



Universidade Estadual Paulista
"Júlio de Mesquita Filho"
Programa Interunidades

unesp

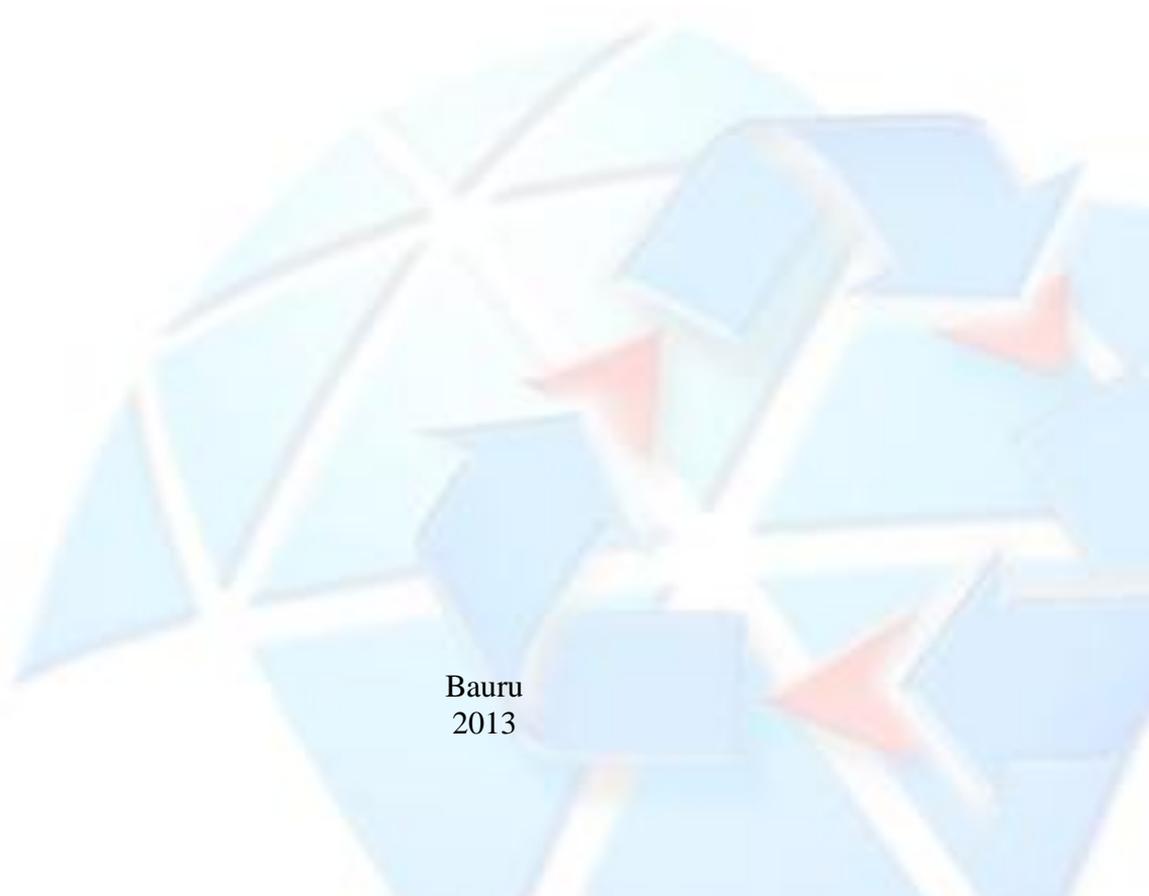
Mestrado

Engenharia Civil e Ambiental

ANAHI CHIMINI SOBRAL

**ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICOS E ISOTÓPICOS DO CARBONO E
NITROGÊNIO NO SOLO COMO INDICADORES AMBIENTAIS PARA UMA
MICROBACIA RURAL EM BAURU-SP.**

Bauru
2013



ANAHI CHIMINI SOBRAL

**ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICOS E ISOTÓPICOS DO CARBONO E
NITROGÊNIO NO SOLO COMO INDICADORES AMBIENTAIS PARA UMA
MICROBACIA RURAL EM BAURU-SP.**

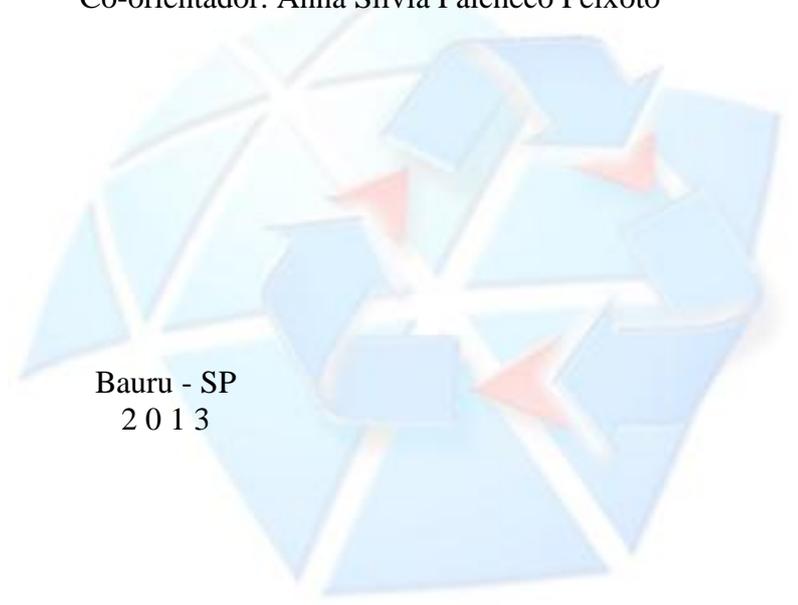
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação “Engenharia Civil e Ambiental”, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Geotecnia.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Marco da Silva.

Co-orientador: Anna Sílvia Palcheco Peixoto

Bauru - SP
2013



Folha de aprovação

Sobral, Anahi Chimini.

Análise dos parâmetros físicos e isotópicos do carbono e nitrogênio no solo como indicadores ambientais para uma microbacia rural em Bauru-SP / Anahi Chimini Sobral, 2013.

107 f. il.

Orientador: Alexandre Marco da Silva

Co-orientador: Anna Sílvia Palcheco Peixoto

Dissertação (Mestrado)-Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru, 2013

1. Uso e cobertura da terra. 2. Carbono. 3. Nitrogênio. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia. II. Título.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por me acompanhar sempre em todas as empreitadas e por me dar infinitas oportunidades de aprendizado e crescimento pessoal e profissional.

Agradeço também ao Prof. Dr. Alexandre Marco da Silva, pela orientação neste trabalho, pela amizade, paciência e atenção desde a concepção até a finalização da pesquisa, me transmitindo conselhos, ensinamentos e confiança no trabalho científico, estando sempre nos momentos em que mais precisei.

À Profa. Dra. Anna Silvia Palcheco Peixoto, pela co-orientação nesta pesquisa, pelo seu apoio como profissional e amiga, e por sempre me atender prontamente, me auxiliando no processo de desenvolvimento da pesquisa.

Ao Prof. Dr. Heraldo Luiz Giacheti, pelo apoio, incentivo e conselhos, me ajudando a elaborar um trabalho científico de qualidade.

Ao Professor Carlos Ducatti e a todo o pessoal do Centro de Isótopos Estáveis do Instituto de Biociências da Unesp/Botucatu, por disponibilizar o laboratório.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Unesp, e a todos os professores que contribuíram para a minha formação.

Ao Conselho de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

Aos funcionários da Seção de Pós-Graduação, Célia, Gustavo e Raphael, sempre solícitos e prontos para esclarecer dúvidas.

Aos funcionários do Laboratório de Mecânica de Solos da Unesp/Bauru, Gustavo e Figueiredo, pela valiosa ajuda nos trabalhos de campo e na realização de ensaios.

Em especial agradeço meus pais Samuel e Néia e minha irmã Nataly pela confiança, apoio, carinho e suporte dedicado a mim desde sempre.

Ao Victor, meu namorado, companheiro, ajudante de campo, que está ao meu lado desde meu primeiro dia de faculdade. Passamos por muitas coisas e hoje, depois de 7 anos, ainda estamos juntos. À minha sogra Aurora, e cunhadas Nathália e Luíza, pelos ótimos momentos que passamos juntas.

À minha amiga Talita Monteiro, por me ajudar sempre que precisei e por estarmos sempre juntas nessa caminhada.

Enfim, obrigado a todos que estiveram comigo durante esta caminhada e que me enviaram vibrações positivas.

