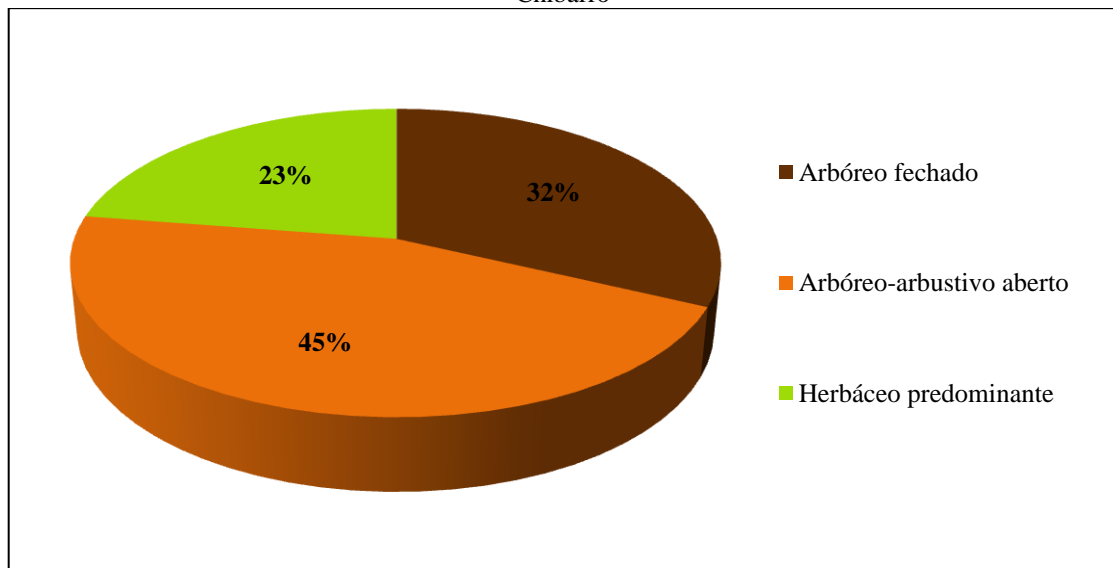
Os valores dispostos na Tabela 17 dizem respeito às áreas de cada categoria de degradação já mencionadas. As APPs com campo totalizaram aproximadamente 74,69 ha, e as APPs com predominância arbórea e fitofisionomias em regeneração totalizaram 105,89 ha respectivamente. Isso corresponde a 23% e 32% das APPs da sub-bacia (Figura 19).

Tabela 17 – Informações sobre as categorias de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Chibarro

<b>Categorias de degradação</b>	<b>Área (ha)</b>
Arbóreo fechado	105,89
Arbóreo-arbustivo aberto	147,67
Herbáceo predominante	74,69
<b>Total</b>	<b>328,25</b>

Fonte: A Autora (2012).

Figura 19 – Gráfico com as porcentagens de cada categoria de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Chibarro



Fonte: A Autora (2012).

Os pontos de controle foram escolhidos durante a inspeção exploratória dessa sub-bacia levando em conta também a facilidade de acesso no local. As Figuras 20 a 23 retratam a realidade encontrada nas matas ripárias dessa sub-bacia. A inspeção aconteceu no mês de novembro de 2012.

Na Figura 20 observa-se um fragmento de mata ripária conservado. A mata, mesmo cercada por canaviais, ainda protege um dos córregos que cortam essa região.

A amostragem feita nessa área contou 33 indivíduos (árvores) em uma parcela de  $100\text{m}^2$ , ou seja, um indivíduo está entre  $0\text{-}15\text{m}^2$ . Isso significa uma APP não degradada de acordo com o conceito de degradação adotado. Nos termos utilizados por MacDicken (1997), a vegetação apresenta-se densa.

Figura 20 – Mata ripária conservada



Fonte: A Autora (2012).

Um córrego sem mata ripária foi encontrado próximo ao Rio Chibarro (Figura 21). A ausência de vegetação arbórea permite considerar sua APP como degradada.

Figura 21 – Local coberto por gramíneas



Fonte: A Autora (2012).

Próximo a esse córrego há um sítio, cujo proprietário faz questão de manter conservadas as matas próximas aos afluentes do Rio Chibarro, inclusive deste. Iniciativa que

deveria ser adotada por todos os proprietários rurais que possuem drenagens em suas propriedades.

As Figuras 22 e 23 mostram o Rio Chibarro em diferentes ângulos. Observa-se que em um trecho próximo à estrada que dá acesso a Ibaté o rio enquadra-se na categoria arbóreo-arbustivo aberto (Figura 22).

Figura 22 – Local coberto por gramíneas e algumas árvores



Fonte: A Autora (2012).

A Figura 23 apresenta um trecho da mata ripária do Rio Chibarro conservada, fazendo parte da categoria arbóreo fechado.

Figura 23 – Mata ripária do Rio Chibarro



Fonte: A Autora (2012).

Uma amostragem nesta mata contou 32 indivíduos em uma parcela de 100m<sup>2</sup>. Desse modo, um indivíduo está entre 0-15m<sup>2</sup> assim como na amostragem anterior, o que condiz a uma APP em bom estado de conservação.

### **Sub-bacia Hidrográfica do Monjolinho**

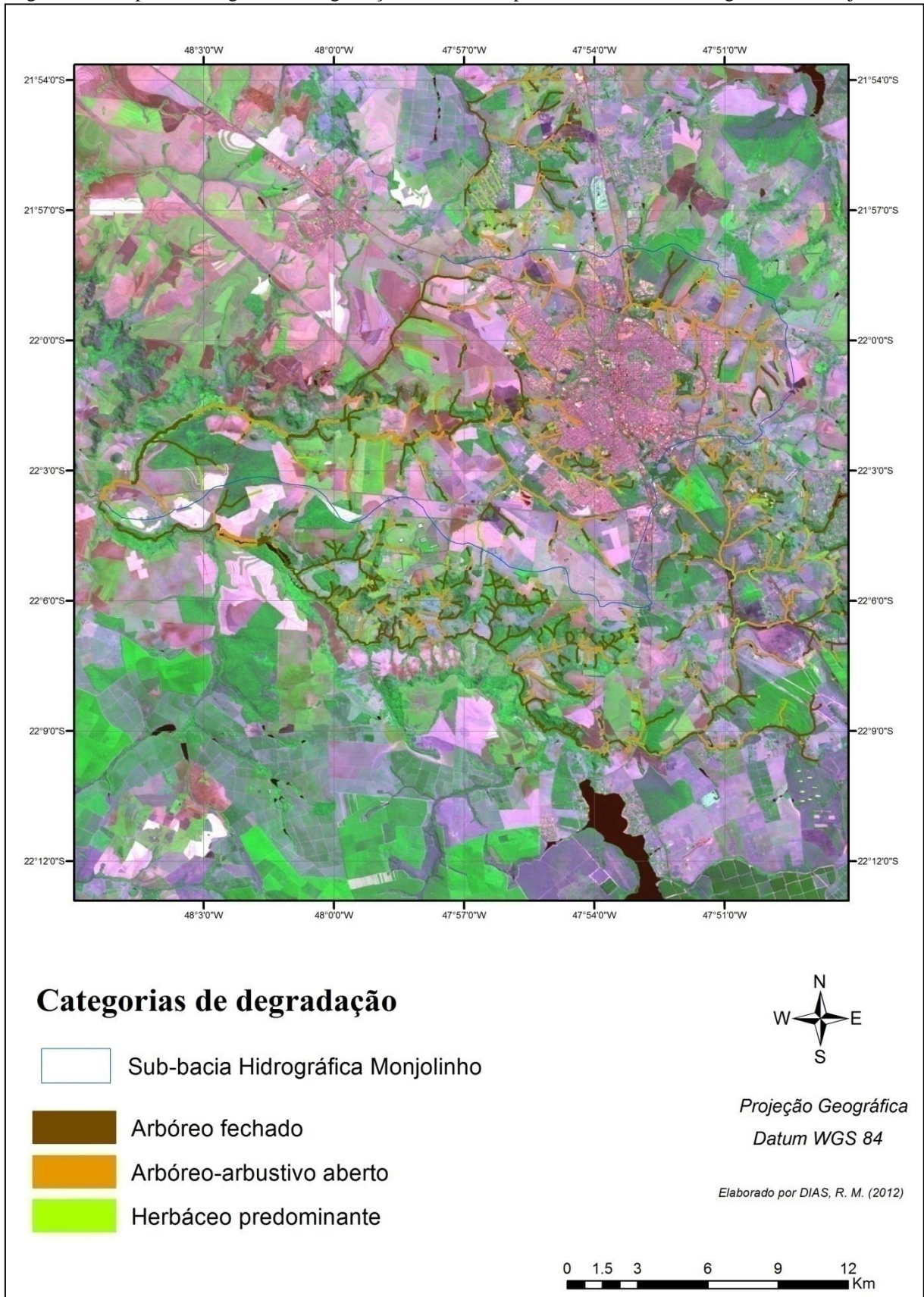
Observa-se no Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Monjolinho (Figura 24) que nessa sub-bacia a categoria de degradação arbóreo-arbustivo aberto foi predominante, com uma área de aproximadamente 731,81 ha.

Nota-se que as nascentes também são as áreas mais afetadas com a degradação, principalmente próximas a zona urbana.

Ressalta-se que a zona urbana do município concentra-se nessa sub-bacia, onde alguns córregos foram canalizados, retirando-se as suas matas ripárias.

As APPs que deveriam existir nesses locais ocupados, mas que foram suprimidas, correspondem a aproximadamente 115,52 ha. Assim, essas APPs não foram consideradas na divisão das categorias de degradação.

Figura 24 – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Monjolinho



Fonte: A Autora (2012).

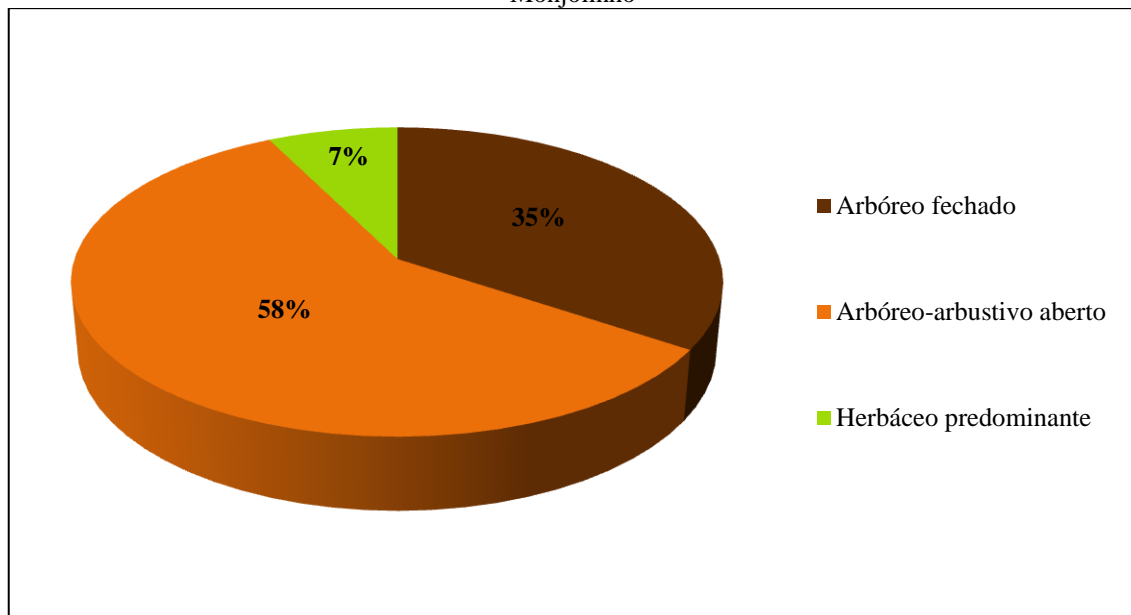
A Tabela 18 expõe os valores referentes das áreas de cada categoria de degradação. As APPs com vegetação herbácea predominante totalizaram aproximadamente 95,78 ha, e as APPs com floresta e fitofisionomias em regeneração 437,99 ha. Os valores condizem a 7% e 35% das APPs respectivamente (Figura 25).

Tabela 18 – Informações sobre as categorias de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Monjolinho

<b>Categorias de degradação</b>	<b>Área (ha)</b>
Arbóreo fechado	437,99
Arbóreo-arbustivo aberto	731,81
Herbáceo predominante	95,78
<b>Total</b>	<b>1.265,58</b>

Fonte: A Autora (2012).

Figura 25 – Gráfico com as porcentagens de cada categoria de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Monjolinho



Fonte: A Autora (2012).

Durante a inspeção exploratória nessa sub-bacia no mês de novembro de 2012, foram escolhidos os locais para amostragem considerando também a facilidade do acesso ao local.

As Figuras 26 a 29 mostram a real situação dos córregos e nascentes encontrados nessa sub-bacia.

A figura 26 apresenta um trecho do Rio Monjolinho, onde há ausência de mata ripária em uma das margens e pontos de assoreamento. Considera-se que sua APP está degradada.

Figura 26 – Trecho do Rio Monjolinho



Fonte: A Autora (2012).

Explorando uma nascente, verificou-se que esta se encontra bem conservada, enquadrando-se na categoria arbóreo fechado (Figura 27).

Figura 27 – Nascente com mata ripária conservada



Fonte: A Autora (2012).

Nessa nascente foi realizada uma amostragem, considerando uma parcela de 100m<sup>2</sup>, onde foram encontrados 31 indivíduos. O que também corresponde ao menos um indivíduo dentro de 15m<sup>2</sup>, portanto ela encontra-se conservada.

Próximos ao Rio Monjolinho foram observados dois córregos, sendo que ambos apresentam em um trecho a categoria arbóreo-arbustivo aberto (Figuras 28 e 29). As APPs, portanto, estão degradadas.

Figura 28 – Córrego sem mata ripária conservada



Fonte: A Autora (2012).

Figura 29 – Córrego com presença de algumas árvores na APP



Fonte: A Autora (2012).



### **Sub-bacia Hidrográfica do Feijão**

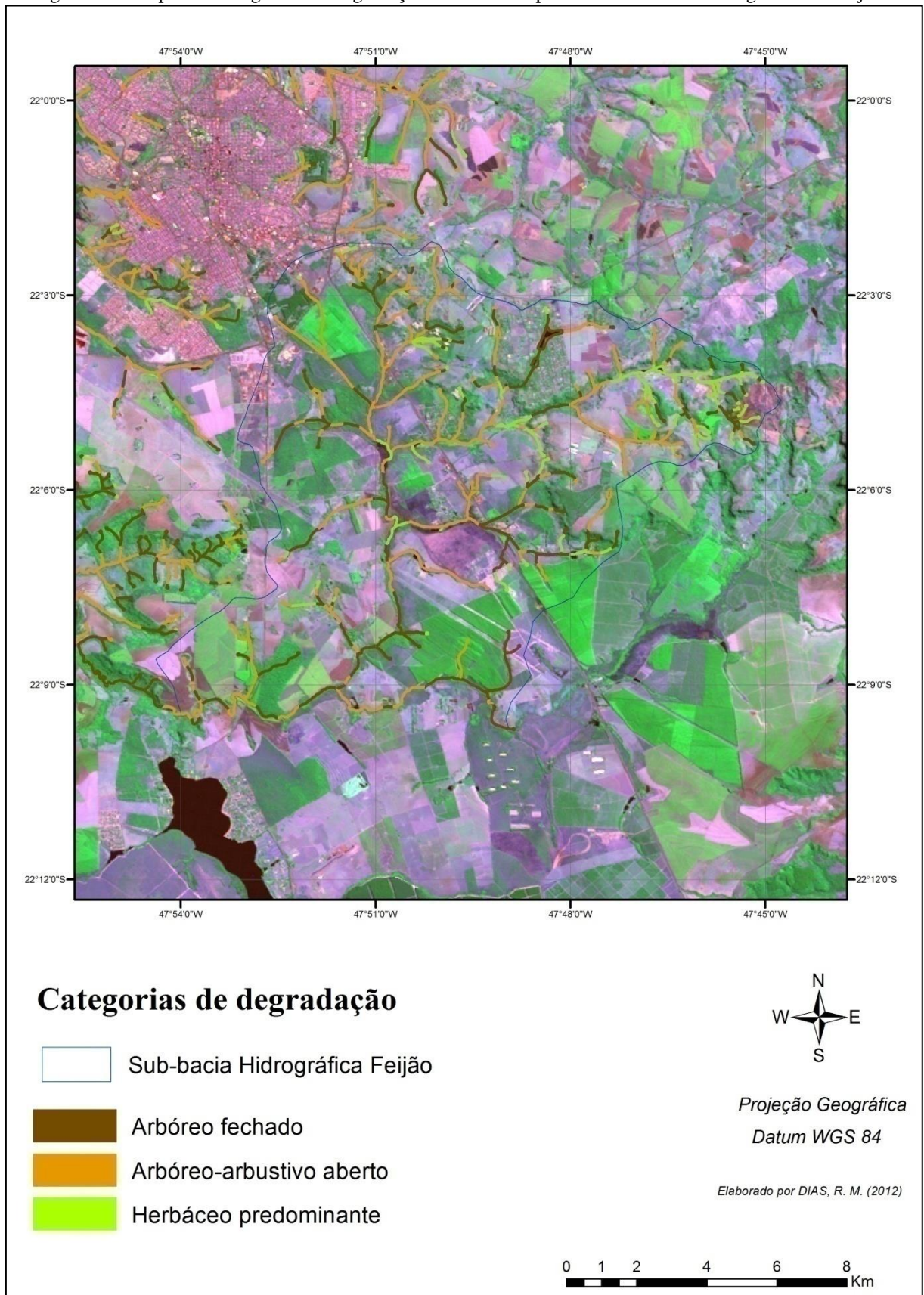
No Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Feijão (Figura 30) é observada a predominância da categoria de degradação arbóreo-arbustivo aberto. Esta categoria contou com 465,54 ha respectivamente.

A maioria das nascentes e cursos d'água próximos a elas estão mais degradados, assim como as APPs em locais antropizados.

Vale destacar que o principal manancial superficial do município encontra-se nessa sub-bacia, o Ribeirão do Feijão, portanto, é de grande interesse a conservação da mata ripária desse manancial para fins de qualidade da água.