INDICADORES DE QUALIDADE DO SOLO EM UMA MICROBACIA RURAL EM BAURU/SP

Candidata: Anahi Chimini Sobral.

Orientador: Prof. Dr. Alexandre Marco da Silva.

RESUMO – Considerando a hipótese de que a mudança na cobertura da terra gera características do solo que indicam mudanças na performance de execução dos serviços ecossistêmicos normalmente por ele executados e, portanto, na sua qualidade, este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de compreender como a alteração da cobertura da terra vem modificando as características do solo, através da análise de indicadores de qualidade. O trabalho foi conduzido numa microbacia localizada na zona rural do município de Bauru-SP. Foram coletadas amostras de solo a 20 cm de profundidade em 28 pontos selecionados da microbacia, sendo que em dois pontos foram coletadas, além das amostras superficiais, amostras nas profundidades de 20 a 50 cm e de 50 a 80 cm. Adicionalmente, inspecionou-se a ocorrência de diferentes indicadores de erosão, os quais foram selecionados de acordo com levantamento bibliográfico e com as características ambientais locais. As amostras foram previamente tratadas e conduzidas para laboratórios especializados. Em seguida foram realizadas determinações de índices físicos, além do ensaio de granulometria e determinações da assinatura isotópica e dos teores de C e N. A pastagem representa aproximadamente 63% da área total da microbacia. A fração areia foi largamente predominante em todas as amostras. O valor médio do $\delta^{13}\text{C}$ para pastagens e vegetação remanescente é $-21,439\text{‰}$ e $24,359\text{‰}$, respectivamente. Esse valor sugere que o material formador da matéria orgânica do solo é predominante de plantas C_4 , o que pode ser devido à invasão de gramíneas nos remanescentes de vegetação. Em relação ao $\delta^{15}\text{N}$, o valor médio para as classes de uso do solo pastagem e vegetação remanescente são, respectivamente, $8,479\text{‰}$ e $8,221\text{‰}$. Esse resultado sugere enriquecimento em relação ao N atmosférico nas classes de uso, que pode ser devido à disponibilidade de N no solo, além de indicar a variedade de fontes as quais o ambiente está explorando N. Os indicadores de erosão ocorreram de forma predominante e mais intensiva nas áreas cobertas por pastagens. Com base nos resultados confirma-se parcialmente hipótese apresentada. Isto porque, do ponto de vista pedológico, o processo de modificação da paisagem vem modificando as propriedades físicas e isotópicas do solo, sendo que essas alterações podem ultrapassar os limites toleráveis e comprometer a capacidade de uso do solo.

Palavras-chave: índices físicos do solo, isótopos estáveis, carbono, nitrogênio, cobertura da terra.

SOIL QUALITY INDICATORS IN A RURAL WATERSHED IN BAURU/SP

Candidate: Anahi Chimini Sobral.

Advisor: Prof. Dr. Alexandre Marco da Silva.

ABSTRACT - Considering the hypothesis that land cover change generates soil characteristics that indicate changes in the ecosystem services execution performance and, therefore, in their quality, the aim of this work was to understand how land cover change has been altering soil characteristics, through quality indicators analysis. The study was conducted in a rural watershed, located in Bauru-SP. Soil samples were collected at 20 cm depth in 28 selected points. In two points samples we also collected at 20-50 cm and 50-80 cm depths. The occurrence of erosion indicators was examined in field, which were selected according to literature and the local environmental characteristics. Samples were previously treated and transported to specialized laboratories. Hence, some physical indices, particle size analysis, isotopic signature and C and N content were determined. Pasture is the main land cover category (63%). Soil is sandy, at every depth, and sand represents 90% of all samples. The $\delta^{13}\text{C}$ average for pasture and remnant vegetation is $-21,439\text{‰}$ and $24,359\text{‰}$, respectively. This value suggests that the material incorporated into the soil organic matter is influenced by C_4 plants, possibly due to grass invasion into remnant vegetation. In relation to $\delta^{15}\text{N}$, average value for pasture and remnant vegetation is, respectively, $8,479\text{‰}$ and $8,221\text{‰}$. This result suggests N atmospheric enrichment in land use classes, which may be due to soil N availability, besides indicates the variety of fonts which environment is exploring N. Soil erosion indicators occurred predominantly and more intensively in pastured places. Based on the results, hypothesis is partially confirmed. This conclusion is supported because from the pedological standpoint, accentuated processes that change landscapes tend to accelerate modifications in physical and chemical soil properties and these changes may exceed the tolerable limits and compromising land use capacity.

Keywords: soil physical indices, stable isotopes, carbon, nitrogen, land cover.

Lista de Figuras

Figura 5.1 Localização da área de estudo.....	28
Figura 5.2. Recorte de Mapa Geológico, evidenciando microbacia do córrego Rio Verde.....	31
Figura 5.3. Recorte do Mapa de Declividade, evidenciando microbacia do córrego Rio Verde	33
Figura 5.4. Recorte Classe de solo, evidenciando a microbacia do córrego Rio Verde.....	35
Figura 5.5. Áreas de interesse ambiental em Bauru, definidas a partir dos recursos hídricos do município. Fonte: Secretaria de Planejamento Urbano de Bauru (2006).....	36
Figura 5.6. Mapa florestal do município de Bauru/SP. Fonte: Instituto Florestal/Governo do Estado de São Paulo (2005).....	38
Figura 5.7 Pontos de coleta das amostras de solo na microbacia do córrego Rio Verde.....	40
Figura 6.1. Uso e ocupação do solo na microcacia do córrego Rio Verde.	47
Figura 6.2. Curvas granulométricas da pastagem em diferentes profundidades.	49
Figura 6.3. Curvas granulométricas da área de remanescente de vegetação em diferentes profundidades.	50
Figura 6.4. Evidência de erosão zoógena na pastagem Curvas granulométricas da área de remanescente de vegetação em diferentes profundidades.....	53
Figura 6.5. Invasão de gramínea no remanescente de vegetação.....	54
Figura 6.6. Climograma para o município de Bauru, ano de 2011. Fonte: IPMET (2012).....	57
Figura 6.7. Valores médios comparativos de $\delta^{13}\text{C}$ (em ‰) para solos da região de estudo (valor médio das amostras de solos de vegetação natural) e outros biomas brasileiros.....	60
Figura 6.8. Relação entre isótopos de C e N.	63
Figura 6.9. Variação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) em função da profundidade média e do tipo de cobertura da terra.	64
Figura 6.10. Variação dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) em função da profundidade média e do tipo de cobertura da terra.	65
Figura 6.11. Correlação entre os resultados obtidos para os teores de C e N para as amostras de solo analisadas.	66
Figura 6.12. Relação entre teor (g.kg-1) e isótopo de C (‰).....	67
Figura 6.13. Relação entre teor (g.kg-1) e isótopo de N (‰).....	68
Figura 6.14. Ocorrência dos diferentes indicadores em função do uso e ocupação do solo na microbacia do córrego Rio Verde.....	69

Figura 6.15. Estrutura de ligada à conservação do solo apresentando sinais de rompimento..	70
Figura 6.16. Córrego Rio Verde.	72

Lista de Tabelas

Tabela 4.1. Classificação da porosidade em solos.....	6
Tabela 4.2. Classificação de solos conforme o grau de saturação.....	7
Tabela 4.3. Indicadores de erosão e sua descrição.	11
Tabela 4.4. Classificação dos indicadores de erosão quanto à possibilidade de reversão do problema.	12
Tabela 5.1. Temperatura mínima (Tmin), temperatura máxima (Tmax), temperatura média (Tmédia), amplitude térmica (AmpT) e precipitação pluviométrica (P). Normais climatológicas referentes ao período 1981 - 2009.....	29
Tabela 6.1. Área e porcentagem de ocorrência das classes de uso do solo.	48
Tabela 6.2. Ocorrência das classes de partículas do solo da área de pastagem em diferentes profundidades.	51
Tabela 6.3. Ocorrência das classes de partículas do solo da área de remanescente de vegetação em diferentes profundidades.....	51
Tabela 6.4. Resultados da determinação dos índices físicos e Teste de Kruskal-Wallis para diferentes classes de uso do solo. Obs. letras iguais indicam que, no nível 5% de significância, não há diferença entre as médias.	56
Tabela 6.5. Valores médios de $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ e Teste de Kruskal-Wallis a um nível de significância de 5%, conforme o tipo de cobertura do solo. Obs.: letras iguais indicam que, em 5% de significância, não há diferença entre as médias.....	59
Tabela 6.6. Valores médios dos teores de C e N e Teste de Kruskal-Wallis a um nível de significância de 5%, conforme o tipo de cobertura do solo. Obs.: letras iguais indicam que, em 5% de significância, não há diferença entre as médias.....	66

Lista de Siglas e Abreviações

C	Carbono
N	Nitrogênio
^{13}C	Isótopo estável pesado do carbono
^{12}C	Isótopo estável leve do carbono
^{15}N	Isótopo estável pesado do nitrogênio
^{14}N	Isótopo estável leve do nitrogênio
$\delta^{13}\text{C}$	Assinatura isotópica do carbono, medida pela relação $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$
$\delta^{15}\text{N}$	Assinatura isotópica do nitrogênio, medida pela relação $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$
‰	Partes por mil
MOS	Matéria orgânica do solo
C_3	Ciclo de carboxilação de Calvin
C_4	Ciclo de carboxilação Hatch-Slack
RUBISCO	Enzima ribulose bifosfato carboxilase/oxigenase
PEP	Enzima fosfoenolpiruvato
CO_2	Dióxido de carbono
NO_3^-	Íon nitrato
NH_4^+	Íon amônio
NH_3	Amônia
N_2O	Óxido nitroso
NO	Óxido nítrico
N_2	Gás nitrogênio
SAF	Sistema agroflorestal
UGRHI	Unidade de gerenciamento de recursos hídricos
g	Gramas
m	Metro
cm	Centímetro
mm	Milímetro
kPa	KiloPascal
R^2	Coefficiente de determinação de Pearson

Sumário

Resumo.....	i
Abstract.....	iii
Lista de Figuras.....	iv
Lista de Tabelas.....	vi
Lista de Siglas e Abreviações.....	vii
Sumário.....	vii
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 HIPÓTESE.....	3
3 OBJETIVOS.....	3
3.1 Objetivo Geral.....	3
3.2 Objetivos Específicos.....	3
4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
4.1 Solos.....	4
4.1.1 Propriedades físicas do solo.....	5
4.1.2. Matéria Orgânica do Solo.....	7
4.2 Conceito de qualidade do solo e indicadores de erosão.....	8
4.3 Erosão como fator de degradação do solo.....	12
4.4 Microbacias como unidade de estudos ambientais.....	14
4.5 Isótopos Estáveis e estoque de C e N no solo.....	15
4.6 Mudanças ambientais resultantes do uso e ocupação do território, com enfoque para alterações das características físicas e isotópicas dos solos.....	21
5 MATERIAL E MÉTODOS.....	28
5.1 Localização da área de estudo.....	28
5.2 Características ambientais.....	29
5.2.1 Clima.....	29
5.2.2 Geologia.....	30
5.2.3 Geomorfologia.....	32
5.2.4 Solos.....	34
5.2.5 Recursos hídricos.....	36
5.2.6 Fitofisionomias.....	37
5.3 Material cartográfico e abordagem SIG.....	39
5.3.1 Ferramentas.....	39

5.4 Procedimentos.....	39
5.4.1 Amostragem de solo para análises.....	40
5.4.2 Indicadores de erosão.....	41
5.5 Índices físicos – procedimentos laboratoriais.....	41
5.6 Análise Isotópica de Carbono e Nitrogênio.....	45
5.7 Análise dos dados.....	45
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
6.1 Caracterização e localização dos pontos de coleta das amostras de solo.....	46
6.2 Análises físicas de solo.....	48
6.2.1 Granulometria conjunta.....	48
6.2.2 Índices físicos.....	56
6.3 Carbono, nitrogênio e isótopos relacionados.....	59
6.4 Indicadores de erosão.....	68
7 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	74
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	76

1 INTRODUÇÃO.

A transformação de ambientes naturais para outros antropizados alteram o equilíbrio e a dinâmica natural dos ecossistemas, podendo restringir sua diversidade biótica e abiótica, resultando na alteração de inúmeros processos inerentes a cada ambiente em particular (ALVES, 2010).

As questões relevantes para o planejamento e gestão ambiental, consideram que as relações e interações entre os elementos ambientais e socioeconômicos sejam tratadas de maneira sistêmica nas mais variadas esferas de análise, considerando uso e ocupação da terra, sua organização espacial e o processo de tomada de decisão (CAMPOS, 2010).

Nesse sentido entende-se que os elementos da biosfera são inter-relacionados e que as alterações sofridas por um terço reflexos sobre os demais. Prestar atenção em processos que alteram a dinâmica do ambiente é importante no sentido de contribuir para a utilização dos recursos de modo que sua eficiência não seja comprometida.

A abordagem sistêmica complexa é um mecanismo útil para a solução de problemas práticos, pois estes passam a ser vistos de forma integrada. Compreender o ambiente como sistema é uma etapa fundamental para planejar o uso do espaço geográfico e combater a sua degeneração. Ao tratar os problemas espaciais e mais especificamente o de uso e ocupação da terra, o enfoque sistêmico complexo funciona como agente estruturador das questões ambientais. Além disso, possibilita que o problema possa ser decomposto em questões menores, percebidos como partes de subsistemas (CAMPOS, 2010, p.19).

Estudos que envolvam análise da qualidade ambiental são importantes e necessários quando da gestão dos recursos naturais e devem envolver indicativos que possibilitem racionalizar o uso e manejo dos mesmos (SILVA, 2002). Nesse caso, atenta-se para o uso de indicadores ambientais, instrumento que tem em sua aplicação uma tendência atual, possibilitando acompanhar as modificações que, por ventura, possam vir a ocorrer em um determinado local, podendo servir como auxílio na tomada de decisões (FERREIRA e AMADO, 200?), já que um indicador é “instrumento que permite mensurar as modificações nas características de um sistema” (DEPONTI et al., 2002, p. 25).

Todas as informações levantadas sobre o local de interesse são advindas de parâmetros ou de valores que derivam deles, ou seja, são as propriedades do meio que podem ser medidas. Conforme o enfoque da pesquisa, a gama de variáveis pode ser diversa (ABDON,

2004). Dentre todos os recursos naturais, neste trabalho achou-se viável levar em consideração o solo, pois este é importante para as atividades realizadas pelos seres humanos, admitindo diferentes conceituações conforme o uso que se faz dele, sob diferentes perspectivas e interesses.

No município de Bauru podem-se encontrar ocorrências de alterações tanto das propriedades físicas, químicas e isotópicas do solo decorrentes de processos de alteração da cobertura e formas de manejo. Este município, por conta de seu embasamento geológico de origem sedimentar e consequente formação pedológica com características de solos arenosos, sofre processos de erosão acelerada.

Por outro lado, no município de Bauru ainda ocorrem fragmentos do bioma Cerrado. Este bioma vem sendo severamente impactado e, muitas vezes, a vegetação é substituída por outras devido ao objetivo de uso do solo para finalidades nem sempre justificáveis. Uma das principais consequências da remoção da vegetação original é a aceleração do processo erosivo. Neste sentido, trabalhos de diagnóstico que subsidiem ações de manejo e/ou recuperação são essenciais para controlar o processo erosivo e para “alavancar” ações de recuperação do Cerrado.

2 HIPÓTESE.

Considera-se aqui a hipótese de que a mudança na cobertura da terra gera características do solo que indicam mudanças na performance de execução dos serviços ecossistêmicos normalmente por ele executados e, portanto, na sua qualidade.

3 OBJETIVOS.

3.1 Objetivo Geral.

Avaliar como a alteração da cobertura da terra vem modificando as características do solo, através da análise de indicadores de qualidade.

3.2 Objetivos Específicos.

- Quantificar os teores de C e N no solo, em função da cobertura da terra;
- Determinar os valores médios dos isótopos de C e N para diferentes tipos de cobertura;
- Identificar se há degradação do solo por erosão na microbacia do córrego Rio Verde;
- Avaliar a condição do solo da microbacia do córrego Rio Verde a partir da análise dos indicadores de qualidade de solo utilizados.

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Estudos que consideram os efeitos causados pela ação antrópica em um determinado ambiente e sobre as propriedades do solo são recursos utilizados para avaliações de danos ambientais e servem como subsídio para discussões sobre a conservação do solo e de sua qualidade (ALVES, 2010). Nesse sentido, as propriedades físicas do solo são importantes, pois influenciam diretamente no crescimento de plantas. A elas também estão relacionados o espaço poroso, fornecimento de água e oxigênio, bem como a manutenção de organismos edáficos e da biota do solo. Condições favoráveis de estruturação do solo resultam em condições que beneficiam o movimento da água e a trocas gasosas dentro do perfil, influenciando os processos fundamentais para o funcionamento de diferentes funções do solo (MAFRA et al., 2007).