O Ribeirão do Feijão, ao sul da sub-bacia, apresenta trechos com as categorias arbóreo fechado e arbóreo-arbustivo aberto, sendo assim, alguns trechos estão degradados.

Figura 30 – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Feijão



Fonte: A Autora (2012).

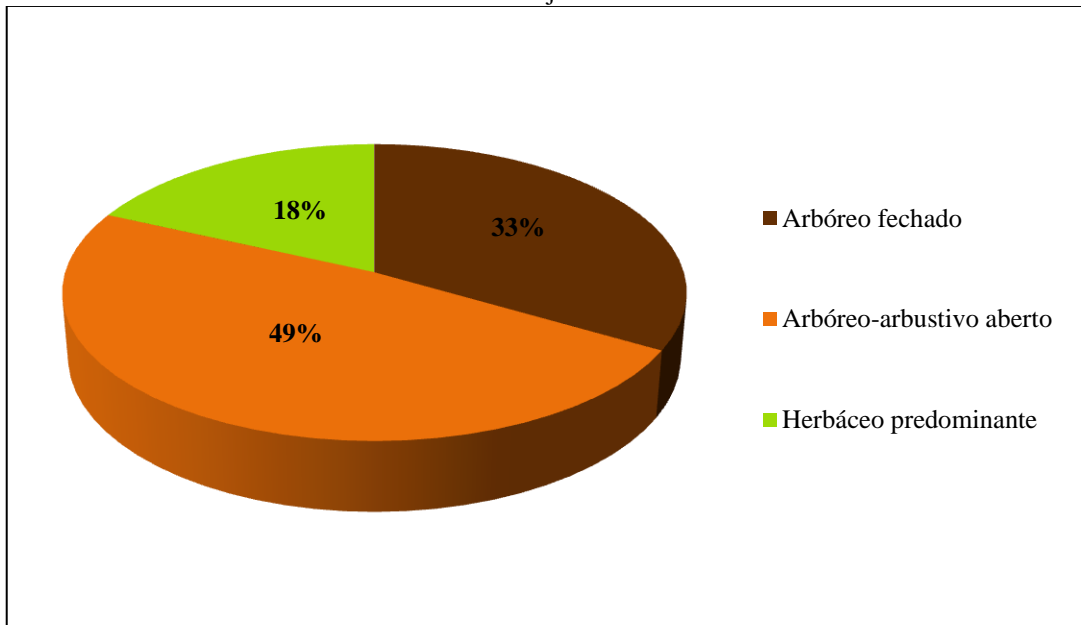
As informações referentes às áreas de cada categoria de degradação foram listadas na Tabela 19. Há 173,46 ha de APPs com campo e 311,77 ha de APPs com vegetação arbórea fechada, o que corresponde a 18% e 33% das APPs da sub-bacia (Figura 31).

Tabela 19 – Informações sobre as categorias de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Feijão

<b>Categorias de degradação</b>	<b>Área (ha)</b>
Arbóreo fechado	311,77
Arbóreo-arbustivo aberto	465,54
Herbáceo predominante	173,46
<b>Total</b>	<b>950,77</b>

Fonte: A Autora (2012).

Figura 31 – Gráfico com as porcentagens de cada categoria de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Feijão



Fonte: A Autora (2012).

A inspeção exploratória dessa sub-bacia ocorreu no mês de outubro de 2011 e nos meses de agosto e novembro de 2012. O fácil acesso aos locais de mata ripária foi considerado na escolha dos pontos de controle.

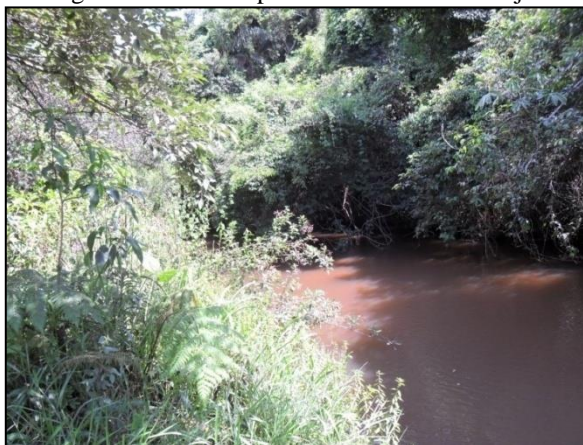
Alguns locais de mata ripária da Sub-bacia do Feijão são mostrados nas Figuras 32 a 36.

Um dos trechos do Ribeirão do Feijão (Figura 32) apresenta a mata ripária conservada apenas em uma das margens, a outra margem é coberta por gramíneas e algumas árvores. Uma plantação de *Eucaliptos* está próxima à mata, o que pode impedir a sua regeneração.

Foram também encontradas na área muitas trepadeiras, o que atrapalha o desenvolvimento das espécies nativas que compõem a APP.

Duas amostras foram realizadas nesse local, apresentando 19 e 20 indivíduos em duas parcelas de 100m<sup>2</sup>, portanto, um indivíduo está entre 0-15m<sup>2</sup>. Dessa forma, a mata ripária é formada por uma vegetação densa, conforme a descrição de MacDicken (1997).

Figura 32 – Mata ripária do Ribeirão do Feijão



Fonte: A Autora (2012).

A inspeção exploratória permitiu também encontrar um trecho de um córrego com campo aberto em uma das margens (Figura 33), e uma APP coberta por gramíneas e algumas árvores (Figura 34).

Figura 33 – APP com predominância herbácea



Fonte: A Autora (2012).

Figura 34 – Mata ripária com gramíneas e algumas árvores



Fonte: A Autora (2012).

A amostragem realizada na APP apresentada na Figura 34 contou, em uma parcela de  $1.000\text{m}^2$ , 55 indivíduos, pois a vegetação estava muito esparsa.

Pela Figura 34 nota-se que os indivíduos estão concentrados na margem do córrego, mas considerando a faixa de APP determinada pela legislação (30m para cursos d'água de menos de 10m de largura), no restante da metragem desta faixa os indivíduos encontravam-se espaçados, assim sendo, na parcela um indivíduo está entre ou acima de  $100\text{m}^2$ .

Pretendendo averiguar as situações das APPs das nascentes dessa sub-bacia, uma foi escolhida para a realização da amostragem (Figura 35).

Figura 35 – Nascente com APP conservada e marcação das coordenadas geográficas no local



Fonte: A Autora (2012).

Nota-se que essa nascente está conservada, com uma vegetação densa e atendendo à legislação ambiental. Foram encontrados 46 indivíduos em uma parcela de 100m<sup>2</sup>, ou seja, um indivíduo está entre 0-15m<sup>2</sup>.

Examinando a situação das APPs de represas, em uma delas, no Parque Itaipu (Figura 36), foi constatada a conservação da mata ripária, estando sua faixa de APP dentro da legislação ambiental (50m) depois de realizada a medição das faixas pelo Google Earth.

Figura 36 – Represa do Parque Itaipu com APP conservada



Fonte: A Autora (2012).

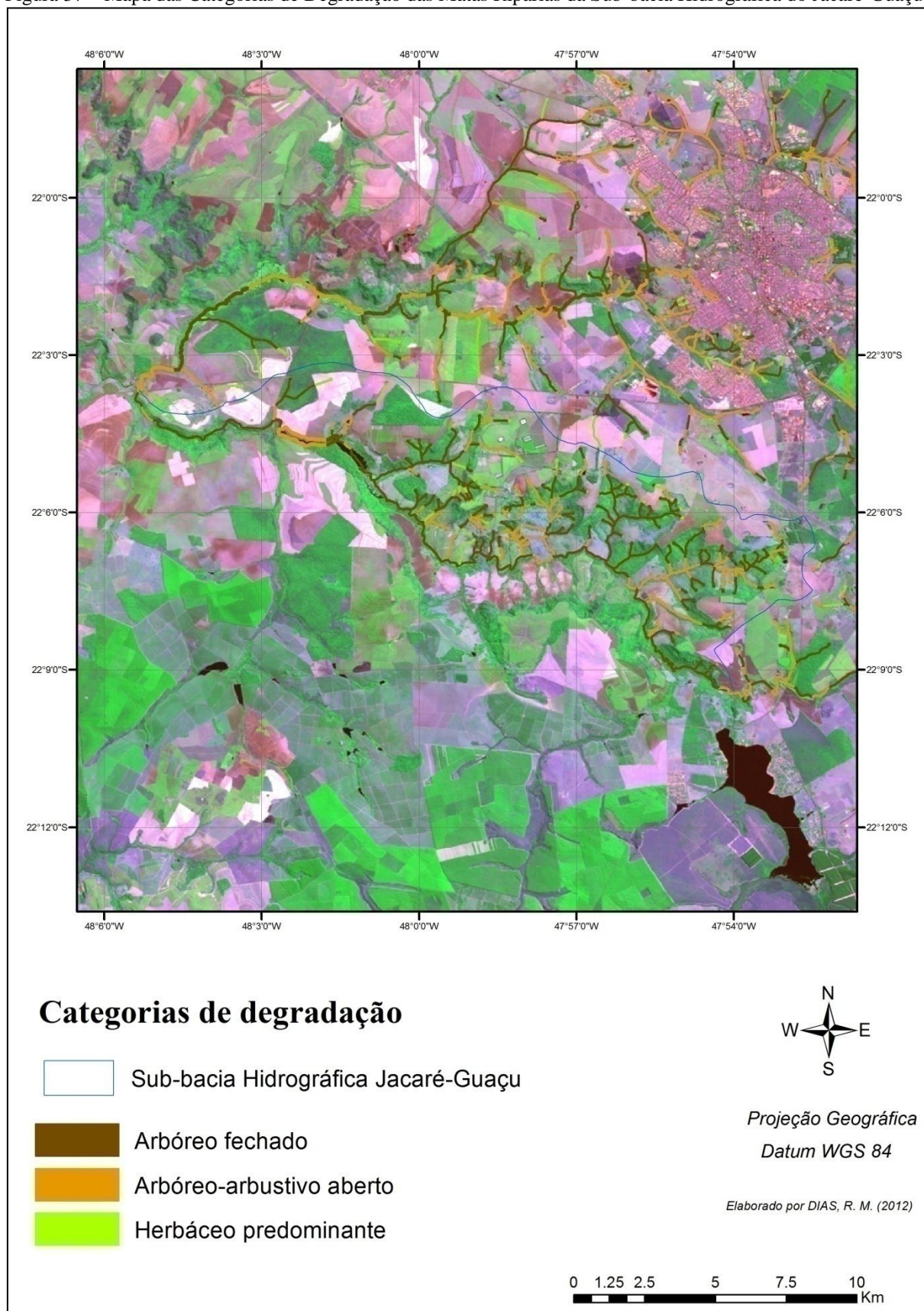
### **Sub-bacia Hidrográfica do Jacaré-Guaçu**

Nota-se pelo Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Jacaré-Guaçu (Figura 37) que a categoria predominante diz respeito às áreas arbóreas fechadas, com APPs de 522,74 ha.

O Rio Jacaré-Guaçu, ao sul da sub-bacia, é o rio que se encontra com melhor estado de conservação, apresentando várias APPs com matas fechadas ou em estágios de regeneração.

As nascentes dessa sub-bacia também são as mais afetadas com a degradação das APPs.

Figura 37 – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias da Sub-bacia Hidrográfica do Jacaré-Guaçu



Fonte: A Autora (2012).

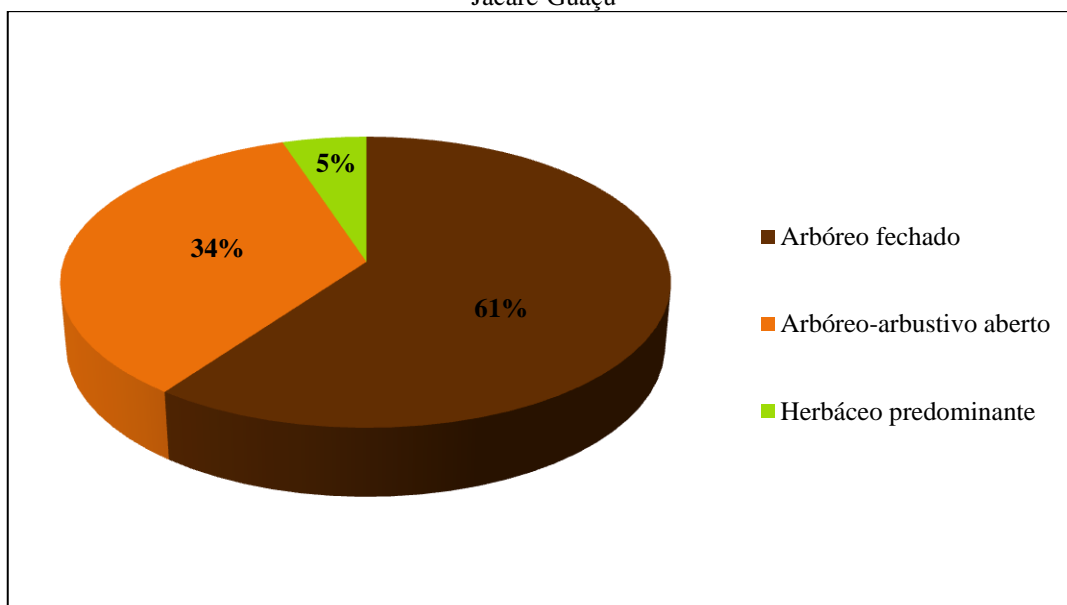
A Tabela 20 apresenta os valores correspondentes às APPs de cada categoria de degradação considerada. O valor das APPs com campo é de 44,45 ha e das APPs com vegetação arbórea-arbustiva aberta 285,16 ha respectivamente. Isso significa que 5% das APPs encontram-se muito degradadas e em 34% das APPS não há predominância arbórea (Figura 38). Desse modo, percebe-se que as APPs com floresta e em estágios de regeneração prevalecem nessa sub-bacia com 61%.

Tabela 20 – Informações sobre as categorias de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Jacaré-Guaçu

<b>Categorias de degradação</b>	<b>Área (ha)</b>
Arbóreo fechado	522,74
Arbóreo-arbustivo aberto	285,16
Herbáceo predominante	44,45
<b>Total</b>	<b>852,35</b>

Fonte: A Autora (2012).

Figura 38 – Gráfico com as porcentagens de cada categoria de degradação das matas ripárias da Sub-bacia do Jacaré-Guaçu



Fonte: A Autora (2012).

Assim como aconteceu com as outras três sub-bacias, nesta também a inspeção exploratória das matas ripárias aconteceu no mês de novembro de 2012.

Devido ao nível de conservação das matas ripárias na sub-bacia em questão, alguns locais estavam com difícil acesso, não sendo possível adentrar nas APPs para realizar



uma amostragem (Figura 39). A facilidade de acesso dos locais influenciou na escolha dos pontos de controle.

As Figuras 39 a 42 retratam os locais de mata ripária encontrados.

Figura 39 – Mata ripária de difícil acesso



Fonte: A Autora (2012).

A Figura 40 apresenta um trecho do Rio Jacaré-Guaçu com sua mata ripária conservada. Alguns trechos do rio estão dentro da faixa estabelecida pela legislação pertinente (30m para cursos d'água de menos de 10m de largura). O Rio Jacaré-Guaçu apresenta diversos trechos conservados.

Figura 40 – Rio Jacaré-Guaçu



Fonte: A Autora (2012).

A conservação das APPs pode ser notada pelas belas paisagens encontradas na sub-bacia. Locais com mata ripária fechada são fáceis de serem encontrados nesta, sinal de muitos benefícios proporcionados ao corpo d'água, como manutenção das margens para contenção de processos erosivos. A Figura 41 mostra uma queda d'água com sua APP conservada.

Figura 41 – App conservada



Fonte: A Autora (2012).

Fragmentos de mata ripária conservados no Rio Jacaré-Guaçu podem ser observados na Figura 42, embora ao redor de tais fragmentos a presença de canaviais é marcante.

Figura 42 – Fragmentos de mata ripária



Fonte: A Autora (2012).

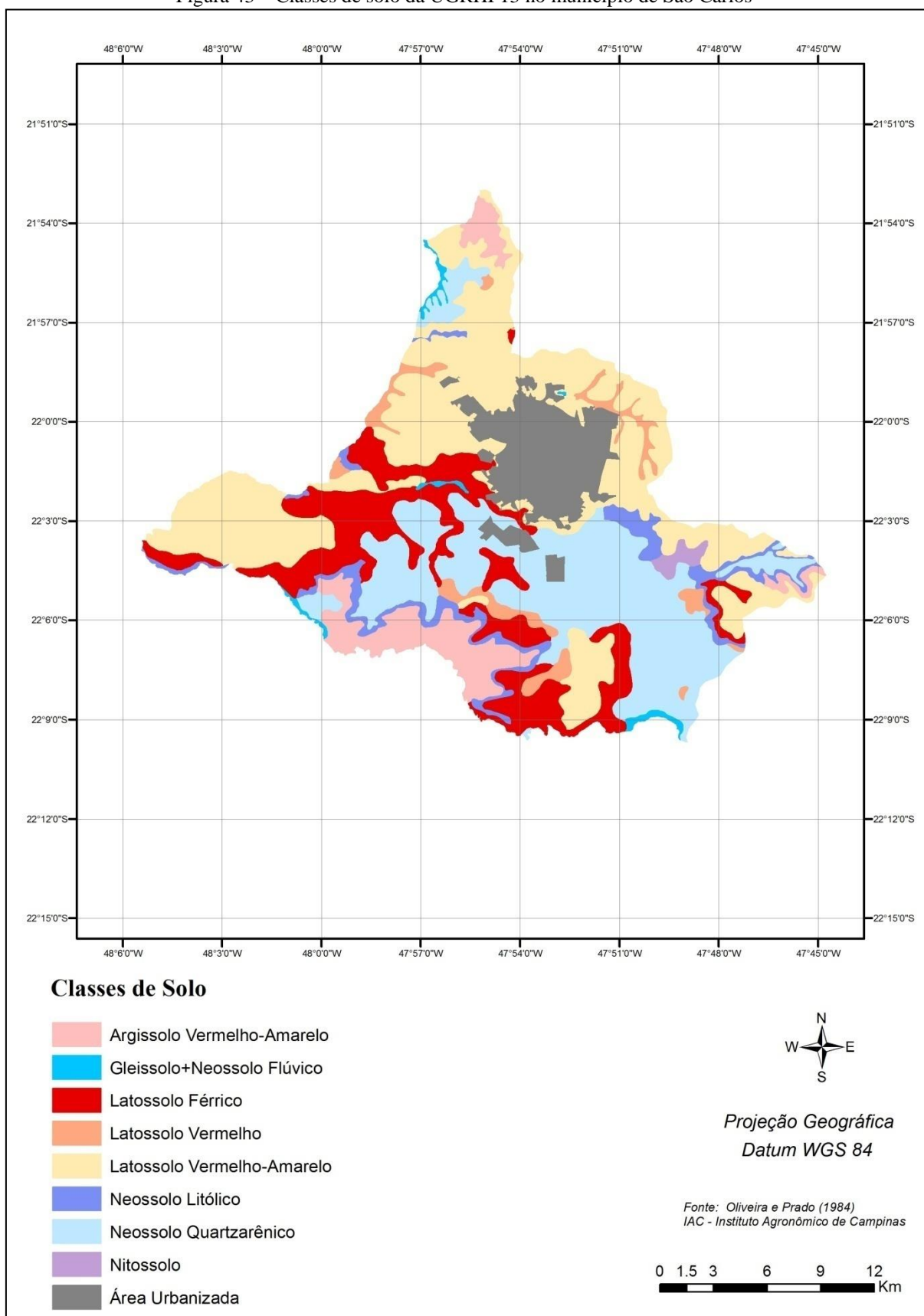
## 5.2 Índice de Biomassa Potencial (IBP)

A obtenção da base de dados propiciou a confecção das camadas solo, altimetria, declividade, precipitação anual e ICMW da área de estudo e posteriormente a distribuição dos pesos para estas camadas consideradas no modelo IBP.