4.1 Solos.

O solo é um corpo natural tridimensional, que resulta da interação entre clima e organismos, afetando o material de origem rocha, configurando em um relevo que apresenta características que expressam processos e mecanismos relevantes na formação de tal recurso natural (PALMIERI e LARACH, 2004). Sua formação se dá através de elementos que configuram um processo natural marcado pela ação do clima, biosfera, rocha matriz, relevo e tempo (VIEIRA, 1988).

Os solos podem adquirir características antrópicas conforme a forma e o tempo de interação com o homem, por exemplo: a evolução das cidades, falta de conservação em áreas rurais ou urbanas, entre outros.

Solos constituem um dos componentes da biosfera que promovem serviços ecossistêmicos. Serviços ecossistêmicos são as condições e processos promovidos pelos ecossistemas naturais e as espécies biológicas que o compõem e que cujo conjunto consegue sustentar e atender a vida no planeta, sobretudo a vida humana (FISHER et al., 2009; SIMPSON, 2011). Este conceito está fortemente associado ao conceito de qualidade do solo, visto a seguir. Dentre os principais serviços ecossistêmicos que os solos podem exercer, cita-se, por grupos, alguns exemplos (POWLSON et al., 2011):

a) serviços de suporte (serviços necessários para dar apoio aos demais grupos de serviços): formação dos solos, ciclagem de nutrientes, produção primária.

b) serviços de provimento (produtos obtidos de um ecossistema): produção de alimentos, produção de água, recursos genéticos.

c) serviços de regulação (benefícios obtidos quando o funcionamento do ecossistema está em equilíbrio): purificação da água, regulação microclimática, dentre outros.

Para que o solo de uma região possa executar a contento os serviços ecossistêmicos que são esperados, suas propriedades físicas, químicas e hidráulicas precisam estar inalteradas ou alteradas dentro de um limite o qual é ditado pelas características locais e que lhe conferirão o grau de vulnerabilidade. Algumas das principais propriedades são descritas a seguir.

4.1.1 Propriedades físicas do solo.

A textura do solo, determinada pelo ensaio de granulometria, é dada por sua parte sólida ou inorgânica, que pode ter aspecto grosseiro ou argiloso, conforme as características das partículas que o constituem, sendo composto por areia, argila e silte, constituintes da chamada terra fina, além de partículas maiores, como calhaus e cascalhos (RESENDE et al., 2007). Outros atributos, como rocha de origem e grau de intemperização (idade) interferem nesta propriedade (RESENDE, 2007, p. 60).

A textura expressa, na maioria dos casos, as características do material parental, podendo sofrer modificações devido a fenômenos erosivos ou deposicionais acelerados. Tal propriedade “está intimamente relacionada à estrutura, consistência, permeabilidade, capacidade de troca de cátions, retenção de água, fixação de fosfatos”, além de ser utilizada como critério de classificação de solos (OLIVEIRA et al., 1992, p. 35).

A densidade do solo é usada como indicador de compactação, além de medir alterações da estrutura e porosidade do solo (PEQUENO et al., 2010). É o volume do solo natural, incluindo os espaços ocupados pelo ar e pela água. Ela é variável e depende da estrutura e da compactação. Quanto mais estruturado e compactado for o solo, maior será o valor da densidade (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005). A quantidade de matéria orgânica do solo (MOS), quando em abundância, pode baixar consideravelmente o valor da propriedade em questão.

A densidade da partícula, ou massa específica dos sólidos, é uma propriedade caracterizada pela relação pautada entre a massa de uma amostra de solo e o volume ocupado por suas partículas sólidas, desconsiderando o fator porosidade, além de não variar conforme

o manejo aplicado ao solo, pois depende da composição química e mineralógica do solo, além de estabelecer a predominância de componentes inorgânicos ou orgânicos em uma amostra (REINERT e REICHERT, 2006). Para os solos brasileiros, os valores de densidade da partícula “variam entre 2,60 a 2,75, dependendo da composição mineralógica e do teor de MOS no solo. Isso porque os minerais predominantes como o quartzo, feldspatos e as argilas têm pesos específicos dentro daqueles limites” (FREIRE, 2006, p. 28).

A porosidade de um solo indica o volume não preenchido pelas partículas sólidas do mesmo, sendo este volume ocupado por água e ar, ou seja, ocorrem nestes espaços a transferência de partículas sólidas, líquidos, gases e atividades biológicas (GUERRA, 2005). A relação de proximidade e o arranjo das partículas sólidas de um solo são responsáveis pela sua porosidade (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005). A ação de organismos vivos, raízes de plantas ou cultivo da terra aprimoram a porosidade, mas, quando as partículas fragmentadas dos agregados do solo passam a ocupar os espaços cedidos pelos poros, a porosidade diminui (Selby, 1985 *apud* BIGARELLA et al., 2007). A Associação Internacional de Geologia de Engenharia (IAEG) elaborou uma classificação da porosidade em solos (Tabela 4.1).

Tabela 4.1. Classificação da porosidade em solos.

Porosidade (%)	Denominação
> 50	Muito alta
45 - 50	Alta
35 - 45	Média
30 - 45	Baixa
< 30	Muito baixa

Fonte: IAEG (1979).

O grau de saturação corresponde à porcentagem do preenchimento dos vazios do solo por água, ou seja, é a relação entre volume de água e volume de vazios. Se os vazios estiverem 100% preenchidos, diz-se que o solo está saturado. Dependendo da precipitação acumulada, os vazios do solo podem estar mais ou menos preenchidos. Se o grau de saturação for baixo, significa que o solo tem maior capacidade de absorver água da chuva, por exemplo (ORTIGÃO, 2007; LEAL, 2013). A Associação Internacional de Geologia de Engenharia (IAEG, 1979) propôs uma classificação dos solos em conformidade com o grau de saturação dos mesmos (Tabela 4.2).

Tabela 4.2 Classificação de solos conforme o grau de saturação.

Grau de saturação (%)	Denominação
0 - 25	Naturalmente seco
25 - 50	Úmido
50 - 80	Muito úmido
80 - 95	Saturado
95 - 100	Altamente saturado

Fonte IAEG (1979).

4.1.2. Matéria Orgânica do Solo.

A MOS é um indicador de qualidade ambiental usado para detectar a fragilidade e o grau de degradação ou alteração de ecossistemas terrestres (RUIVO et al., 2002). Ela constitui reserva de C, fósforo e enxofre para as plantas, influencia no pH, troca de cátions e ânions, na porosidade e capacidade de retenção de água nos solos (ZECH et al., 1997; RUIVO et al., 2002; PINHEIRO et al., 2004; BARRETO et al., 2008).

Por sua grande importância na ciclagem de nutrientes, a serapilheira é considerada parte integrante dos perfis (RUIVO et al., 2002). Ela se origina, em grande parte, da vegetação terrestre, sofrendo transformações de ordem química e bioquímica que podem levar de segundos a séculos, sendo estas realizadas pela comunidade de organismos do solo, estabelecendo relações com as funções do solo e sustentabilidade agrícola (MAGDOFF e WEIL, 2004; MARSCHNER e RENGEL, 2007 *apud* HAYGARTH e RITZ, 2009).

Araújo et al. (2007) utilizaram, em seu trabalho, atributos físicos como indicadores de qualidade do solo. Através destes atributos e comparando áreas de vegetação nativa com áreas utilizadas para agricultura e reflorestamento, observaram que o tipo de uso e a intensidade desse uso influenciam diretamente na degradação do solo.

Marchão et al. (2007) também avaliaram, em seu trabalho, a resposta de diferentes atributos físicos sob variados usos atribuídos ao solo, comparando dados referentes à áreas de vegetação nativa e áreas destinadas à integração lavoura-pecuária. Como resultados os autores apontaram que todas as áreas cujo uso era o agropastoril apresentaram impactos na qualidade física do solo, com destaque para os primeiros 5 cm de profundidade.

4.2 Conceito de qualidade do solo e indicadores de erosão.

O solo pode ser considerado um recurso natural não renovável, pois na maioria das vezes, a degradação ocorre de forma rápida, contribuindo para o depreciação das suas funções intrínsecas, enquanto que o processo de formação e/ou recuperação dos danos causados é lento (Blum, 1988 *apud* TÓTH et al., 2007).

Para definir qualidade de solo, diversos aspectos são relacionados com a dinâmica dos solos. Por exemplo, a produção agrícola, suporte a ecossistemas mais diversos, desde pastagens até florestas, englobando também solos usados na remediação de áreas urbanas ou industriais contaminadas por poluentes ou áreas em que são exploradas atividades como mineração, fundição e refinaria de materiais, áreas destinadas à conservação ambiental e até mesmo voltadas para recreação ou lazer (KARLEN et al., 1997). Tudo isso vem no sentido de reconhecer que os solos são diferentes e que para cada função específica sua qualidade pode variar sem que isto seja, necessariamente, um fator limitante para seu uso.

O interesse em avaliar a qualidade dos solos aumentou quando se percebeu que este é um recurso natural indispensável para a vida no planeta, sendo um importante componente da biosfera e servindo não apenas para suprir a produção de alimentos, mas também na manutenção local, regional e global da qualidade do meio ambiente terrestre (GLANZ, 1995 *apud* DORAN e ZEISS, 2000).

Desse interesse surgiram duas denominações: qualidade do solo e saúde do solo. O primeiro refere-se à aptidão para um uso específico, sendo definido pela *Soil Science Society of America Ad Hoc Comitee* (KARLEN et al., 1997), como a “capacidade de um tipo específico de solo funcionar dentro dos limites de um ecossistema natural ou manejado para sustentar a produtividade animal e vegetal, manter ou aumentar a qualidade do ar e da água e sustentar a saúde humana e habitação”.

Qualidade do solo também pode ser um índice das condições apresentadas pelo solo, relacionado às necessidades de uma ou mais espécies biológicas e/ou para qualquer uso dado pelo homem, ou seja, as características e propriedades físicas e químicas determinam a qualidade do solo dentro dos limites estabelecidos pelo clima e pelo próprio ecossistema de que o solo faz parte (JOHNSON et al., 1997).

Já o termo saúde do solo aproxima o solo de um sistema vivo e dinâmico. Suas funções são percebidas por uma diversidade de organismos vivos que requerem manejo e conservação, estando relacionado à biodiversidade do ambiente e sua capacidade de resiliência frente a condições adversas, sendo mais sensível a perturbações antropogênicas por

admitir a característica sistêmica às relações existentes no ambiente (DORAN e ZEISS, 2000). Assim, ao solo estariam intrínsecas funções, como sustentar a produtividade biológica, promover qualidade ao meio ambiente e manter a saúde de animais e da vegetação.

Três fatores estão intrinsecamente relacionados à qualidade do solo: propriedades químicas, físicas e biológicas; condições ambientais externas (como clima, fatores relacionados à hidrologia, entre outros) e a forma de uso e ocupação. Estes elementos estão interligados e, se houver alteração, positiva ou negativa, em um deles, os outros sofrerão impactos, positivos ou negativos, devido a essa alteração.

Vezzani e Mielniczuk (2009) apontam sobre a tentativa de se estabelecer um índice que retrate a qualidade do solo. Entretanto, para Volk (2002), citando diversos autores, medições não são capazes de indexar qualidade, pois esta está intrínseca ao fim destinado ao solo, ou seja, para cada diferente uso atribuído, diferentes serão as necessidades e as exigências que se farão deste recurso natural.

Portanto, aponta-se para a importância da definição dos objetivos ou funções esperadas, sendo que, quando estas são criteriosamente definidas, indicadores podem ser usados como parâmetros de capacidade do solo em responder positivamente ao uso proposto, seja ele para fins econômicos ou de conservação ou preservação ambiental.

O conceito de qualidade do solo e o índice proveniente do mesmo devem ser tratados de maneira sistêmica, ou seja, devem descrever o mais perto possível os processos ecológicos que ocorrem no solo, levando em conta o todo e as relações entre as partes (DORAN, 1997). Vezzani e Mielniczuk (2009), citando Doran e Parkin (1994), colocam que um indicador de qualidade do solo deve abranger e atender critérios como:

...elucidar processos do ecossistema e relacionar aos processos-modelo; integrar propriedades biológicas, físicas e químicas do solo e os respectivos processos; ser acessível a muitos usuários e aplicável a condições de campo; ser sensível a variações de manejo e de clima ao longo do tempo; e, quando possível, ser componente de banco de dados já existente (DORAN e PARKIN, 1994).

Dessa forma, entende-se que, considerando a avaliação e a aplicação de indicadores de qualidade de solo, deve ser levado em conta não apenas os resultados quantitativos obtidos por meio de análises de laboratório. Os aspectos qualitativos destes resultados devem ser encarados de forma que estes sirvam como base para ações futuras de manejo não somente do recurso natural solo, mas também tendo uma visão integrada dos outros componentes ambientais envolvidos nos processos. Por estas razões é que se deve levar em conta os

aspectos bióticos, abióticos e antropogênicos que possam causar interferências ou que possam vir a ser interferidos por estas ações de manejo e planejamento do uso do solo (Arshad e Coen, 1992 *apud* VEZZANI e MIELNICZUK, 2009).

Outro ponto relevante é a percepção do solo como componente de processos ecológicos, cuja conservação é necessária para manutenção do equilíbrio ecossistêmico e das próprias atividades humanas, atividades estas que podem degradar o solo em prol de benefícios à sociedade (HARRISON e STRAHM, 2008).

Por conta disso considera-se, quando da análise integrada da qualidade do solo, a perda por erosão hídrica. Este é um fator considerável, já que a erosão não só reflete em mudanças na propriedade do solo, mas também no potencial de produção agrícola (OKOBA E STERK, 2006a).

Em relação aos indicadores de erosão, Okoba e Sterk (2006a) desenvolveram uma série de situações observáveis e que indicam o grau de degradação do solo e a possibilidade de reversão dessa degradação. Okoba e Sterk (2006b) organizaram em forma de tabela os indicadores desenvolvidos, culminando nas informações contidas na Tabela 4.3.

Os mesmos autores ainda comentam que os indicadores podem se referir a impactos reversíveis e irreversíveis ou de difícil recuperação, sendo que o primeiro remete a quadros erosivos atuais e o segundo as erosões antigas, conforme apresentado na Tabela 4.4.

Para refinar o levantamento das áreas e a aplicação dos dados qualitativos, Okoba e Sterk (2006b) contaram com o conhecimento de produtores rurais do Quênia principalmente para identificar e classificar formas erosivas, visando à aplicabilidade dos mesmos. Os resultados quanto ao uso dos indicadores propostos foram satisfatórios, pois mostraram que o risco ou extensão do dano ao solo pela erosão era dependente do número e tipo dos indicadores de erosão. Além disso, eles foram considerados úteis para identificar áreas que requeriam atenção para aplicação de nutrientes ou conservação do solo.

Saber sobre a possibilidade de reversão de quadros erosivos é fundamental para direcionar ações de recuperação e manejo de áreas degradadas, de forma a agregar informações e considerações aos estudos que envolvem indicadores de qualidade do solo, pois remetem a aspectos referentes ao planejamento, gestão e uso e ocupação futuro dessas áreas.

Tabela 4.3. Indicadores de erosão e sua descrição.

Indicadores de erosão	Breve descrição
Pedestais de salpicamento	Descreve crateras criadas pelas gotas de chuva e coluna de solos protegidas por rochas, raízes ou resíduos de culturas. Comumente encontradas embaixo ou fora da copa das árvores.
Lavagem de camada	Marcada pelo caminho deixado pelo fluxo de escoamento em superfície lisa que mostra a direção do fluxo.
Ravinas	Canais contínuos ou descontínuos. Desenvolvimento após intensos episódios e chuva, começando de uma curta distância do cume ou base de uma planta, devido às estruturas da folha que concentram e interceptam nas copas a água da chuva.
Raízes expostas	Exposição de raízes aéreas depois que a camada superficial do solo é removida pelo escoamento e salpicamento das gotas de chuva no solo. Indica que a superfície do solo foi removida enfraquecendo a estabilidade das culturas.
Sedimentação	Identificada pelo soterramento de culturas/gramíneas ou deposição de um “novo solo”. Marcada por área fértil ou infértil. O material solo pode ser rico em nutrientes ou depósito grosseiro de areia/pedregulho.
Rompimento de estruturas ligadas à conservação do solo	Marcado por lacunas em faixas contínuas de estruturas de conservação. Revela escoamento excessivo que pode não ser contido pelas estruturas existentes.
Pedregosidade	Pequenas pedras soltas depositadas na superfície do solo. Sobrepondo camadas superficiais e subsuperficial de solo removidos por erosão hídrica.
Afloramentos rochosos	Rochas parcialmente expostas. Indica que os solos são rasos e lavados pelo fluxo de escoamento, expondo a rocha-mãe.
Voçorocas	Maiores que ravinas e se distinguem das mesmas quando uma criança de 7 anos de idade não consegue atravessá-la.
Solos vermelhos	Solos escuros superficiais são removidos pelo escoamento. Forte indicador de solos improdutivos e severamente erodidos.
Solos soltos	Solos propensos à erosão eólica e facilmente levados por água de enxurrada. Eles não são escuros ou vermelhos, mas possuem pouca capacidade de retenção de água. Eles não ocupam grades áreas uma vez que são intercalados entre solos vermelhos ou escuros.