A camada solo teve seus pesos distribuídos conforme a textura e fertilidade encontradas para cada tipo de solo. Antecedendo a essa distribuição, a determinação da textura e da fertilidade dos solos, como também dos tipos de vegetação encontrados na área que fazem distinção dos solos quanto ao nível de fertilidade, foi realizada.

As classes de solo encontradas na área de estudo são: Argissolo Vermelho-Amarelo, Gleissolo + Neossolo Flúvico, Latossolo Férrico, Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho-Amarelo, Neossolo Litólico, Neossolo Quartzarênico e Nitossolo (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 1999) (Figura 43).

Figura 43 – Classes de solo da UGRHI 13 no município de São Carlos



Fonte: Adaptado de Oliveira e Prado (1984). IAC – Instituto Agrônomo de Campinas.

Para cada tipo de solo foi determinado uma classe de textura (Tabela 7, pág. 73).

A textura foi considerada fundamental na capacidade de produção de biomassa em um sistema florestal, pois a capacidade do solo em armazenar umidade, nutrientes e matéria orgânica está ligada diretamente à textura deste (SANCHEZ, 1976).

Assim como a textura, a fertilidade dos solos também foi determinada, pois formações geológicas distintas podem gerar solos com classe pedológica idêntica, mas que divergem quimicamente (MARTINS et al., 2009).

O uso dos atributos químicos, entre eles a saturação por bases, às vezes diz pouco sobre o solo, pois um solo com saturação por bases de 80%, mas com CTC de 2 cmolc/Kg vai produzir menos que um solo com 50% de saturação por bases, mas com CTC de 5 cmolc/Kg, por exemplo<sup>3</sup>.

Sendo assim, os fragmentos de vegetação remanescentes (Figura 44) serviram de base para identificar a fertilidade dos solos, visto que o estoque de biomassa é maior em solos argilosos e de fertilidade alta e menor em solos arenosos e de fertilidade baixa, onde a presença de florestas caracteriza o solo mais fértil, e a presença de cerrado um solo menos fértil (MELO e DURIGAN, 2006).

É possível notar que as matas encontram-se no sul da área de estudo, enquanto que os cerradões e os cerrados se distribuem pela área. Vale ressaltar que são mostrados apenas alguns fragmentos de vegetação que perduram na região. Os remanescentes de vegetação não fazem parte do IBP, mas são importantes na calibração.

Cada tipo de solo foi classificado quanto à fertilidade (Tabela 10, pág. 75) e apresentado em mapa na Figura 45. Nota-se que as classes de fertilidade se distribuem pela área de estudo, variando de alta a muito baixa. A área urbanizada não se enquadrou nas classes de fertilidade dos solos.

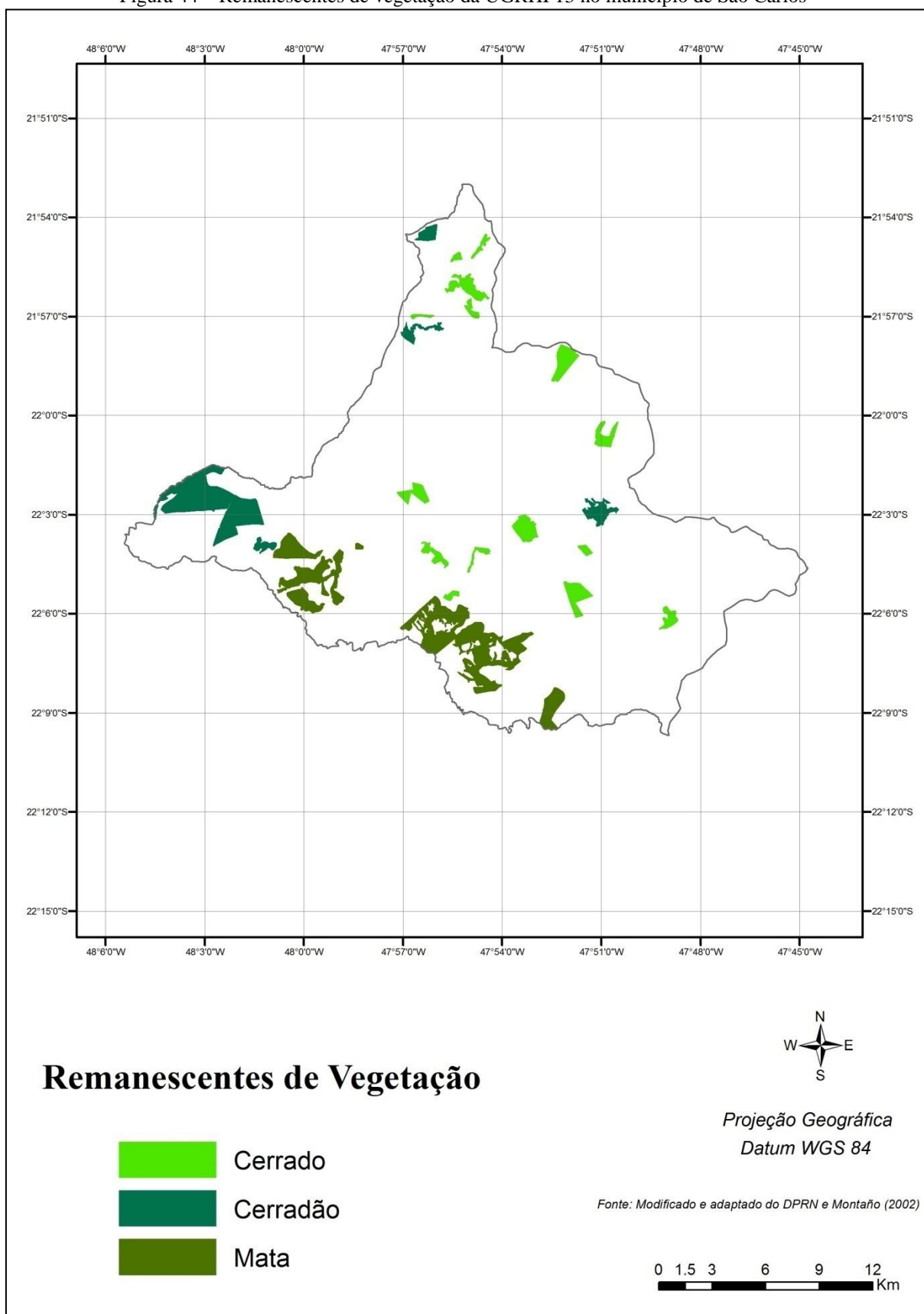
A combinação do mapa de solos com o mapa de fertilidade compôs o mapa com os pesos dos solos (Figura 46).

A pontuação mais elevada, 25 pontos, foi distribuída para os solos mais férteis, argilosos e com presença de vegetação remanescente de mata, já a menor pontuação, 5 pontos, para o solo mais arenoso, menos fértil e com presença de vegetação remanescente de cerrado. O restante da pontuação foi distribuído entre os solos intermediários.

---

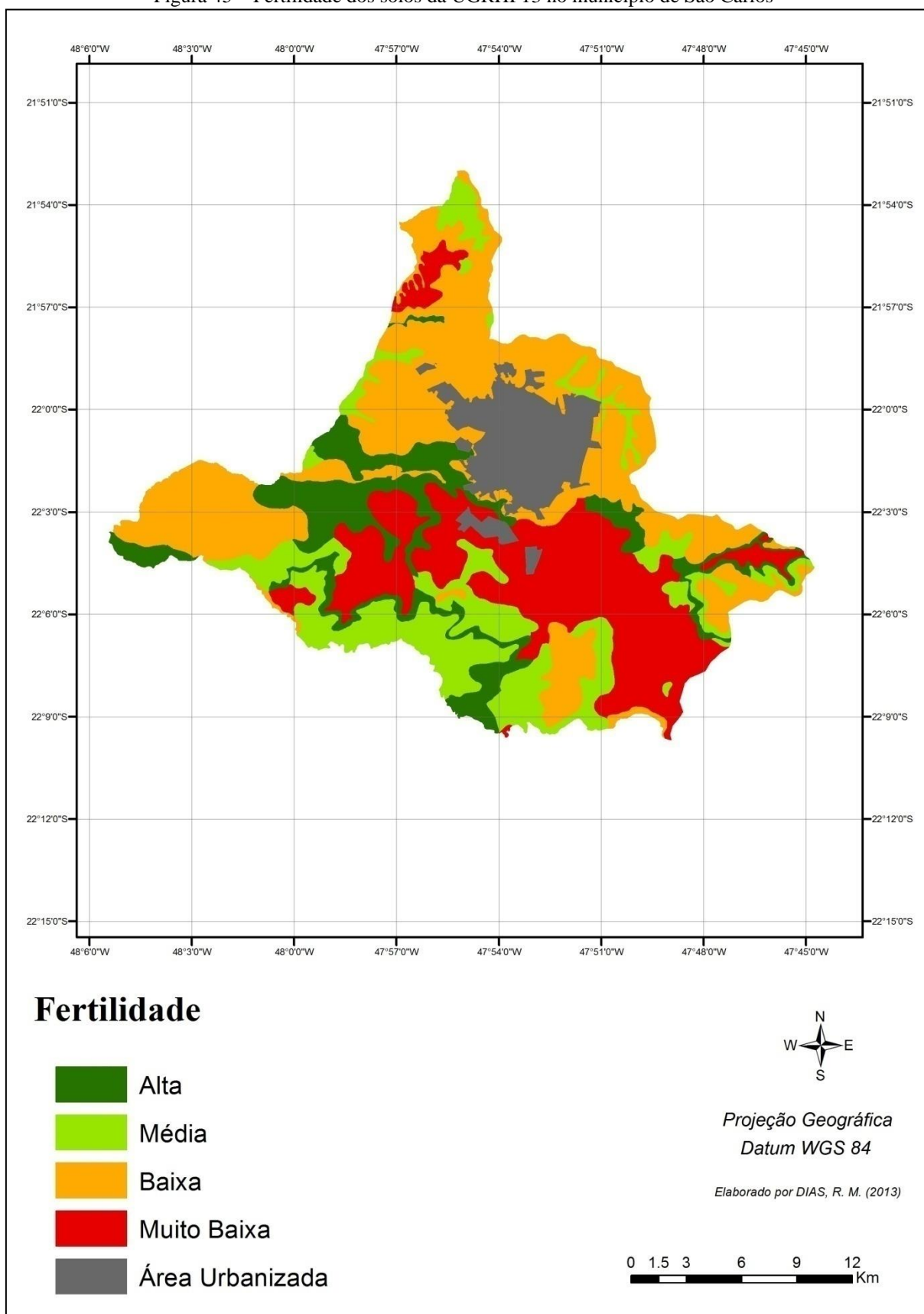
<sup>3</sup> Informações fornecidas pelo Engenheiro Agrônomo Odo Primavesi em 11/12/2012.

Figura 44 – Remanescentes de vegetação da UGRHI 13 no município de São Carlos



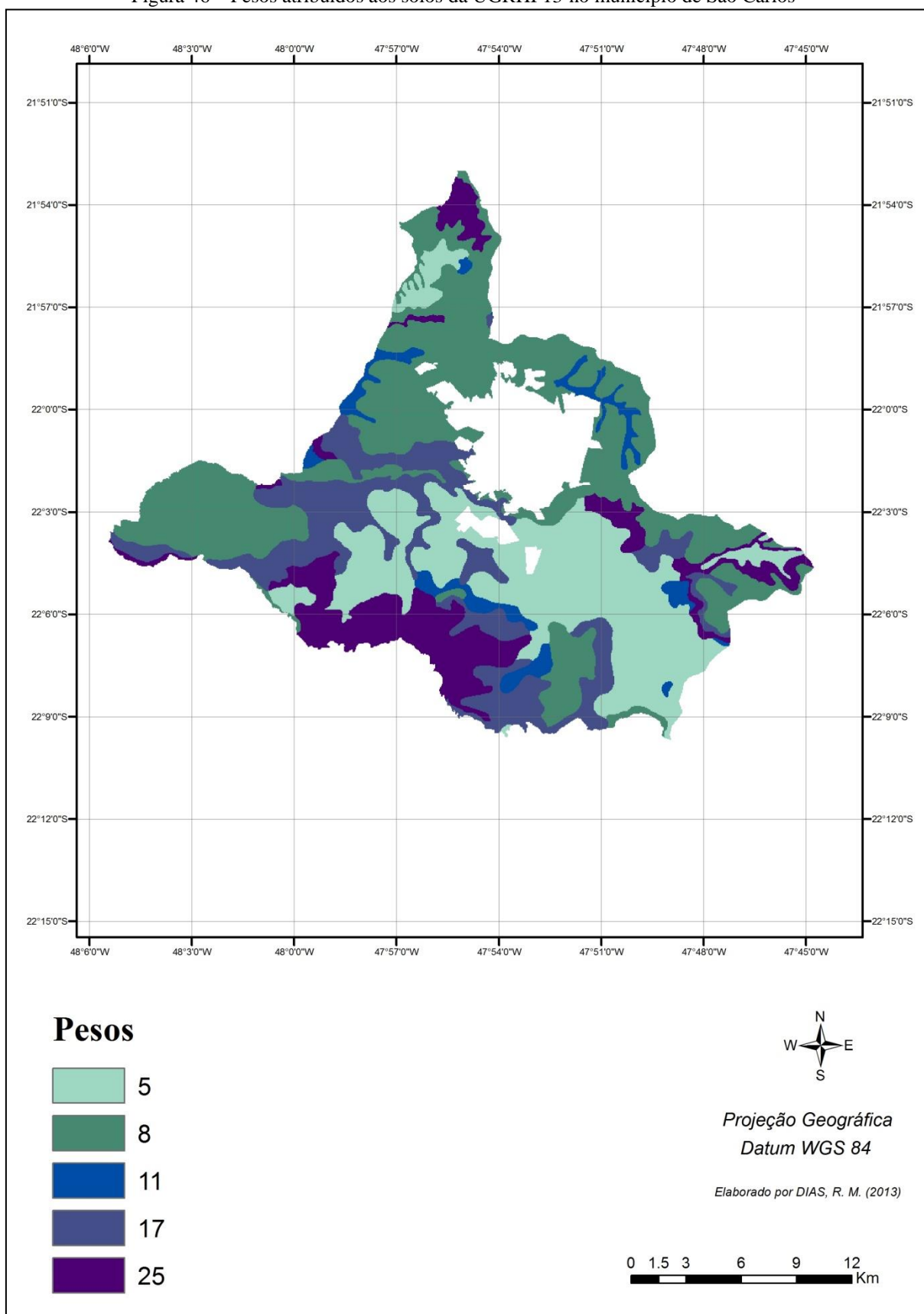
Fonte: Modificado e adaptado do DPRN e Montaño (2002).

Figura 45 – Fertilidade dos solos da UGRHI 13 no município de São Carlos



Fonte: A Autora (2013).

Figura 46 – Pesos atribuídos aos solos da UGRHI 13 no município de São Carlos



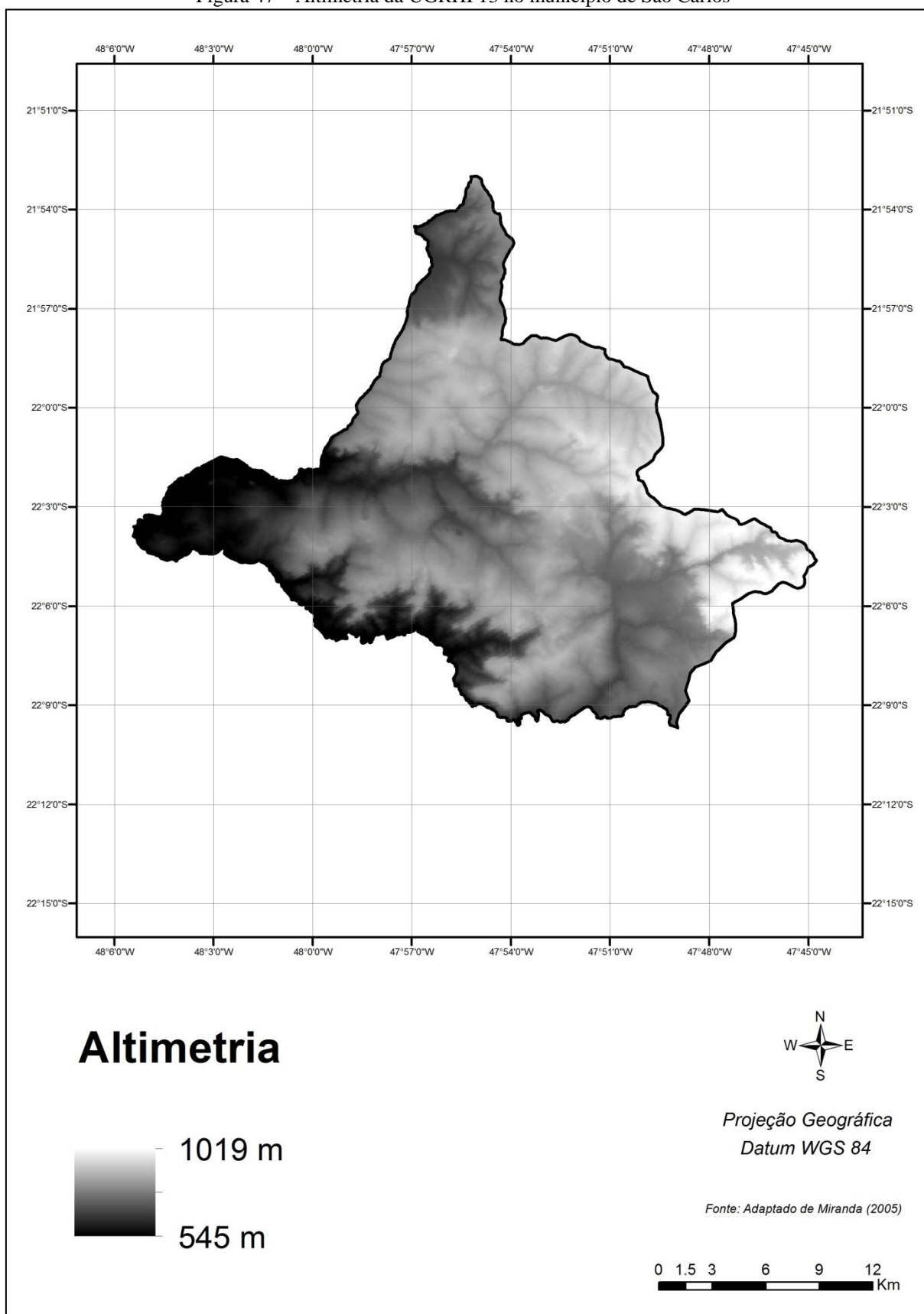
Fonte: A Autora (2013).



Para a camada topografia, a qual foi dividida em altimetria e declividade, a maior altitude encontrada na área de estudo foi 1.019m concentrada na parte leste da área, mais especificamente na sub-bacia do Feijão, e a menor altitude encontrada foi 545m concentrada na parte oeste da área, nas sub-bacias do Monjolinho e do Jacaré-Guaçu (Figura 47).

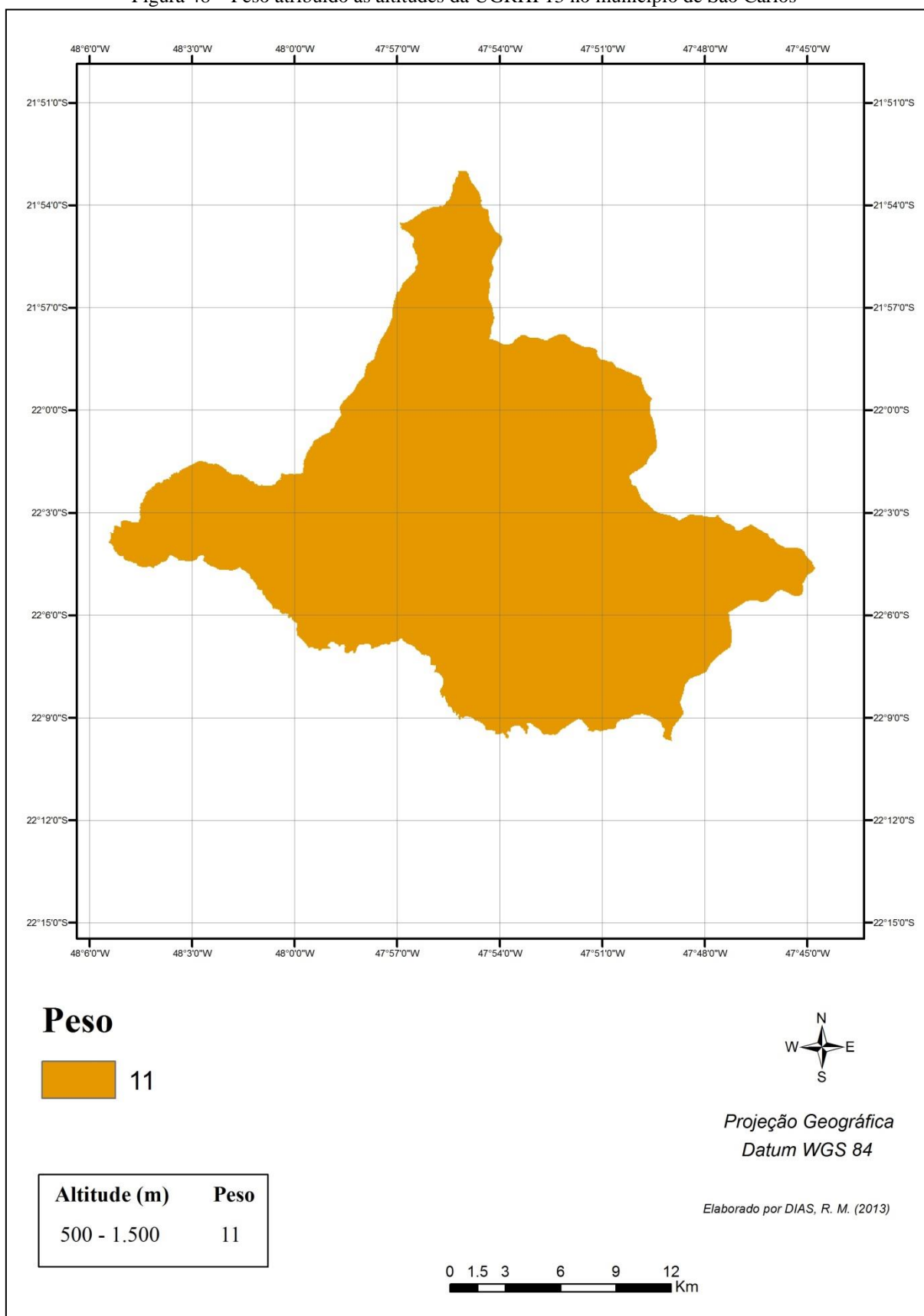
Com a definição da classe de altitude encontrada na área de estudo, 500 – 1500 m, o peso referente a essa classe que compõe o modelo é apresentado no mapa da Figura 48.

Figura 47 – Altimetria da UGRHI 13 no município de São Carlos



Fonte: Adaptado de Miranda (2005).

Figura 48 – Peso atribuído às altitudes da UGRHI 13 no município de São Carlos



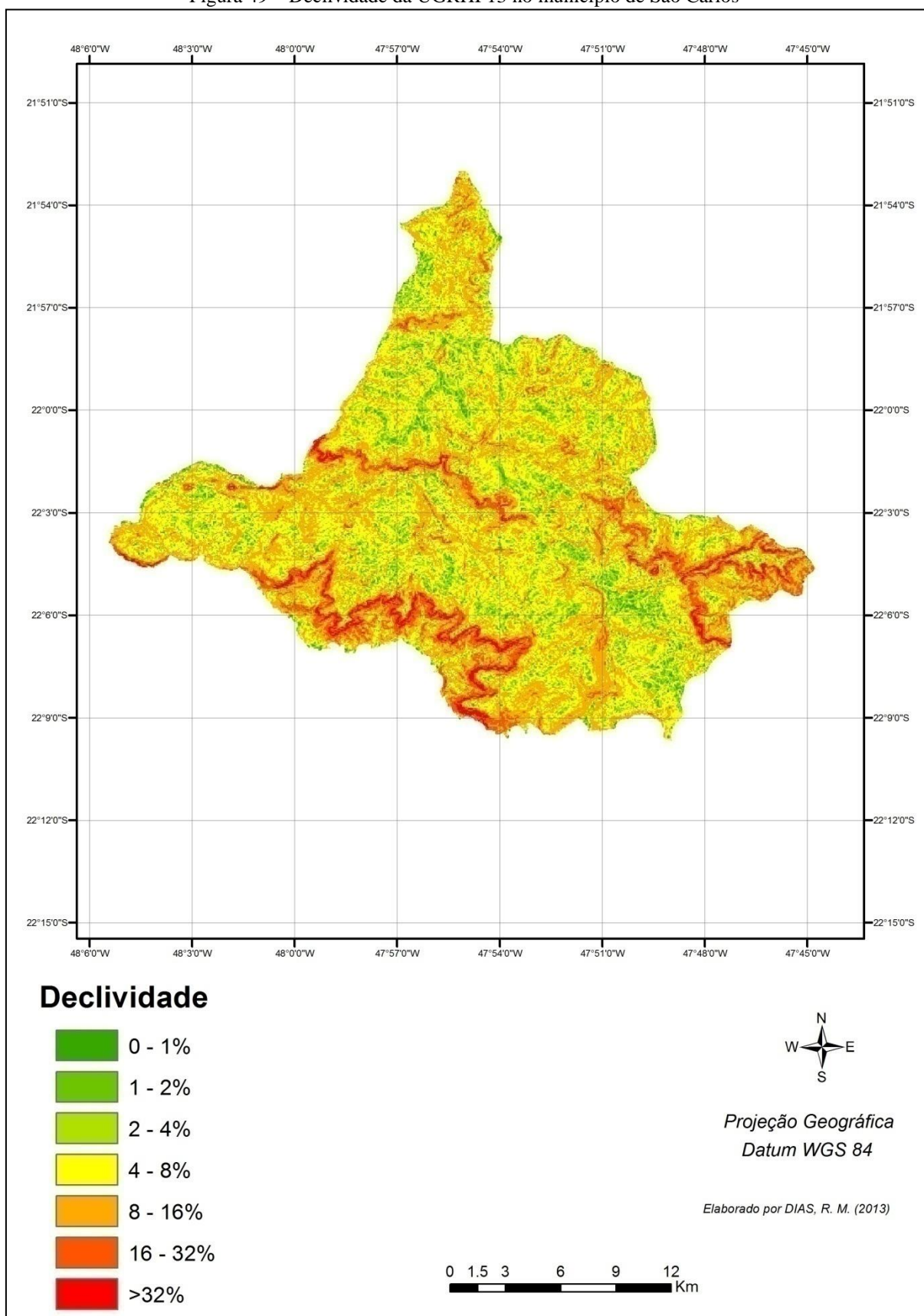
Fonte: A Autora (2013).

As classes de declividade encontradas na área de estudo são apresentadas na Figura 49. Observa-se que há predominância de inclinação menor que 10%.

Os pesos adotados para as classes de declividade são apresentados na Figura 50, sendo 8, 10 e 12 pontos respectivamente, os quais foram distribuídos conforme as classes de declividade estabelecidas.

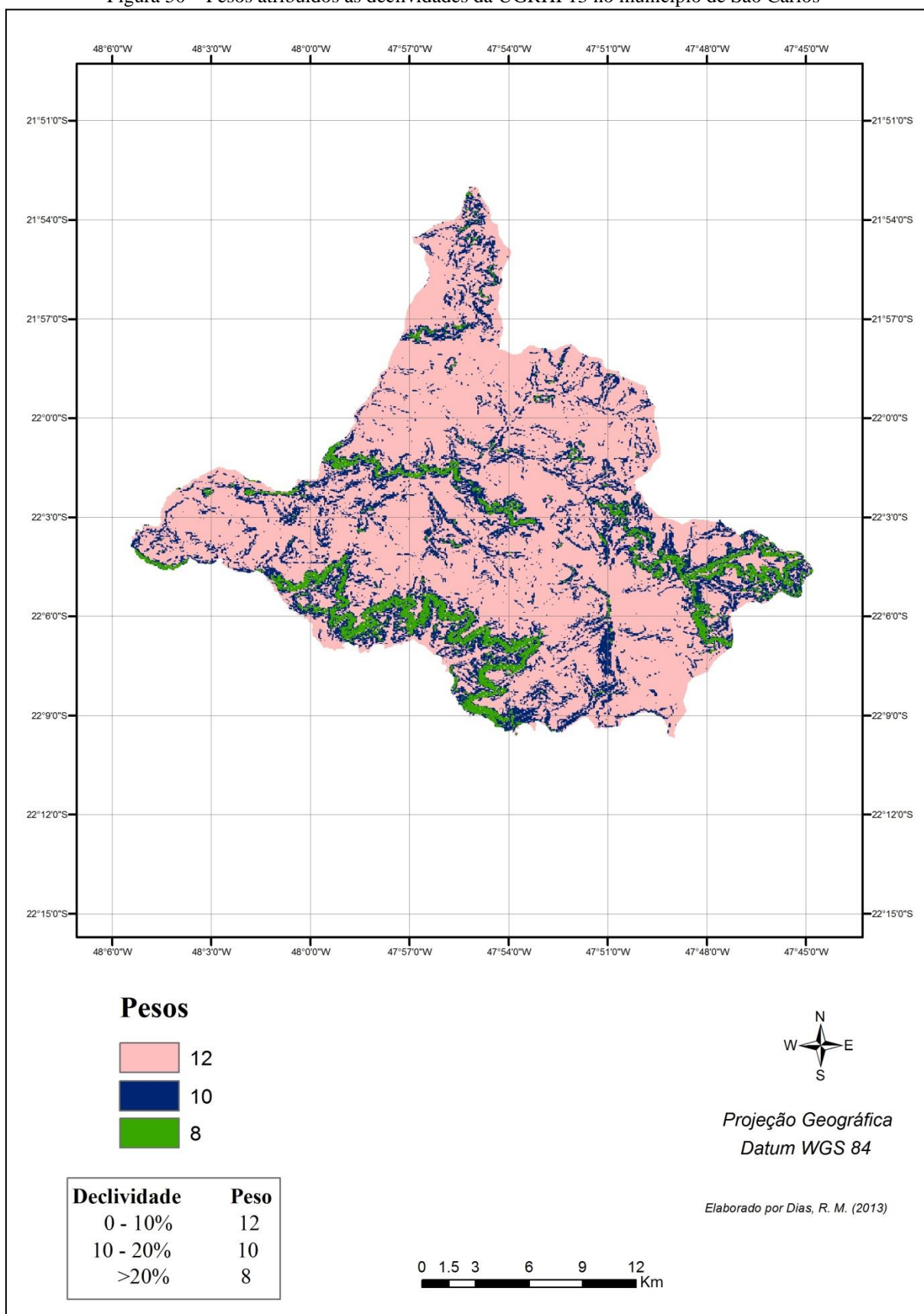
Os pontos da camada altimetria mais os pontos da camada declividade alimentaram a modelagem.

Figura 49 – Declividade da UGRHI 13 no município de São Carlos



Fonte: A Autora (2013).

Figura 50 – Pesos atribuídos às declividades da UGRHI 13 no município de São Carlos



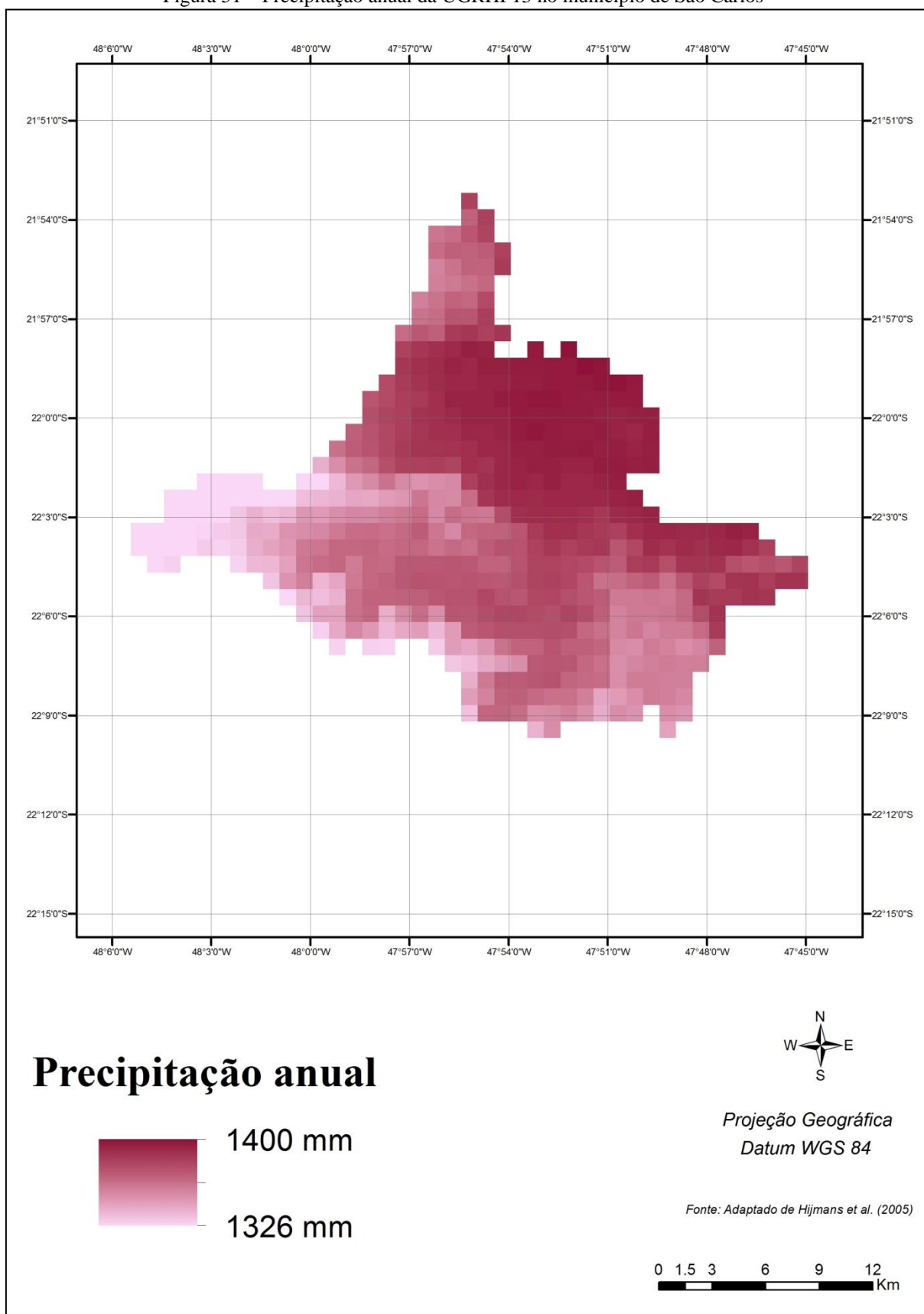
Fonte: A Autora (2013).