Fonte: Okoba e Sterk (2006b).

Tabela 4.4. Classificação dos indicadores de erosão quanto à possibilidade de reversão do problema.

Indicadores de erosões atuais (reversíveis)	Indicadores de erosões antigas (irreversíveis)
Ravinas	Exposição de rochas
Pedestais de salpicamento	Exposição de raízes (em arvores)
Sedimentação	Pedregosidade
Lavagem de camadas	Solos Vermelhos
Exposição de raízes (em culturas alimentares)	Voçorocas
Quebras das estruturas ligadas à conservação do solo	Solos soltos

Fonte: Okoba e Sterk (2006b).

4.3 Erosão como fator de degradação do solo.

Neste meio século que se passou, estima-se que mais da metade dos serviços ecossistêmicos que o planeta poderia nos provir foi perdido devido a várias formas de degradação ambiental (KINZIG et al., 2011). Para o caso dos solos, as causas de degradação são muitas, variando em complexidade, natureza e dimensões (ZELEQUE et al., 2006, *apud* ADHIKARI e NADELLA, 2011) e podem ser abordadas como resultado da combinação de variáveis sociais, econômicas, culturais, políticas e biofísicas que interagem entre si em diferentes escalas espaço-temporais (DAILY, 1995 *apud* ADHIKARI e NADELLA, 2011).

Erosões podem se manifestar na forma laminar, de ravinas e voçorocas. É um fenômeno geológico que ocorre independente da ação humana. Entretanto, pode ter seu equilíbrio rompido a partir das intervenções antrópicas, se tornando um processo destrutivo, que degrada fertilidade e estrutura do solo, entre outras propriedades intrínsecas ao recurso natural (LAL, 2003).

Alguns fatores podem influenciar no desenvolvimento de quadros erosivos. O clima é o agente ativo da erosão hídrica e, quando combinado ao tipo de uso destinado ao solo e às condições agrícolas de uma região, pode estabelecer risco elevado de ocorrência de erosões (McCOOL e WILLIAMS, 2008). Outro fator condicionante levantado diz respeito às características da chuva, ou seja, sua erosividade. Estudos empíricos mostram que existe correlação entre a intensidade da chuva e a perda de solo, sendo que quanto maior a energia cinética das gotas de chuva, maior sua capacidade de destruição das estruturas e agregados do solo (JEBARI et al., 2012).

A topografia do terreno também é levada em conta, sendo que comprimento, declividade, uniformidade, concavidade e convexidade de uma encosta são características que, em combinação a outras, podem determinar o estabelecimento e desenvolvimento de erosão (McCOOL e WILLIAMS, 2008; MARTTILA e KLOVE, 2010).

Outros dois fatores determinantes são a formação de canais de fluxo concentrado e características do solo. Em relação aos canais de fluxo, a maior dificuldade está na sua classificação, ou seja, qual o tamanho que um sulco deve ter para ser considerado um canal de fluxo, pois estes coletam e convergem o escoamento superficial do terreno (McCOOL e WILLIAMS, 2008).

Em relação às características do solo, pode-se dizer que a resistência do solo à erosão, ou a erodibilidade, está diretamente ligada à sua textura, estrutura e MOS. Dessa forma, diferentes granulometrias resultarão em diferentes respostas ao risco de desenvolvimento de quadros erosivos. Em linhas gerais, solos ricos em argila são os menos propensos a erodir, enquanto que solos predominantemente arenosos são os mais facilmente desagregáveis, mas menos propensos a erodir por conta da alta capacidade de infiltração; solos de textura média e com alto teor de silte são os que tendem a erodir (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

Além disso, o impacto das gotas de chuva e o escoamento superficial atuam de forma a romper os agregados do solo e expor a MOS às forças erosivas da água e/ou vento, bem como a outros processos pedológicos, de forma a contribuir para a redistribuição do C orgânico do solo ao longo da paisagem. Este processo ocorre de forma a concentrar C orgânico do solo em áreas deposicionais localizadas, principalmente, próximas ao local da erosão (SMITH et al., 2005; QUINE e Van OOST, 2007; VANDENBYGAART et al., 2012).

Existe relação, até certo ponto, positiva entre erosão e perda de C orgânico do solo e geralmente há maior concentração do C em sedimentos carreados para pontos mais baixos do terreno (VANDENBYGAART et al. (2012). Quine e Van Oost (2007) analisando esta correlação, apontaram como de grande importância a análise desta situação em escala local. Eles observaram que a concentração de C de solos erodidos era continuamente diminuída, pois o C recém assimilado era frequentemente exportado da área da erosão.

Sendo assim, áreas manejadas pela agricultura, por exemplo, sofrem modificações nas propriedades do solo quando acometidas por erosões, já que a redistribuição do solo ao longo da paisagem é importante para controlar as alterações espaciais e em profundidade da dinâmica do C, por exemplo, dentro de uma bacia hidrográfica.

Portugal et al. (2008), citando vários autores, evidenciam que os processos acelerados de degradação do solo, como por exemplo erosão, mineralização da MOS, entre outros, são resultantes da substituição de ecossistemas naturais por ecossistemas cultivados. Além de alterações na dinâmica do C e do declínio nos teores de C no solo, o ciclo do N também sofre alteração devido a degradação do solo, “pois a MOS, sua principal fonte, está concentrada na superfície do solo e é perdida seletivamente por erosão” (BORTOLON et al., 2009, p. 1637).

Dessa forma, solos degradados e com baixos teores de C se não estiverem adubados com N mineral ou produtos correlatos, tendem a apresentar também baixos teores de N, já que ambos os elementos estão associados e sofrem perdas conjuntas quando expostos a quadros de erosão e escoamento superficial (PORTUGAL et al., 2008).

4.4 Microbacias como unidade de estudos ambientais.

É importante esclarecer que processos de perda de solo e nutrientes afetam outros componentes do ecossistema, seja ele com condições próximas das encontradas em ambientes naturais ou seriamente antropizados, como no caso de áreas urbanas e/ou de cultivos em áreas rurais. Por conta disso é que se entende como unidade de estudo o sistema integrado e aberto denominado bacia hidrográfica. Carmo e Silva (2010, p. 2), citando diversos autores, entendem que as bacias hidrográficas contribuem para uma avaliação apropriada dos impactos ambientais causados pela ação do homem no meio, o que pode, porventura, causar riscos e/ou danos ao equilíbrio de ecossistemas. Bacia hidrográfica pode ser conceituada como sendo:

Um sistema que compreende um volume de materiais, predominantemente sólidos e líquidos, próximos à superfície terrestre, delimitado interna e externamente por todos os processos que, a partir do fornecimento de água pela atmosfera, interferem no fluxo de matéria e de energia de um rio ou de uma rede de canais fluviais. Inclui, portanto, todos os espaços de circulação, armazenamento e de saídas de água e do material por ela transportado, as quais mantêm relações com esses canais. (RODRIGUES e ADAMI, 2005, p. 147-148).

Adotar uma bacia hidrográfica como unidade de estudo e análise vem no sentido de aceitar que todas as atividades humanas, estejam elas ligadas ao meio urbano ou rural, serão impressas sobre as condições ambientais de determinado local. Todos os processos que se desenvolvem em uma bacia serão concebidos dentro deste sistema, sendo que a forma de ocupação do território e o manejo de solo e água adotados terão, dentro do sistema, consequências sobre os recursos naturais (PORTO e PORTO, 2008), operando como ferramenta para gerenciamento de recursos naturais e decisões políticas relacionadas ao meio ambiente (TUNDISI, 2003).