A precipitação que ocorre na área de estudo sofre pequena variação durante o ano. Mas nota-se que a precipitação é maior na parte norte da área.

Essa informação pode ser vista na Figura 51 para o ano de 2005, ano em que foi gerado o banco de dados do qual foi obtida a precipitação anual.

A Figura 52 apresenta o peso estabelecido para a classe de precipitação anual 1.200 – 1.400 mm encontrada para a área de estudo.

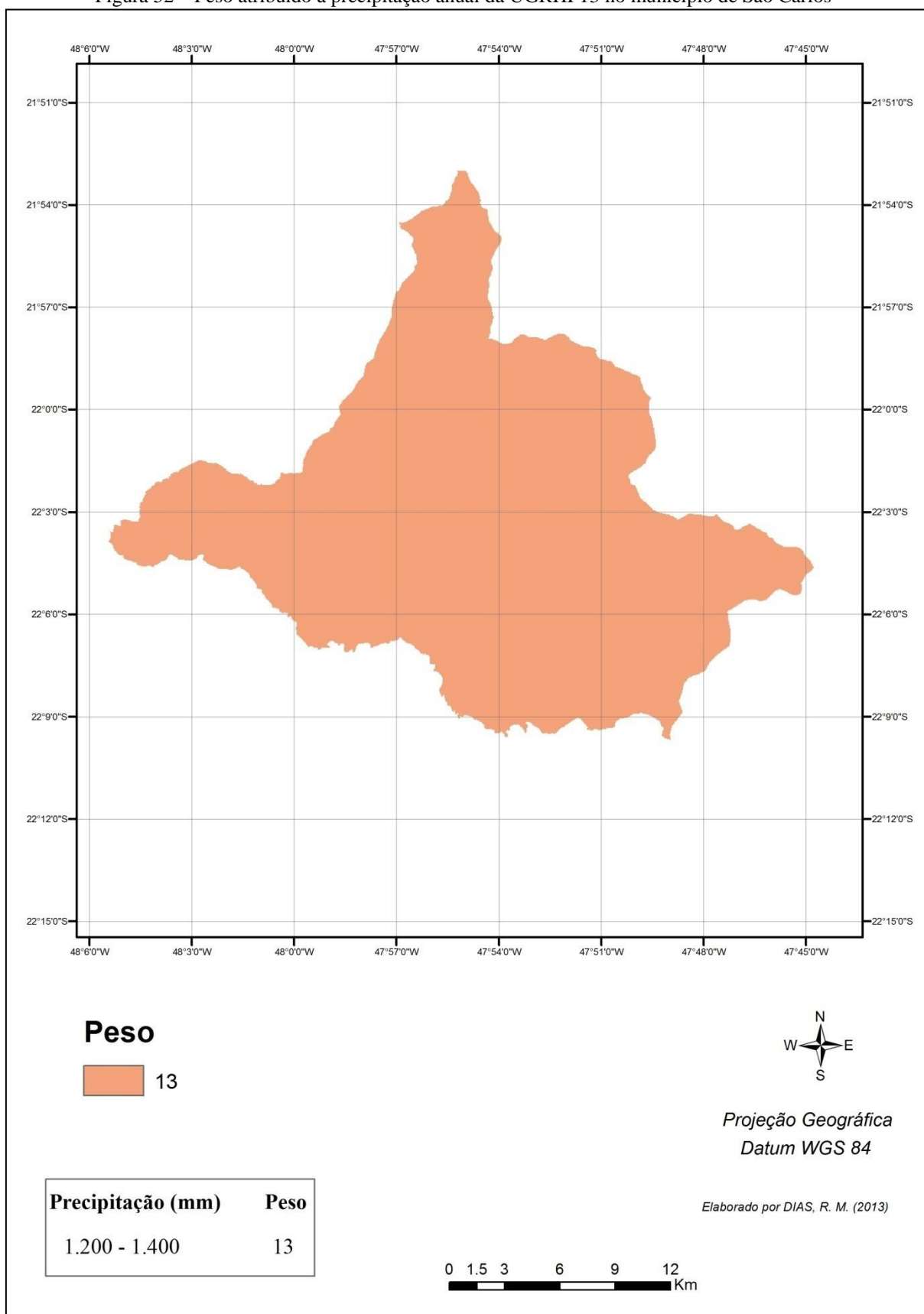
Figura 51 – Precipitação anual da UGRHI 13 no município de São Carlos



Fonte: Adaptado de Hijmans et al. (2005).



Figura 52 – Peso atribuído à precipitação anual da UGRHI 13 no município de São Carlos

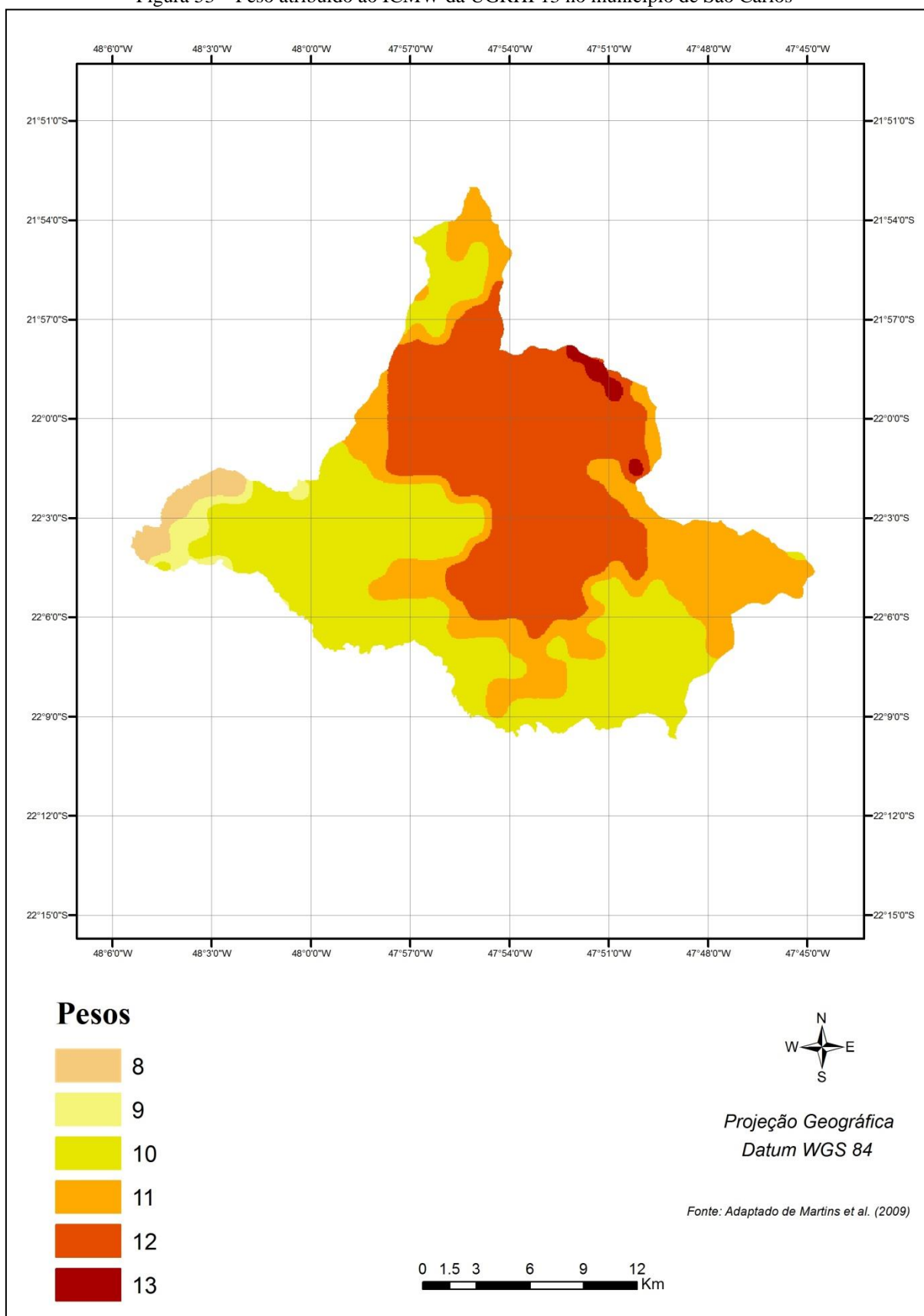


Fonte: A Autora (2013).

Como o ICMW não foi calculado novamente para esta área, foi utilizado o ICMW calculado para o Estado de São Paulo desenvolvido por Martins et al. (2009), apresentam-se os pesos atribuídos ao ICMW da área de estudo na Figura 53.

As classes de pesos de 8 a 13 pontos mostram uma distribuição uniforme pela área, com pontuação maior concentrada no centro da área de estudo.

Figura 53 – Peso atribuído ao ICMW da UGRHI 13 no município de São Carlos



Fonte: Adaptado de Martins et al. (2009).

A soma das camadas solo, altimetria, declividade, precipitação anual e ICMW, com seus respectivos pesos atribuídos, resultou no IBP, o qual variou de 41 a 75. Ressalta-se que a pontuação máxima do modelo é 100 pontos, portanto, a modelagem está dentro da pontuação estabelecida.

O Mapa IBP é apresentado na Figura 54, onde os índices gerados se distribuem pela área, como pode ser observado.

A maior pontuação foi encontrada principalmente ao sul da área, o que era esperado, já que a região concentra uma vegetação arbórea maior.

A zona urbana do município não foi inserida como área de estudo, portanto, foi considerada nula no modelo. Dessa forma, não foram obtidos valores de IBP para a zona urbana.

Com a calibração (conforme Item 4.2.2) foram obtidas as médias para locais com formação vegetal de cerrado, cerradão e mata (Tabela 21).

Tabela 21 - Densidade de biomassa potencial média obtida da calibração do modelo

<b>Fitofisionomia</b>	<b>Biomassa (t/ha)</b>
Cerrado	124
Cerradão	116
Mata	221

Fonte: A Autora (2013).

É possível notar, ao comparar com valores da literatura, que para os locais de mata o resultado foi compatível, mas para cerrado e cerradão os valores não foram os esperados. Isso pode ser explicado considerando que na amostragem das fitofisionomias os melhores solos são os mais cobiçados, portanto, os melhores cerradões deram lugar para a agricultura ou outros usos.

Observando a frequência de mata em latossolo férrico, pode-se dizer que áreas que estejam classificadas como cerrado tem condições de evoluir para cerradão. Autores como Miranda, Bustamante e Miranda (2002) e Moreira (2000) mencionam que a não ocorrência de queimadas nos cerrados em períodos variados de tempo permite que estes adotem fisionomias como cerradão e floresta estacional semidecidual.

Desse modo, a média do IBP para cerradão foi menor, considerando o desmatamento em solos mais férteis, enquanto a média do IBP para cerrado foi maior por haver áreas de cerradão degradado com potencial para regeneração, principalmente em latossolo férrico e latossolo vermelho.

A partir do IBP gerado para a UGRHI 13 no município de São Carlos, foi confeccionado o mapa com os valores de densidade de biomassa potencial (Figura 55). O mapa é apresentado no Apêndice B em uma escala maior para melhor visualização. Vale ressaltar que esta é a biomassa potencial estimada para a área de estudo e não a biomassa atual existente na área.

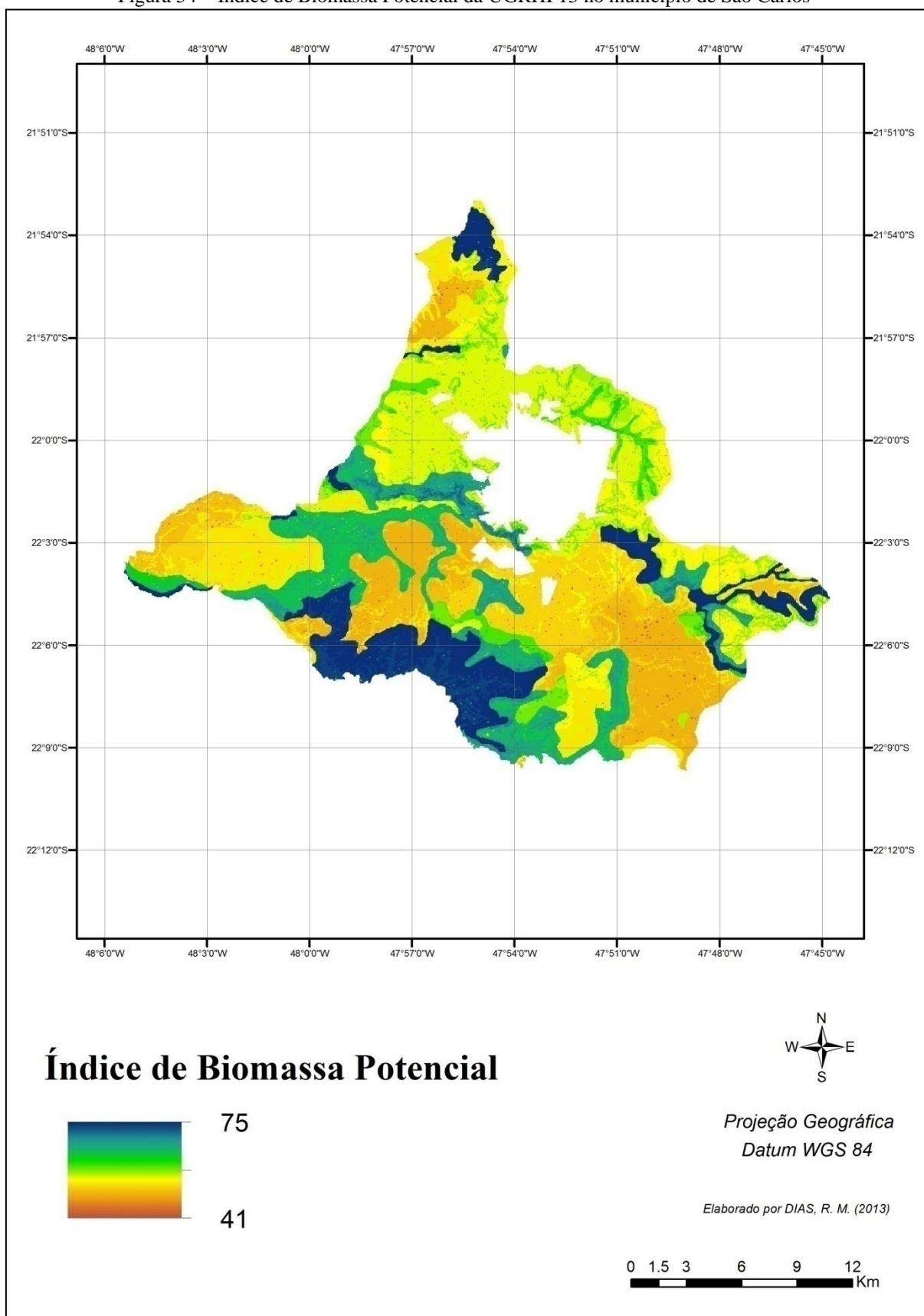
O menor valor de biomassa potencial encontrado, 40t para campo, e o maior, 300t para floresta estacional semidecidual, evidencia a transição das formações florestais.

Na sub-bacia do Chibarro os valores de biomassa encontrados que predominam na área, estão no intervalo de 86 a 170 t/ha, tendo uma área significativa também, ao norte, de 232 a 300 t/ha. Para a sub-bacia do Monjolinho, os valores que ocupam boa parte da área, estão entre 86 e 232 t/ha. Na sub-bacia do Jacaré-Guaçu o intervalo predominante dos valores de biomassa estão entre 170 e 300 t/ha. E para a sub-bacia do Feijão os valores de biomassa que se sobressaem com maior área estão no intervalo de 86 a 170 t/ha.

Os maiores valores de biomassa potencial determinados estão nos melhores solos, principalmente onde ainda encontram-se fragmentos florestais.

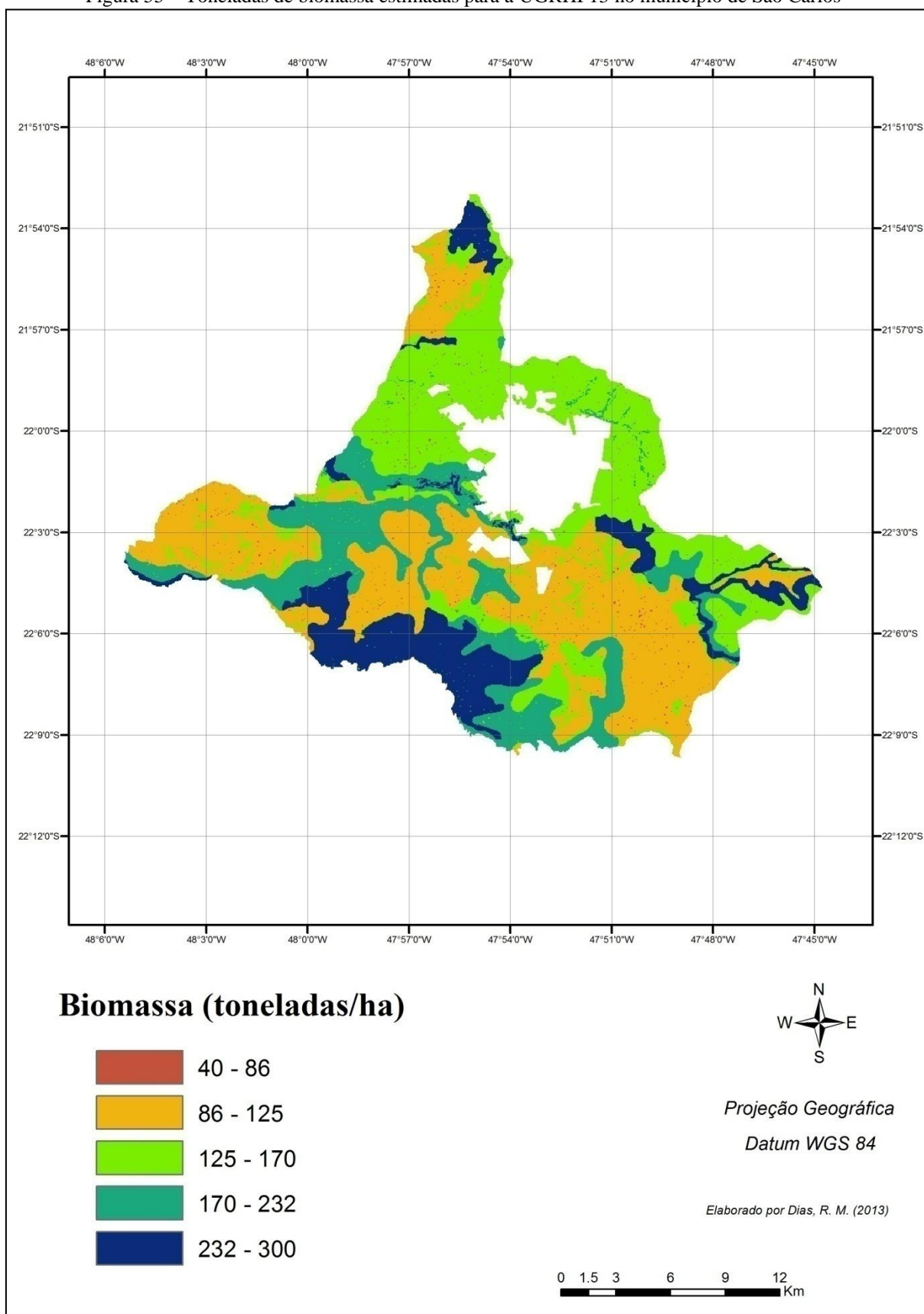
Diante dos valores de biomassa potencial encontrados para a área de estudo, observa-se uma distribuição homogênea dos valores em t/ha se comparados por sub-bacia.

Figura 54 – Índice de Biomassa Potencial da UGRHI 13 no município de São Carlos



Fonte: A Autora (2013).

Figura 55 – Toneladas de biomassa estimadas para a UGRHI 13 no município de São Carlos



Fonte: A Autora (2013).

### 5.3 Densidade de dióxido de carbono das matas ripárias

Como observado na Figura 55, o mapa apresenta apenas a densidade de biomassa potencial determinada para toda a área de estudo. As toneladas de biomassa potencial foram, portanto, transformadas para toneladas de carbono (C) e dióxido de carbono equivalente (CO<sub>2</sub>e). Os respectivos valores estão apresentados na Tabela 22.

Tabela 22 - Densidade de biomassa potencial estimada, de carbono e de dióxido de carbono equivalente para a UGRHI 13 em São Carlos

Biomassa (t/ha)	Carbono – C (t/ha)	Dióxido de carbono equivalente - CO <sub>2</sub> e (t/ha)
40 – 78	19 – 37	69 – 135
78 – 124	37 – 58	135 – 214
124 – 169	58 – 79	214 – 292
169 – 231	79 – 109	292 – 398
231 - 300	109 – 141	398 – 517

Fonte: A Autora (2013).

Assim como os valores de biomassa potencial, os maiores valores de CO<sub>2</sub>e verificados estão nos melhores solos, especialmente onde ainda encontram-se fragmentos florestais.

Pretendendo atingir o objetivo deste trabalho, que é determinar o potencial de sequestro florestal de carbono de matas ripárias em APPs, a densidade de biomassa potencial foi obtida para cada categoria estabelecida para as APPs da área de estudo.

A sobreposição do Mapa de Densidade de Biomassa Potencial com o Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias resultou nas toneladas de biomassa potencial para cada categoria de degradação (Tabela 23).

Tabela 23 - Densidades de biomassa potencial estimada, de carbono e de dióxido de carbono equivalente para as matas ripárias

Categorias	Biomassa (t/ha)	Carbono – C (t/ha)	Dióxido de carbono equivalente - CO <sub>2</sub> e (t/ha)
Arbóreo fechado	201,71	94,80	347,92
Arbóreo-arbustivo aberto	173,46	81,53	299,22
Herbáceo predominante	161,35	75,83	278,30

Fonte: A Autora (2013).

Transformando estes valores para obtenção das densidades de sequestro florestal de carbono potencial, obteve-se os valores apresentados na Tabela 24.



Tabela 24 – Densidades de sequestro florestal de carbono potencial estimado para as matas ripárias

<b>Categorias</b>	<b>Biomassa (t/ha)</b>	<b>Carbono – C (t/ha)</b>	<b>Dióxido de carbono equivalente - CO<sub>2</sub>e (t/ha)</b>
Arbóreo fechado	101,71	47,80	175,43
Arbóreo-arbustivo aberto	123,46	58,03	212,97
Herbáceo predominante	141,35	66,43	243,80

Fonte: A Autora (2013).

O sequestro potencial para as três categorias de degradação corresponde a 388.523,29 toneladas de biomassa em 3.332,45 ha de APP. Isto corresponde a um total de 670.163,82tCO<sub>2</sub>e para as APPs.

Considerando que a maior parte das matas ripárias são jovens ou estão degradadas, avalia-se que estas ainda sequestrarão muito carbono até atingirem seu estado de clímax.

Na categoria arbóreo fechado, com área total de aproximadamente 1.371,68 ha, há predominância de formação florestal que já sequestrou quantidades consideráveis de carbono da atmosfera, mas ainda possuem um potencial de sequestro a ser atingido até o amadurecimento dessas florestas. Para esta categoria foi estimado uma densidade potencial de 175,43tCO<sub>2</sub>e/ha.

Para a categoria arbóreo-arbustivo aberto, cuja área total é de aproximadamente 1.572,99 ha, o valor de CO<sub>2</sub>e potencial estimado é de 212,97t/ha. Nessas áreas a vegetação ainda não atingiu um porte de floresta, portanto, o restauro florestal dessas matas permitirá grande ampliação no estoque de carbono.

Na categoria herbáceo predominante, cuja área total é de aproximadamente 387,78ha, não há formação florestal, o potencial de CO<sub>2</sub>e esperado para essa categoria é maior, sendo 243,80t/ha. Com o restauro florestal dessas áreas, a fixação de carbono será maior até que a floresta amadureça e o estoque se estabilize em 243, 80t/ha.

Com os valores de densidade de CO<sub>2</sub>e determinados para cada categoria de degradação, estimou-se também o rendimento financeiro que estes podem gerar com base de € 1.00 por tonelada de CO<sub>2</sub>e por hectare (valor cotado no site <http://www.pointcarbon.com> no dia 26 de abril de 2013). Os valores de rendimento são apresentados em R\$ com cotação do dia 26 de abril de 2013 (€ 1.00 = R\$ 2,60).

O custo para restauro florestal de cada categoria de degradação foi adotado a partir dos dados da Figura 7 (SOARES FILHO et al., 2010) corrigidos para valores de abril de 2013, onde foram escolhidos valores intermediários.

Com base nos custos dos cenários de intervenção em áreas de Soares Filho et al. (2010), a categoria arbóreo fechado pode ser comparada à intervenção mínima ou leve. Já a categoria arbóreo-arbustivo aberto pode ser comparada à intervenção leve ou moderada e a categoria herbáceo predominante à intervenção moderada ou severa.

A comparação para saber se o rendimento do projeto de sequestro florestal de carbono arca com os custos do projeto de restauro florestal das matas ripárias é apresentada na Tabela 25 seguinte.

Tabela 25 – Comparação do rendimento e custo de restauro florestal para as três categorias de degradação, com o valor de € 1.00 por tCO<sub>2</sub>e (valores em R\$ de abril de 2013)

<b>Categorias</b>	<b>Dióxido de carbono equivalente - CO<sub>2</sub>e (t/ha)</b>	<b>Rendimento financeiro (R\$/ha)</b>	<b>Rendimento total do restauro florestal (R\$)</b>	<b>Custo do restauro florestal (R\$/ha) (modificado de Soares Filho et al. (2010))</b>	<b>Custo total do restauro florestal (R\$)</b>
Arbóreo fechado	175,43	456,10	625.647,90	4.526,60	6.209.046,70
Arbóreo-arbustivo aberto	212,97	553,70	870.999,20	12.388,70	19.487.301,20
Herbáceo predominante	243,80	633,90	245.806,00	20.489,00	7.945.224,40

Fonte: A Autora (2013).

Nota-se que o rendimento com a venda das RECs não cobre os custos do restauro florestal se o preço pago pela tCO<sub>2</sub>e for baixo. Posto isso, a geração das RECs pelos projetos de sequestro florestal de carbono arcaria parcialmente com os custos dos projetos de restauro florestal das matas ripárias em APPs. Isto acontece devido a desvalorização da tCO<sub>2</sub>e no mercado de carbono.

Estes valores se comparados a maior cotação da tonelada de CO<sub>2</sub>e já registrada, € 26.00 no ano de 2008 (site <http://www.pointcarbon.com>), são baixos. Se em abril de 2013, este preço fosse vigente no mercado, o rendimento financeiro do sequestro florestal de carbono condiz com o apresentado na Tabela 26.

Tabela 26 – Comparação do rendimento e custo de restauro florestal para as três categorias de degradação, com o valor de € 26.00 por tCO<sub>2</sub>e (valores em R\$ de abril de 2013)

<b>Categoria</b>	<b>Dióxido de carbono equivalente - CO<sub>2</sub>e (t/ha)</b>	<b>Rendimento financeiro (R\$/ha)</b>	<b>Rendimento total do restauro florestal (R\$)</b>	<b>Custo do restauro florestal (R\$/ha) (modificado de Soares Filho et al. (2010))</b>	<b>Custo total do restauro florestal (R\$)</b>
Arbóreo fechado	175,43	11.859,10	16.266.846,20	4.526,60	6.209.046,70
Arbóreo-arbustivo aberto	212,97	14.396,80	22.645.980,00	12.388,70	19.487.301,20
Herbáceo predominante	243,80	16.480,90	6.390.955,40	20.489,00	7.945.224,40

Fonte: A Autora (2013).

Essa projeção do rendimento financeiro com a tonelada de CO<sub>2</sub>e comercializada a € 26.00 remete-se a uma compensação de grande parte dos gastos com o restauro florestal. Nas categorias arbóreo fechado e arbóreo-arbustivo aberto os custos do restauro florestal seriam pagos, já na categoria herbáceo predominante uma grande parte dos custos seriam pagos.

Com base no trabalho de Birch et al. (2010), onde os autores fazem análises econômicas sobre áreas de restauração e regeneração em combate à degradação ambiental, observou-se que os custos da restauração não são pagos com um valor baixo por tonelada de CO<sub>2</sub>e. Isto, portanto, se comprova com a projeção feita neste trabalho para as matas ripárias em APPs da UGRHI 13 em São Carlos.

O valor determinado para a tCO<sub>2</sub>e/ha de cada umas das três categorias de degradação é apresentado na Tabela 27. Para que os custos do restauro florestal de cada categoria de APP sejam pagos integralmente, é necessário, portanto, que sejam praticados os valores mínimos da tCO<sub>2</sub>e/ha constantes da referida Tabela.

Tabela 27 – Valor mínimo para a tCO<sub>2</sub>e/ha para cada categoria de degradação

<b>Categoria</b>	<b>Valor mínimo da tCO<sub>2</sub>e/ha (R\$)</b>
Arbóreo fechado	26,00
Arbóreo-arbustivo aberto	58,00
Herbáceo predominante	84,00

Fonte: A Autora (2013).

Estes valores mínimos, acima dos preços de mercado, poderão ser obtidos na comercialização das RECs, quando houver um grande interesse ou necessidade de empresas

para compensação das emissões de GEEs, assim como para associar a sua imagem a esses tipos de projeto de restauro florestal.

Extrapolando os resultados apresentados para o sequestro florestal de carbono para toda a UGRHI 13, cuja área total de drenagem é de 11.803,87km<sup>2</sup> (COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA TIETÊ-JACARÉ, 2010) uma breve estimativa do sequestro de carbono potencial prevê um total da ordem de grandeza de 16.830.908,6tCO<sub>2</sub>e. Isso sem considerar a variação da densidade de drenagem, níveis de degradação das matas ripárias em APPs e características dos solos, visto que estas características influenciam os resultados apresentados e são diferentes nas diversas bacias. Portanto, assim como este método pode ser aplicado para a UGRHI 13, pode também ser aplicado em outras UGRHIs.

Essa extrapolação permitiu avaliar o quanto um projeto de sequestro florestal de carbono pode contribuir com o restauro florestal das matas ripárias de toda bacia, servindo de incentivo aos proprietários rurais.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A interpretação visual das imagens de satélite seguida de supervisão de campo proporcionou a averiguação dos níveis de degradação das matas ripárias da UGRHI 13 no município de São Carlos. Foi possível estabelecer três categorias de estruturas e estoques de biomassa diferentes.

A interpretação de imagens de satélite para a identificação dos níveis de degradação das matas ripárias da área de estudo apresenta-se como um instrumento favorável para subsidiar informações sobre as matas ripárias das drenagens, represas e nascentes de uma bacia hidrográfica, como também subsidiar o monitoramento do desenvolvimento da degradação ou recuperação dessas matas. Isso pode permitir um maior planejamento nas decisões dos Comitês de Bacia em prol de benefícios para a bacia em questão.

As informações sobre os níveis de degradação nos quais se enquadram as matas ripárias da área do estudo proporcionarão também ao poder público, subsídios para planejar ações que minimizem os impactos negativos causados nas APPs.

As áreas de mata ripária prioritárias da UGRHI 13 no município de São Carlos para o restauro florestal são as que se enquadram na categoria herbáceo predominante. Essas áreas requerem maior atenção devido ao déficit de vegetação de porte arbóreo, onde a formação de florestas permitirá uma remoção líquida maior de carbono da atmosfera.

Além dos benefícios proporcionados pelo restauro florestal das matas ripárias, o potencial de sequestro florestal de carbono também é evidenciado.

Incorporando os resultados apresentados sobre a degradação das matas ripárias ao IBP, pôde-se aplicar o modelo ao levantamento do potencial de sequestro florestal de carbono das matas ripárias em APPs.

O modelo escolhido para determinar o potencial de sequestro florestal de carbono mostrou-se adequado. O levantamento das áreas que precisam ter suas APPs restauradas e os valores de toneladas de CO<sub>2</sub>e por hectare determinados para cada categoria de degradação estabelecida para as matas ripárias oferecem subsídios para a implementação de projetos de restauro florestal no âmbito do MDL, o que pode incentivar os proprietários rurais a realizarem tais projetos.

Até o presente momento, abril de 2013, o rendimento financeiro com o comércio das RECs é baixo, mas este cenário pode ser revertido com uma alta do preço das RECs, onde a venda destas poderia arcar com parte significativa dos custos do restauro florestal das matas ripárias em APPs.

Os custos do restauro florestal podem ser também compensados com a busca de novos mercados ou oportunidades, de forma que as RECs sejam comercializadas pelo valor mínimo necessário para viabilizar tal compensação, conforme mostrado neste trabalho.

Além disso, poderia haver uma somatória de fatores, entre eles o pagamento por serviços ambientais das matas ripárias das APPs, a fim de viabilizar o restauro florestal.

Algumas dificuldades foram observadas ao longo do trabalho, como a entrada nos locais escolhidos para amostragem, onde a vegetação encontrava-se fechada bloqueando o acesso aos corpos d'água e nascentes; e o tempo empregado na aprendizagem do software utilizado na geração dos mapas.

Como recomendação para futuros trabalhos, ressalta-se a necessidade de imagens de satélite de alta resolução espacial por tratar-se de análises de matas ripárias em APPs, sendo estas faixas estreitas, as quais requerem uma aproximação maior da imagem para obtenção de maiores detalhes das matas.

O uso de um mapa pedológico para a modelagem em escala maior, 1:10.000 por exemplo, seria o mais indicado. Entre as camadas consideradas no modelo IBP, a que mais contribuiu com os resultados gerados foi a camada solo, visto que as camadas precipitação anual e altitude tiveram apenas uma classe de peso. Assim, uma variedade maior dos tipos de solos encontrados em áreas menores devido ao nível de detalhes, proporcionará uma diversidade maior também na fertilidade dos solos e conseqüentemente apresentará valores de IBP mais condizentes com os valores utilizados na calibração do modelo.

Dessa forma, os diversos valores apresentados neste trabalho devem ser encarados como aproximados ou ordem de grandeza, visto que os valores de rendimento financeiro e os custos de restauro florestal podem variar na prática e ao longo do tempo.

Como neste trabalho foi calculado o potencial de sequestro de carbono apenas para a biomassa acima do solo, e sendo cinco reservatórios de carbono considerados: biomassa acima do solo, biomassa abaixo do solo, serrapilheira, matéria vegetal morta e matéria orgânica no solo, recomenda-se também que os outros reservatórios sejam determinados em trabalhos futuros.

Propõe-se também que os resultados apresentados para o sequestro florestal de carbono sejam extrapolados para toda a UGRHI 13.

Pelo exposto, permite-se concluir que as florestas, ainda jovens e degradadas, sequestrarão quantidades consideráveis de carbono até atingir o porte máximo a partir do restauro florestal dessas APPs.

Espera-se que este trabalho contribua para o incentivo de projetos de restauro florestal de matas ripárias desta e de outras bacias e que possa se constituir em um estímulo aos proprietários rurais, como também aos Comitês de Bacia e gestores públicos em seu planejamento e tomada de decisões referentes às bacias hidrográficas e seus corpos d'água.