4.5 Isótopos Estáveis e estoque de C e N no solo.

Isótopos estáveis constituem um grupo os quais não emitem radiação. Os isótopos estáveis mais comuns com interesse para estudos biológicos são carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N) e enxofre (S), pois são encontrados naturalmente, sendo que cada elemento apresenta um isótopo leve (^{12}C , ^1H , ^{16}O , ^{14}N , ^{32}S) e um ou mais pesado (^{13}C , ^2H , ^{17}O , ^{18}O , ^{15}N , ^{33}S , ^{34}S , ^{36}S) (Ducatti, 2000 *apud* SLEIMANN, 2006). Eles ocupam a mesma posição na tabela periódica (KELLY, 2003) e são definidos como átomos de um mesmo elemento que possuem mesmo número de prótons, mas diferente número de nêutrons. Por serem do mesmo elemento, isótopos estáveis sofrem as mesmas reações químicas, mas, por possuírem tamanho e peso atômico diferentes, eles reagem em ritmos distintos (VAGEN et al., 2006).

Podem ser aplicados e servir como base para o estudo e entendimento dos impactos que desequilibram o funcionamento e estrutura dos ecossistemas por conta de seu uso indiscriminado (Boutton et al., 1998; Staddon, 2004; *apud* VAGEN et al., 2006). Sendo assim, a mensuração da alteração da qualidade da MOS pode ser analisada por meio de sua composição isotópica, levando em conta, por exemplo, isótopos estáveis de C e N (PEREIRA e BENEDITO, 2007).

Quando se analisa a composição isotópica do C, utiliza-se um padrão internacional, que no caso, é a rocha calcária dolomítica do fóssil belemmitela (*Belemmita* sp.) encontrada na formação geológica PeeDee, na Carolina do Norte, Estados Unidos, sendo que os desvios em relação ao padrão são chamados de unidade (δ) e, como estes desvios são pequenos, são expressos em partes por mil (‰) (ALVES et al., 2006).

O N tem como padrão o gás N_2 atmosférico. Uma amostra natural de N tem composição aproximada de 99,635% de ^{14}N e 0,365% de ^{15}N . Entretanto, esta composição

pode ser alterada, evidenciando uma abundância artificial do referido elemento. Como exemplo pode-se citar um fertilizante nitrogenado enriquecido em ^{15}N , com proporção de 10% de ^{15}N e 90% de ^{14}N (PEIXOTO, 2002). Assim, os valores correspondem à razão entre isótopos pesados e leves em cada amostra analisada (PEREIRA e BENEDITO, 2007).

Sendo assim, a composição isotópica, em termos de diferença do isótopo da amostra em relação ao padrão, é obtida pela equação abaixo (PETTERSON e FRY, 1987).

$$\delta(\text{‰}) = \left(\frac{R_{\text{amostra}}}{R_{\text{padrão}}} - 1 \right) * 10^3 \quad (1)$$

Onde: δ é o valor de ^{13}C ou ^{15}N e R corresponde à razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$.

Os resultados obtidos a partir de δ dizem respeito à medida da quantidade de isótopos leves e pesados em uma dada amostra. Esta uma relação é inversamente proporcional, ou seja, quanto mais baixo o valor desta relação, denota-se decréscimo no conteúdo de isótopo pesado e aumento no conteúdo do isótopo leve e vice-versa. No caso do C, a fração leve (^{12}C) é mais abundante na natureza, com ocorrência de aproximadamente 98,89% em relação ao C total. Já o ^{13}C é menos abundante, sendo que, em relação ao C total, apresenta ocorrência de cerca de 1,11% (PETERSON e FRY, 1987). Algumas reações podem alterar a razão $^{12}\text{C}/^{13}\text{C}$, fracionando os isótopos estáveis. Entretanto, este fracionamento é relativamente pequeno, requerendo espectrômetro de massa para detectar estas pequenas diferenças (PETERSON e FRY, 1987).

As variações da composição isotópica de C ocorrem por conta dos diferentes ciclos de carboxilação responsáveis pela assimilação do CO_2 atmosférico pelas plantas. As plantas de ciclo C_3 (ciclo de Calvin) fixam o CO_2 atmosférico através da enzima RUBISCO (ribulose bifosfato carboxilase/oxigenase) e reduzem o CO_2 em um composto formado por 3C; as do ciclo C_4 (ciclo de Hatch-Slack) atuam através da enzima PEP carboxilase, reduzindo o CO_2 em um composto formado por 4 C. Entretanto, a enzima RUBISCO discrimina o isótopo pesado do C (^{13}C) em relação ao isótopo leve (^{12}C) muito mais do que a PEP carboxilase, resultando em menor acúmulo de ^{13}C pelas plantas de ciclo C_3 (ALVES et al., 2006; LEMMA et al., 2006).

Sendo assim, a composição isotópica do C da MOS (^{12}C e ^{13}C) pode fornecer extensa resolução taxonômica e distinguir plantas com ciclos fotossintéticos C_3 de outras com ciclo C_4

(BIEDENBENDER et al., 2004), já que o acúmulo de material orgânico no solo em sistemas naturais é composto basicamente pela entrada de serapilheira em superfície e de raízes em profundidade (GLEIXNER, 2005).

Dessa forma, isótopos estáveis podem ser considerados traçadores ambientais naturais, sendo que, no caso de C e N, os isótopos ^{13}C e ^{15}N assumem este papel. No caso do ^{13}C , a sua capacidade de distinguir materiais orgânicos derivados de diferentes grupos de plantas é a chave para sua utilização, pois em estudos da origem de C no solo pressupõe-se que a MOS reflete o material do qual se derivou (ALVES et al., 2006).

Quando há a substituição de um tipo de vegetação para outro (variando os ciclos de carboxilação C_3 e C_4), espera-se ocorrer uma mudança no padrão isotópico da MOS do local, o que pode ser identificado com levantamento de informações sobre a assinatura isotópica estável do C, que se baseia nas diferentes composições do ^{13}C de plantas C_3 e C_4 e sua preservação na MOS (PESSENDA et al., 2004).

Fernandes et al. (2007) investigaram, através da técnica do ^{13}C , se houve alteração no padrão isotópico do C na MOS sob cerrado e pastagens no Pantanal Mato-Grossense, sendo que a vegetação original na área era o cerrado. Eles observaram que houve incremento de C orgânico nas áreas de pastagens, com incorporação ocorrendo mais rapidamente na camada superficial do solo, evidenciando a substituição do padrão de vegetação com ciclo C_3 para ciclo C_4 .

Nesse sentido, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ são utilizados para identificar qual proporção da MOS é derivada de material orgânico da vegetação original e da nova vegetação implantada, tanto nos horizontes superficiais ou em profundidade nos perfis de solo, bem como quantificar a taxa de substituição do C derivado da antiga vegetação para a nova, já que esta alteração persiste por um determinado período de tempo.

Mudanças na cobertura da terra induzem a mudanças na dinâmica do C e N, principalmente quanto ocorre a substituição de vegetação nativa por cultivos agrícolas, ou seja, alteração tanto na estrutura quanto na função do padrão de vegetação. Isto afeta principalmente a movimentação e a armazenagem do C e N na MOS (BIGGS et al., 2002; VAGEN et al., 2006; OELBERMANN e VORONEY, 2007; AWITI et al., 2008).

Outros fatores determinam a assinatura isotópica do ^{13}C nas plantas, as quais serão incorporadas no solo como material orgânico. Além da variação nos ciclos fotossintéticos, estão relacionadas, de acordo com diversos autores citados por Powers e Schlesinger (2002), a disponibilidade de água, nível de irradiância, aspectos altitudinais e latitudinais, efeito de

Suess (alterações no $\delta^{13}\text{C}$ do CO_2 atmosférico devido à queima de combustíveis fósseis com assinatura isotópica diferente), reassimilação do CO_2 respirado, entre outros.

Plantas de ciclo C_3 apresentam os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variando de -33‰ a -22‰, com valor médio de -27‰ em relação ao padrão, enquanto que para as plantas com ciclo C_4 , os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variam entre -17‰ e -9‰, com valor médio de -14‰ (STEVENSON et al., 2005; VAGEN et al., 2006). A notação “‰” (partes por mil) é devido ao fato dos valores resultantes serem muito baixo e esta é uma forma de torná-los mais facilmente compreensíveis.

Admite-se, então, que a aplicação da técnica dos isótopos estáveis auxilia no entendimento e estudo da dinâmica do C no solo, sendo que seu uso viabiliza estudos em diversas escalas temporais, de poucos anos até centenas de anos (BERNOUX et al., 1998; BIGGS et al., 2002), o que remete, também, à possibilidade de desenvolvimento de estudos paleoambientais.