## 7 REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. O suporte geocológico das florestas beiradeiras (ciliares). In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp: Fapesp, 2001. p. 15-25.
- ALAMGIR, M.; AL-AMIN, M. Allometric models to estimate biomass organic carbon stock in forest vegetation. **Journal of Forestry Research**, v. 19, n. 2, p. 101-106, 2008.
- AREVALO, L. A.; ALEGRE, J. C.; VILCAHUAMAN, L. J. M. **Metodologia para Estimar o Estoque de Carbono em Diferentes Sistemas de Uso da Terra**. Colombo: Embrapa Florestas, 2002. 41 p.
- ARONSON, J. et al. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid lands. **Restoration Ecology**, v. 1, n. 3, p. 168-186, 1993.
- ATLAS SOLARIMÉTRICO DO BRASIL. Recife: UFPE, 2000.
- BALBINOT, R. **Implantação de florestas geradoras de créditos de carbono: estudo de viabilidade no sul do estado do Paraná, Brasil**. 2004. 79 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.
- BARBOSA, L. M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp: Fapesp, 2001. p. 289-312.
- BARBOSA, L. M. Recuperação florestal de áreas degradadas no Estado de São Paulo: histórico, situação atual e projeções. In: \_\_\_\_\_ (Coord.). **Manual para recuperação de áreas degradadas do estado de São Paulo: matas ciliares do interior paulista**. Guaratinguetá: [s.n.], 2006, p. 04-25.
- BARRELLA, W. et al. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp: Fapesp, 2001. p. 187-207.
- BAYON, R.; HAWN, A.; HAMILTON, K. (Ed.). **Voluntary Carbon Markets: An International Business Guide to What They Are and How They Work**. London: Earthscan, 2007.
- BIRCH, J. C. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services. **PNAS**, v. 107, n. 50, p. 21925–21930, 2010.
- BM&F. **Mecanismo de Desenvolvimento Limpo**. Disponível em: <<http://www.bmf.com.br/bmfbovespa/pages/MBRE/mecanismo.asp>>. Acesso em: 09 fev. 2012.
- BRASIL. Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro de 1934. **Aprova o Código Florestal**, Rio de Janeiro, RJ, 23 jan. 1934. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1930-1949/d23793.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/d23793.htm)>. Acesso em: 10 fev. 2011.



BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. **Institui o Código Florestal**, Brasília, DF, 16 set. 1965. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Leis/L4771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm)>. Acesso em: 09 fev. 2011.

BRASIL. Lei nº 7.511, de 07 de julho de 1986. **Altera dispositivos da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal**, Brasília, DF, 07 jul. 1986. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L7511.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7511.htm)>. Acesso em: 13 fev. 2012.

BRASIL. Lei nº 7.803, de 18 de julho de 1989. **Altera a redação da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis nºs 6.535, de 15 de junho de 1978, e 7.511, de 7 de julho de 1986**, Brasília, DF, 20 jul. 1989. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L7803.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7803.htm)>. Acesso em: 13 fev. 2012.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Protocolo de Quioto**. Editado e traduzido pelo Ministério da Ciência e Tecnologia com apoio do Ministério das Relações Exteriores da República Federativa do Brasil. 1997. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/>>. Acesso em: 07 jun. 2011.

BRASIL. Decreto nº 2.652, de 01 de julho de 1998. **Promulga a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, assinada em Nova York, em 9 de maio de 1992**, Brasília, DF, 01 jul. 1998. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/D2652.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/D2652.htm)>. Acesso em: 09 fev. 2011.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Efeito estufa e a Convenção sobre Mudança do Clima**. 1999. Disponível em: <[http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes\\_pt/Galerias/Arquivos\\_conhecimento/especial/clima.pdf](http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos_conhecimento/especial/clima.pdf)>. Acesso em: 20 jan. 2012.

BRASIL. Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. **Altera os arts. 1º, 4º, 14, 16 e 44, e acresce dispositivos à Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, bem como altera o art. 10 da Lei nº 9.393, de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural - ITR, e dá outras providências**, Brasília, DF, 24 ago. 2001. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/mpv/2166-67.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/mpv/2166-67.htm)>. Acesso em: 09 fev. 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA 302, de 20 de março de 2002. **Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno**, Brasília, DF, 13 maio 2002. 2002a. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30202.html>>. Acesso em: 09 fev. 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA 303, de 20 de março de 2002. **Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente**, Brasília, DF, 13 maio 2002. 2002b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30302.html>>. Acesso em: 09 fev. 2011.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Manual do MDL para Desenvolvedores de Projetos e Formuladores de Políticas**. 2006a. 109 p. Produzido pelo Ministério do Meio Ambiente do Japão e pela Fundação Centro Global para o Meio Ambiente. Tradução de Anexandra de Ávila Ribeiro. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br>>. Acesso em: 09 fev. 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA 369, de 28 de março de 2006. **Dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente – APP**, Brasília, DF, 29 mar. 2006. 2006b. Disponível em: <[http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/Sigam2/repositorio/222/documentos/RES\\_CONAMA\\_2006\\_369.pdf](http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/Sigam2/repositorio/222/documentos/RES_CONAMA_2006_369.pdf)>. Acesso em: 09 fev. 2011.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. **Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências**, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2009/lei/112187.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/112187.htm)>. Acesso em: 09 fev. 2011.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 429, de 28 de fevereiro de 2011. **Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente – APPs**, Brasília, DF, 02 mar. 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=644>>. Acesso em: 13 fev. 2012.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências**, Brasília, DF, 25 maio 2012. 2012a. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)>. Acesso em: 26 out. 2012.

BRASIL. Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. **Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**, Brasília, DF, 17 outubro 2012. 2012b. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12727.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12727.htm)>. Acesso em: 26 nov. 2012.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Biomass of tropical forests: a new estimate based on forest volumes. **Science**, Washington, DC, n. 223, p. 1290-1293, 1984.

BROWN, S. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. **FAO Forestry Paper 134**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy. 1997.

BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, v. 35, n. 4, p. 881-902, 1989.

BROWN, S.; IVERSON, L. R. Biomass estimates for tropical forests. **World ResouRECs Review**, [S.l.], n. 4, p. 366-384, 1992.

BROWN JUNIOR, K. S. Insetos indicadores da história, composição, diversidade e integridade de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp: Fapesp, 2001. p. 223-232.

CAIRNS, M. A. et al. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, n. 111, p. 1-11, 1997.

CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS A AGRICULTURA - CEPAGRI. **Clima dos municípios paulistas**. 2012. Disponível em: <[http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima\\_muni\\_549.html](http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_549.html)>. Acesso em: 18 nov. 2012.

CHANG, M. Y. **Sequestro Florestal de Carbono no Brasil: dimensões políticas, socioeconômicas e ecológicas**. São Paulo: Annablume; IEB, 2004. 280 p.

COMISSÃO INTERMINISTERIAL DE MUDANÇA GLOBAL DO CLIMA (CIMGC). Resolução de nº 2, de 10 de agosto de 2005. **Altera a resolução nº 1 de 11 de setembro de 2003, que estabelece os procedimentos para aprovação das atividades de projeto no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Quioto, aprova os procedimentos para as atividades de projetos de florestamento e reflorestamento no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Quioto e dá outras providências**. Disponível em: <[http://homologa.ambiente.sp.gov.br/biogas/docs/resolucoes\\_comissao/resolucao\\_2.pdf](http://homologa.ambiente.sp.gov.br/biogas/docs/resolucoes_comissao/resolucao_2.pdf)>. Acesso em: 27 jan. 2012.

COMISSÃO INTERMINISTERIAL DE MUDANÇA GLOBAL DO CLIMA (CIMGC). Resolução de nº 7, de 05 de março de 2008. **Altera as resoluções nº 1, nº 2, nº 3 e nº 4 desta mesma Comissão em relação aos convites de comentários enviados pelos proponentes do projeto aos agentes envolvidos, interessados e/ou afetados pelas atividades de projeto no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo e dá outras providências**. Disponível em: <[http://homologa.ambiente.sp.gov.br/biogas/docs/resolucoes\\_comissao/resolucao\\_7.pdf](http://homologa.ambiente.sp.gov.br/biogas/docs/resolucoes_comissao/resolucao_7.pdf)>. Acesso em: 27 jan. 2012.

COOPERATIVA DE SERVIÇOS, PESQUISAS TECNOLÓGICAS E INDUSTRIAIS (CPTI). **Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Tietê/Jacaré (UGRHI 13)**. 2008.

CORRÊA, R. S. **Recuperação de áreas degradadas pela mineração no cerrado: manual para revegetação**. Brasília: Universa, 2006, 187p.

DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION (DEP). **Riparian Forest Buffer Guidance**. 2010. 107p.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R. Recomposição da mata ciliar em domínio de cerrado, Assis, SP. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 135-144, 1999.

EGGLESTON, S. et al. (Ed.). Agriculture, Forestry and Other Land Use. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. **Intergovernmental Panel on Climate Change**, v. 4, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de solos**. Rio de Janeiro, 1999. 412p.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y., et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 1-26.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, INC. (ESRI). ArcGIS. Professional GIS for the desktop, versão 10 CA. 2013

FISCHER, R. A.; FISCHENICH, J. C. **Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips**. U.S. Army Engineer Research and Development Center, Environmental Laboratory. Vicksburg, MS, 2000.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO – FAOCLIM 2.0 A World-Wide Agroclimatic Database. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, Roma, Itália, 2001.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO Global forest resouRECs assessment 2010. **FAO Forestry Paper 163**, Rome, Italy, 2010.

FRONDIZI, I. M. R. L. (Coord.). **O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo: Guia de Orientação**. Rio de Janeiro: Imperial Novo Milênio: FIDES, 2009, 131 p.

GÊNOVA, K. B.; HONDA, E. A.; DURIGAN, G. Processos hidrológicos em diferentes modelos de plantio de restauração de mata ciliar em região de Cerrado. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 189-200, 2007.

GOOGLE EARTH. **Imagens de satélite**. 2012.

HERRERO, C.; BRAVO, F. Can we get an operational indicator of forest carbon sequestration? A case study from two forest regions in Spain. **Ecological Indicators**, 2011.

HIJMANS, R. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, p. 1965–1978, 2005.

HOUGHTON, J. T. et al. (Ed.). Climate Change 1995: The Science of Climate Change. **Intergovernmental Panel on Climate Change**, 1995, 588 p.

HUANG, L., et al. Carbon sequestration by forestation across China: Past, present, and future. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração:** técnicas de revegetação. Brasília: IBAMA, 1990. 96 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo 2010.** 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Imagens de Satélite.** 2012.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS – IPT. **Diagnóstico da situação atual dos Recursos Hídricos e estabelecimento de diretrizes técnicas para a elaboração do Plano da Bacia Hidrográfica do Tietê/Jacaré** – Relatório Zero. São Paulo, 2000. CD-ROM.

IVERSON, L. R. et al. Use of GIS for Estimating Potential and Actual Forest Biomass for Continental South and Southeast Asia. In: DALE, V. H. (Ed.). **Effects of land-use change on atmospheric CO<sub>2</sub> concentrations: South and Southeast Asia as a case study.** New York: Springer-Verlag, 1994. p. 67-116.

JONES, P.G.; GLADKOV, A. **FloraMap.** A Computer Tool for Predicting the distribution of Plants and Other Organisms in the Wild. Version 1.02. Centro Internacional de Agricultura Tropical: Cali, Colômbia, 2003.

KARJALAINEN, T. et al. Report on Definitions and Methodological Options to Inventory Emissions from Direct Human-induced Degradation of Forests and Devegetation of Other Vegetation Types. **Intergovernmental Panel on Climate Change**, s/d.

KULA, E.; GUNALAY, Y. Carbon sequestration, optimum forest rotation and their environmental impact. **Environmental Impact Assessment Review**, 2011.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação.** São Paulo: Edusp: Fapesp, 2001. p. 33-44.

LOPES, P. **Review of forestry carbon standards** – development of a tool for organizations to identify the most appropriate forestry carbon credit. 2009. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais) –Imperial College London, Faculty of Natural Sciences, 2009.

MACDICKEN, K. G. **A Guide to Monitoring Carbon Storage in Forestry and Agroforestry Projects.** Winrock International Institute for Agricultural Development. Forest Carbon Monitoring Program, 1997. 91 p.

MANFRINATO, W. **Áreas de preservação permanente e reserva legal no contexto da mitigação de mudanças climáticas:** mudanças climáticas, o código florestal, o Protocolo de Quioto e o mecanismo de desenvolvimento. Rio de Janeiro: The Nature Conservancy; Piracicaba: Plant - Planejamento e Ambiente Ltda, 2005, 65 p.

MARQUEZ, L. (Ed.) **Elementos técnicos para inventarios de carbono en uso Del suelo.** Guatemala: Fundacion Solar, 2000, 31 p.

MARTINEZ-YRIZAR. et al. Aboveground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 8, p. 87-96, 1992.

MARTINS, F. S. R. V. et al. Análise de ferramentas de SIG para estimativa de biomassa potencial: um estudo de caso em região de contato floresta/savana, Roraima. In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2011, Curitiba. **Anais...** Curitiba: INPE, 2011. p. 4126.

MARTINS, O. S. **Determinação do potencial de sequestro de carbono na recuperação de matas ciliares na região de São Carlos – SP**. 2004. 136 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

MARTINS, O. S. et al. Estimativa da densidade de biomassa potencial com uso de SIG no Estado de São Paulo. **Cadernos da Mata Ciliar**, São Paulo, n. 2, 2009.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: CPT, 2007, 255p.

MAYER, P. M.; REYNOLDS JUNIOR, S. K.; CANFIELD, T. J. **Riparian Buffer Width, Vegetative Cover, and Nitrogen Removal Effectiveness: A Review of Current Science and Regulations**. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. National Risk Management Research Laboratory. Ada, Oklahoma, 2005.

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. IX, n. 1, 2006.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, n. 71, p. 149-154, 2006.

MIRANDA, E. E. de; (Coord.). **Brasil em Relevô**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpem.embrapa.br>>. Acesso em: 14 nov. 2012.

MIRANDA, H. S., BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds) **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p 51–68.

MONTAÑO, M. **Os recursos hídricos e o zoneamento ambiental: o caso do município de São Carlos (SP)**. 2002. Dissertação (Mestrado) – Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**. n. 27, p. 1021–1029, 2000.

NIBLEUS, K.; LUNDIN, R. Climate Change and Mitigation. **AMBIO**, v. 39, p. 11-17, 2010.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. 4. ed. São Paulo: Blucher, 2010.

OLIVEIRA, J. B.; PRADO, H. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo**: quadrícula de São Carlos. II. Memorial descritivo. Campinas, Instituto Agrônomo, 1984. 188p.

OLIVEIRA, C. H. **Planejamento ambiental na cidade de São Carlos (SP) com ênfase nas áreas públicas e áreas verdes: diagnóstico e propostas**. 1996. Dissertação (Mestrado) – Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1996.

ORTIZ, J. O. et al. Modelagem de fertilidade do solo por simulação estocástica com tratamento de incertezas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, 2004.

PEARSON, T.; WALKER, S.; BROWN, S. **SouRECbook for Land Use, Land-Use Change and Forestry Projects**. BioCarbon Fund (World Bank) and Winrock International, Washington D.C., 2005. 64 p.

PEARSON, T.; BROWN, S.; BIRDSEY, R. A. **Measurement Guidelines for the Sequestration of Forest Carbon**. United States Department of Agriculture, Forest Service. General Technical Report NRS-18, 2007. 47 p.

PENMAN, J. et al. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. **Intergovernmental Panel on Climate Change**. National Greenhouse Gas Inventories Programme. 2003.

PONZONI, F. J. SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São José dos Campos: Parêntese, 2007, 127p.

RESENDE, R. U. Programa de matas ciliares da Secretaria do Meio Ambiente do estado de São Paulo. In: BARBOSA, L. M. (Coord.). **Manual para recuperação de áreas degradadas do estado de São Paulo: matas ciliares do interior paulista**. Guaratinguetá: [s.n.], 2006, p.30-41.

RODRIGUES, R. R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp: Fapesp, 2001. p. 91-99 .

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp: Fapesp, 2001. p. 235-247 .

ROSENBAUM, K. L.; SCHOENE, D.; MEKOUAR, A. Climate change and the forest sector. **FAO Forestry Paper 144**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 2004.

SAATCHI, S. S. et al. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, n. 13, p. 816–837, 2007.

SANCHEZ, P. A. **Properties and management of soils in the tropics**. New York: John Wiley, 1976. 618p.

SÃO PAULO. Resolução Conjunta SMA IBAMA/SP nº 1, de 17 de fevereiro de 1994. **Considera o disposto no art. 23, Incisos VI e VII da Constituição Federal e a necessidade de se definir vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial, médio e avançado de regeneração de Mata Atlântica em cumprimento ao disposto no art. 6º do Decreto nº 750, de 10 de Fevereiro de 1993, na Resolução CONAMA 10 de 10 de Outubro de 1993 e a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado de São Paulo**, São Paulo, 17 fev. 1994. Disponível em: <[http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/1994\\_Res\\_Conj\\_SMA\\_IBAMA\\_1.pdf](http://licenciamento.cetesb.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/1994_Res_Conj_SMA_IBAMA_1.pdf)>. Acesso em: 27 jan. 2012.

SÃO PAULO. Resolução SMA 30, de 14 de maio de 2009. **Estabelece orientação para projetos voluntários de reflorestamento para compensação de emissões de gases de efeito estufa**, São Paulo, 15 maio 2009. Disponível em: <[http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/2009\\_res\\_est\\_sma\\_30.pdf](http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/estadual/resolucoes/2009_res_est_sma_30.pdf)>. Acesso em: 27 jan. 2012.

SARTORI, M. S. **Variação da regeneração natural da vegetação arbórea no sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. manejado por talhadia, localizado no município de Itatinga, SP**. 2001. 84 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

SCARPINELLA, G. A. **Reflorestamento no Brasil e o Protocolo de Quioto**. 2002. 182 f. Dissertação (Mestrado em Energia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

SCARPINELLA, G. A. **Erosão em carregadores da cultura da cana-de-açúcar: estudo de caso na bacia do Ribeirão do Feijão (SP)**. 2012. 219 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

SERVIÇO AUTÔNOMO DE ÁGUA E ESGOTO – SAAE. **Imagens de satélite**. 2012.

SISTER, G. **Mercado de Carbono e Protocolo de Quioto**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2007. 200 p.

SOARES FILHO, B. S. et al. **Estudo de baixo carbono para o Brasil: Relatório de Síntese Técnica**. Banco Mundial, 2010. 292 p.

SOARES, J. J.; SILVA, D. W.; LIMA, M. I. S. Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos Region of São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 3, p.527–536, 2003.

STUART, M. D.; COSTA, P. M. Climate Change Mitigation by Forestry: a review of international initiatives. **Policy that works for forests and people series**, London: International Institute for Environment and Development, n. 8, 1998.

UNH. **R-Hydronet: A Regional, Electronic Hydrometeorological Data Network for South America, Central America, And The Caribbean**. Water Systems Analysis Group, Universidade de New Hampshire, 2007.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE – UNFFCCC. **Report of the Conference of the Parties on its ninth session, held at Milan from 1 to 12 December 2003: Decision 19**. Milan, 2004a.



UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE – UNFFCCC. **Buenos Aires Climate Change Conference – December 2004**. 2004b. Disponível em: <[http://unfccc.int/meetings/buenos\\_aires\\_dec\\_2004/meeting/6338.php](http://unfccc.int/meetings/buenos_aires_dec_2004/meeting/6338.php)>. Acesso em: 02 mar. 2012.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE – UNFFCCC. **Report of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol on its first session, held at Montreal from 28 November to 10 December 2005**. Montreal, 2006.

VOSE, R. S. et al. **The Global Historical Climatology Network**: Long-term monthly temperature, precipitation, sea level pressure, and station pressure data . Oak Ridge National Laboratory, Carbon Dioxide Information Analysis Center, 1992.

WECK, J. An improved CVP-index for the delimitation of the potential productivity zones of forest lands of India. **Indian Forester**, v. 96, p. 565-572, 1970.

WELSCH, D. J. **Riparian Forest Buffers: Function and Design for Protection and Enhancement of Water ResouRECs**, U.S.D.A. Forest Service, Northeastern Area, Radnor, PA, NA-PR-07-91, 1991.

WMO. **Climatological Normals (Climo) for the Period 1961-1990**. Secretariat of World Meteorological Organization, 1996.

**ANEXO A – Referências utilizadas por Martins et al. (2009) para valores de biomassa**

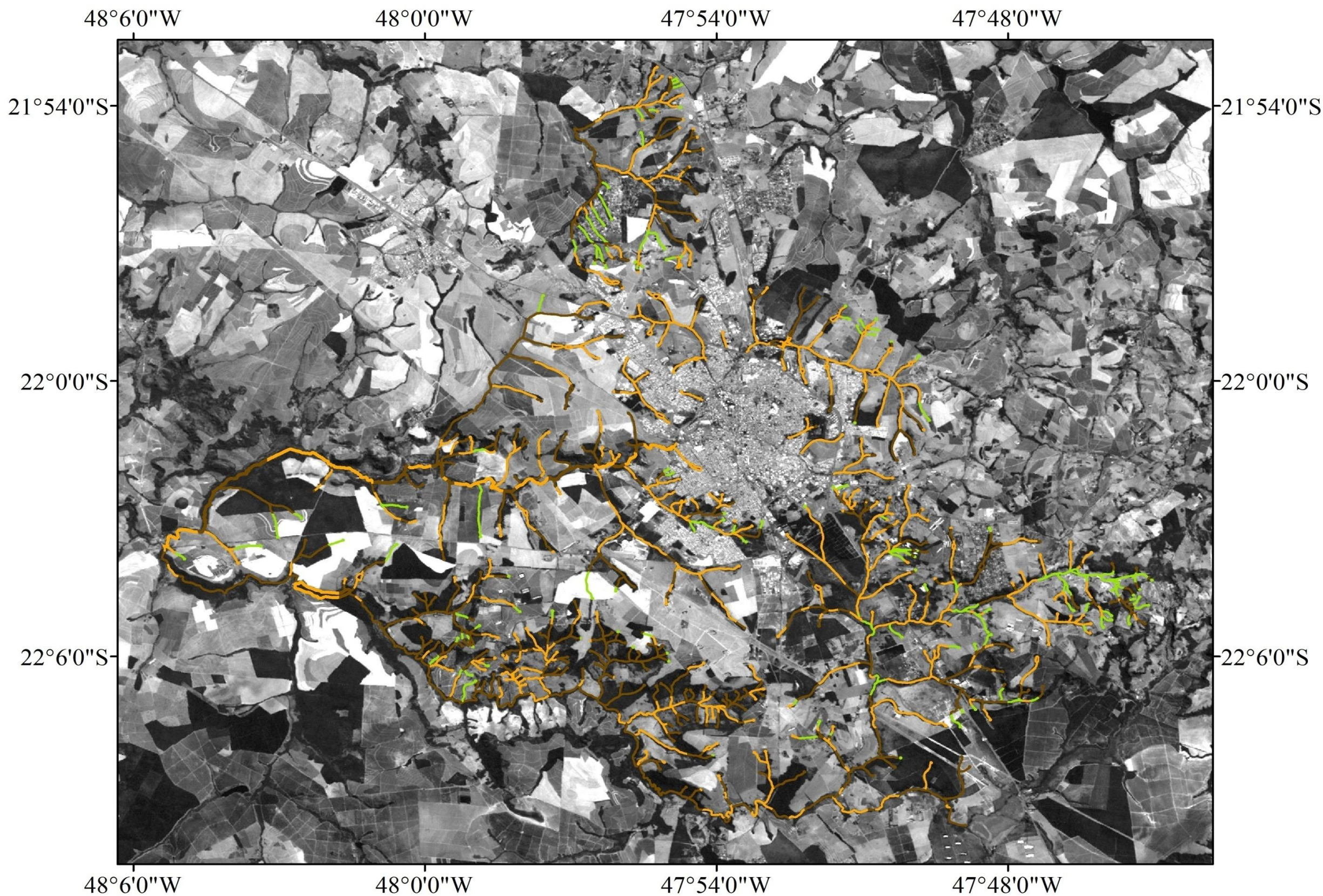
<b>Referência</b>	<b>Floresta</b>	<b>t/ha</b>
ANDRADE, L. A. Z.; FELFILI, J. M.; VIOLATTI, L. Fitossociologia de uma área de Cerrado denso na RECOR - IBGE, Brasília-DF. <i>Acta Botanica Brasílica</i> , v. 16, n. 2, p. 225-240, 2002.	Cerrado	66,3
BATALHA, M.A.; MANTOVANI, W.; MESQUITA-JÚNIOR, H.N. Vegetation structure in Cerrado physiognomies in South-Eastern Brazil. <i>Brazilian Journal of Biology</i> , v. 61, n.3, p. 475-483, 2001.	Cerrado	82,5
BERGG, E. V. D.; Oliveira-Filho, A. T. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. <i>Revista Brasileira de Botânica</i> , v. 23, n. 3, p. 231-253, 2000.	Estacional semidecidual	235,0
BLUM, C.T. et al. Inventário estrutural e florístico de um ecóto de floresta Estacional semidecidual e floresta Ombrófila mista em Três Barras do Paraná, PR. In: PESQUISA FLORESTAL ONLINE, 2000, Curitiba. <i>Anais... Curitiba: Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Agrárias</i> , 2000. p. 202.	Estacional semidecidual	167,0
BOTREL, R.T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta Estacional semidecidual em Ingaí, MG. <i>Revista Brasileira de Botânica</i> , v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.	Estacional semidecidual	145,9 110,3 163,7 169,7
CASTRO, E. A.; KAUFFMAN, J. B. Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. <i>Journal of Tropical Ecology</i> , v. 14, p. 263–283, 1998.	Cerrado	29,4
COSTA, A. A.; ARAÚJO, G. M. Comparação da vegetação arbórea de cerradão e de Cerrado na Reserva do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. <i>Acta Botanica Brasilica</i> , v. 15, n.1, p. 63-72, 2002.	Cerrado	96,2
COSTA, A. A.; ARAÚJO, G. M. Comparação da vegetação arbórea de cerradão e de Cerrado na Reserva do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. <i>Acta Botanica Brasilica</i> , v.15, n.1, p. 63-72, 2001.	Cerrado	39,2
COSTA, A. A.; ARAÚJO, G. M. Comparação da vegetação arbórea de cerradão e de Cerrado na Reserva do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. <i>Acta Botanica Brasilica</i> , v.15, n.1, p.63-72. 2001	Cerrado Cerradão	27,1 68,7
DALANESI, P. E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. <i>Acta Botanica Brasilica</i> , v. 18, n. 4-, p. 737-757, 2004.	Estacional semidecidual	160,8
DURIGAN, G. et al. Estádio sucessional e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no Planalto Atlântico, Estado de São Paulo, Brasil. <i>Acta Bot. Bras.</i> , São Paulo, v. 22, n. 1, 2008	Estacional semidecidual	181,6
DURIGAN, G. et al. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. <i>Revista Brasileira de Botânica</i> , v. 23,n. 4, p .371-383, 2000.	Estacional semidecidual	212,7
DURIGAN, G.; SANTOS, J. D.; GANDARA, F. B. Fitossociologia de dois fragmentos de floresta Estacional semidecidual no Pontal do Paranapanema. <i>Revista do Instituto Florestal</i> , São Paulo, v. 14, n. 1,	Estacional semidecidual	220,2

p.13-26, 2002.		
DURIGAN, M. E. Florística, dinâmica e análise protéica de uma floresta Ombrófila mista em São João do Triunfo PR. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.	Ombrófila mista	163,7 246,9 211,3
FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. Revista Brasileira de Botânica, v. 27, n. 1, p. 19-30, 2004.	Ombrófila mista	324,9
GABRIEL J. L. C. Florística, fitossociologia de espécies lenhosas e aspectos da ciclagem de nutrientes em floresta mesófila semidecídua nos municípios de Anhembi e Bofete, SP. 1996. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1996.	Estacional semidecidual	207,5
GOMES, B. Z. ; MARTINES, F. R.; TAMASHIRO, J. Y. Estrutura do cerradão e da transição entre cerradão e floresta paludícola num fragmento da International Paper do Brasil Ltda., em Brotas, SP. Revista Brasileira de Botânica, v. 27, n. 2, p. 249-262, 2004.	Cerradão	153,3
GUILHERME, F. A. G.; MORELATTO, L. P. C.; ASSIS, M.A. Horizontal and vertical tree community structure in a lowland Atlantic Rain Forest, Southeastern Brazil. Revista Brasileira de Botânica, v. 27, n. 4, p. 725-737, 2004.	Estacional semidecidual	224,2
IVANAUSKAS, N. M., RODRIGUES, R. R; NAVE, A. G. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. Scientia Florestalis, n. 56, p. 83-99. 1999	Estacional semidecidual	205,3
JURINITZ, C. F.; JARENKOW, J. A. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Botânica, v. 26, n. 4, p. 475-487, 2003.	Estacional semidecidual	291,6
KUNSTCHIK, G. Estimativa de biomassa vegetal lenhosa em Cerrado por meio de sensoriamento remoto óptico e de radar. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências, USP. 2004.	Cerrado	57,0 33,0 62,0 105,0 8,9
MARTINS, O. S. Determinação do potencial de seqüestro de carbono na recuperação de matas ciliares na região de São Carlos, SP. 2004. 136 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, 2004.	Estacional semidecidual	212,7
MEIRA-NETO, J. A. A.; SAPORETI-JÚNIOR, A. W. Parâmetros fitossociológicos de um Cerrado no Parque Nacional da Serra do Cipó, MG. Revista Árvore, v. 26, p. 645-648, 2002.	Cerrado	138,5
MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de restauração e em matas ciliares nativas no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. Scientia Florestalis, v. 71, p. 149-154, 2006.	Estacional semidecidual	159,4
METZGER, J. P.; GOLDENBERG, R.; BERNACC, L. C. Diversidade e estrutura de fragmentos de mata de várzea e de mata mesófila semidecídua submontana do rio Jacaré-Pepira (SP).	Estacional semidecidual	272,1




Revista Brasileira de Botânica, v. 21, n. 3, 1998.		
NETO et al. Análise florística e estrutural de um fragmento de floresta Ombrófila mista montana, situado em Criúva, RS, Brasil. Ciência Florestal, Santa Maria, v. 12, n. 1 p. 29-37. 2001.	Ombrófila mista	301,9
PAGANO, S. N. Estudo florístico, fitossociológico e de ciclagem de nutrientes em mata mesófila semidecídua, no município de Rio Claro, SP. 1985. 201 f. Dissertação (Livre-docência em Botânica) – Instituto de Biociências de Rio Claro, Universidade Estadual de São Paulo, Rio Claro, 1985.	Estacional semidecidual	235,0
SALES, S. M. Distribuição das espécies arbóreas e estimativa da biomassa aérea em savanas florestadas, pantanal da Nhecolândia, Estado do Mato Grosso do Sul. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2004.	Cerradão	175,6
SOCHER, L. G., RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F. Biomassa aérea de uma floresta Ombrófila mista aluvial no município de Araucária (PR). Floresta, Curitiba, PR, v. 38, n. 2, 2008.	Ombrófila mista	238,8
SOUZA, J. S. et al . Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. Rev. Árvore, Viçosa, v. 27, n. 2, 2003	Estacional semidecidual	152,0
TIATO, M. T. Z.; LEITÃO-FILHO, H. F.; RODRIGUES, R. R. Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (mata de brejo) em Campinas, SP. Revista Brasileira de Botânica, v. 21, n. 2, p. 197-210, 1998.	Estacional semidecidual	160,6

Fonte: Martins et al. (2009).

**APÊNDICE A – Mapa das Categorias de Degradação das Matas Ripárias**



### Categorias de degradação

-  Arbóreo fechado
-  Arbóreo-arbustivo aberto
-  Herbáceo predominante

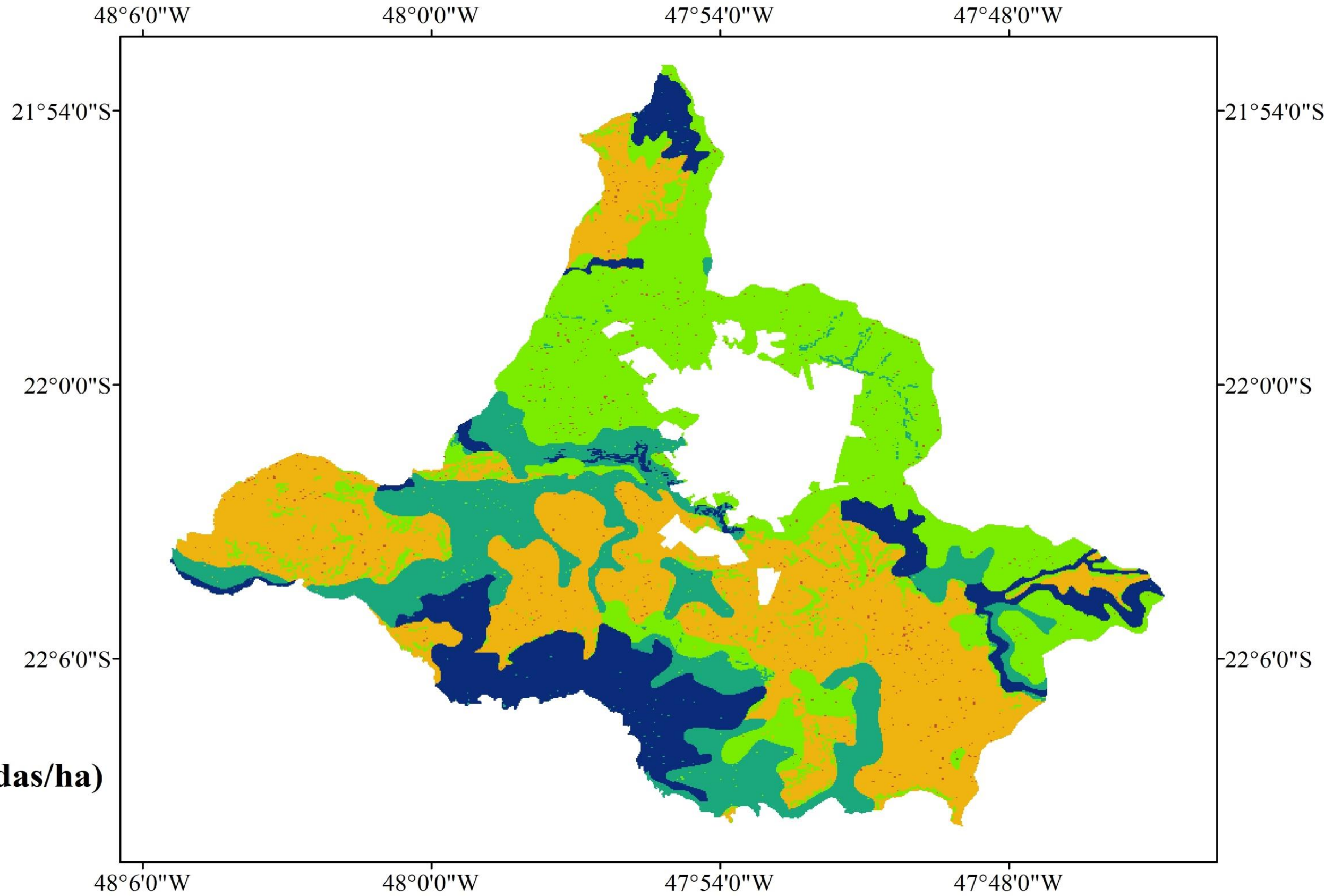
*Elaborado por Dias, R. M. (2013)*

*Projeção Geográfica  
Datum WGS 84*

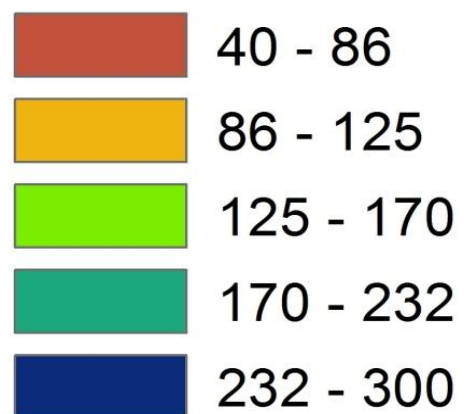


## **APÊNDICE B – Mapa de Densidade de Biomassa Potencial**





**Biomassa (toneladas/ha)**



*Elaborado por Dias, R. M. (2013)*

*Projeção Geográfica  
Datum WGS 84*