A aplicação da técnica também é válida para estudos em áreas onde ocorrem usos mais complexos, como no caso de sistemas agroflorestais, que combinam diferentes tipos de vegetação, ou onde a transição entre tipos de vegetação (C_3 e C_4) não é abrupta, onde há controle sobre tipo de vegetação cultivada (somente C_3 ou C_4) ou quando ocorre a mistura de plantas C_3 e C_4 em uma mesma área cultivada (Diels et al., 2001 *apud* OELBERMANN e VORONEY, 2007).

Além disso, a relação dos isótopos estáveis de C da MOS pode ser usada como traçadores do fluxo regional e global do C (EHRLINGER et al., 2002). O CO_2 atmosférico é a fonte de C para as plantas, independentemente de ciclo fotossintético e alterações nos níveis de CO_2 atmosférico (EHRLINGER, 2005). A discriminação do isótopo do C em plantas C_3 e C_4 varia por conta de fatores fisiológico das plantas e fatores meteorológicos. Além disso, o desmatamento ou a substituição de ambientes florestais para pastagens altera a dinâmica do fluxo do C em nível regional e até mesmo global (EHRLINGER et al., 2002).

Plantas C_4 mantêm um sistema atmosférico mais rico em CO_2 . Atmosfera mais elevada em CO_2 pode propiciar o crescimento das plantas, já que elas fixarão mais C durante a fotossíntese, aumentando a produção de biomassa (PATAKI et al., 2003; SCHIMEL et al., 2004). Atmosfera rica em CO_2 favorece plantas C_3 , pois elas podem absorver mais CO_2 e perder menos água durante a fotossíntese, por conta da diminuição da abertura estomática, mantendo sua estrutura interna mais enriquecida em CO_2 (EHRLINGER e CERLING, 2002).

Os estudos voltados para análise e interpretação das alterações ocorridas na MOS são importantes não só pelo impacto que esta tem na qualidade do solo, mas também pelo fato de esta ser a maior reserva mundial de C, extrapolando os teores armazenados na biosfera

terrestre e na atmosfera. Entender as alterações ocorridas na MOS é importante devido ao aumento drástico do lançamento e concentração do CO₂ na atmosfera, sendo que o comportamento do solo como dissipador ou fonte para este CO₂ ainda é base para debates (BELLANGER et al., 2004).

Assim como o C orgânico pode ser afetado mediante alterações no uso e ocupação do solo, o mesmo pode ocorrer com a dinâmica do N, resultando em degradação do solo (LEMMA e OLSSON, 2006).

Isso afeta direta ou indiretamente o balanço do N nos ecossistemas terrestres, seja pela aplicação de fertilizantes, o que aumenta a produção de biomassa, eleva os valores de N na colheita e aumenta a perda de N por meio de amônia, volatilização, lixiviação do NO₃ ou emissão de N₂O, seja pelo corte de vegetação ou atividades de pastoreio, com maior perda de N, seja pelo desequilíbrio no balanço de N por conta do aprimoramento da atividade microbiana, que sujeita o N a mineralização, imobilização e/ou denitrificação (WATSKA et al., 2006).

Awiti et al., (2008), citando Robinson (2001), afirmam que os valores do $\delta^{15}\text{N}$ refletem processos relativos ao ciclo do N e este é influenciado pelo uso e ocupação ou alteração da cobertura vegetal. Dessa forma, ambientes com perda deste nutriente ou com baixa taxa de entrada do mesmo no sistema tendem a ser enriquecidos com $\delta^{15}\text{N}$ e, ambientes como florestas naturais ou remanescentes de mata, onde não há significativa perda de N, tendem a ser empobrecidos de $\delta^{15}\text{N}$, refletindo o efeito do manejo ou de sua ausência no ciclo do N.

Lemma e Olsson (2006), citando Högberg (1997), afirmam que a variação dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ na biosfera resulta do fracionamento isotópico em processos físicos, químicos e biológicos, sendo que processos que resultam na perda no N para o meio depreciam o teor de ^{15}N nos compostos (NO₃⁻, N₂O, NO, N₂, NH₃) que contribuem para o enriquecimento do ^{15}N nos compartimentos residuais (N orgânico, NH₄⁺, NO₃) do solo e ecossistema, ou seja, o fracionamento proporciona enriquecimento de ^{15}N por conta da decomposição da MOS na medida em que aumenta a biomassa microbiana enriquecida em ^{15}N .

O N orgânico tende a ter $\delta^{15}\text{N}$ mais abundante na superfície do solo e o inorgânico é mais expressivo em profundidade, área em que há decréscimo no teor do N orgânico. Sendo assim, em profundidade, o N inorgânico é controlado, também, por reações como nitrificação, denitrificação, lixiviação do nitrato e absorção de amônia por argilas (NADELHOFFER e FRY, 1994; KENDALL, 1998 *apud* KRULL e SKJEMSTAD, 2003), o que tem, tanto em superfície como em subsuperfície, efeito na abundância do ^{15}N em solo e plantas

(NADELHOFFER e FRY, 1994; HÖGBERG, 1997; HOPKINS et al., 1999 *apud* AWITI et al., 2008).

Para Watska et al. (2006) os valores de $\delta^{15}\text{N}$ refletem não só o fracionamento do estoque de N no solo durante a transformação do N, mas também confirma sua origem proveniente de diversas fontes, como por exemplo, através da aplicação de fertilizantes, que podem alterar os valores de $\delta^{15}\text{N}$ de plantas e solos, principalmente quando sua aplicação é em longo prazo. Liao et al. (2006) ainda apontam que, em escala global, os valores de $\delta^{15}\text{N}$ estão positivamente correlacionados com a temperatura média anual e negativamente com a precipitação média anual, o que afeta o estoque do N em escala local. Em escala local o $\delta^{15}\text{N}$ é influenciado pela quantidade e qualidade da material orgânico que entra no sistema, por fontes provedoras de N e fracionamento isotópico resultante das transformações do N, bem como pelo grau de humificação e de decomposição deste material, ou seja, processos bióticos e abióticos.

Por conta disso os valores de $\delta^{15}\text{N}$ variam de solos agrícolas para solos florestais, sendo que o primeiro, por possuir outras fontes de N_2 , como a fixação biológica e aporte de N devido à aplicação de fertilizantes, apresentam valores de $\delta^{15}\text{N}$ de aproximadamente 7‰. Os solos florestais, cuja fonte principal de N é o ar atmosférico, apresentam valores de $\delta^{15}\text{N}$ que se aproximam de 1‰. Entretanto, se houver outras fontes de N_2 , como por exemplo, fertilizantes e fixação biológica do N_2 , este valor pode ser enriquecido em $\delta^{15}\text{N}$. De qualquer forma, os solos ganham entrada de N e, depois de metabolizá-lo, libera ^{15}N empobrecido por conta da denitrificação, volatilização da amônia, e lixiviação do nitrato – por conta disso os solos se tornam mais enriquecidos em ^{15}N (YONEYAMA, 1996).

Sendo assim, como processos de discriminação isotópica dependem da disponibilidade do N, a discriminação e enriquecimento de ^{15}N nos compartimentos de ecossistemas podem ser proporcionais ao balanço de entrada e saída deste elemento, confirmando a aplicação do $\delta^{15}\text{N}$ como indicador de mudanças no ciclo do N, em estudos que delimitam sua origem no solo em diferentes ecossistemas ou regiões com usos da terra, em estudos em áreas degradadas por conta da conversão de ambientes naturais em áreas agrícolas (YUN e RO, 2009; HÖGBERG e JOHANNISSON, 2003 *apud* WATSKA et al., 2006; FAO, 1986, HURNI, 1993, PICCOLO et al., 1996 *apud* LEMMA e OLSSON. 2006).

Liao et al. (2006) avaliaram a dinâmica do N em solo onde houve substituição do padrão de vegetação original, pastagens naturais, para plantas lenhosas. Valores maiores de ^{15}N foram encontrados em solos sob vegetação lenhosa do que em solos sob pastagens, enriquecendo a MOS em N e evidenciando que a alteração nos valores de ^{15}N pode estar

relacionada com mudanças no padrão vegetacional da área de estudo assim como o C contido na MOS.

4.6 Mudanças ambientais resultantes do uso e ocupação do território, com enfoque para alterações das características físicas e isotópicas dos solos.

O solo desempenha importante papel dentro do estudo da paisagem, pois faz ligação entre hidrosfera e atmosfera, funciona como agente armazenador, sustenta transformações e garante as funções ecossistêmicas (HAYGARTH e RITZ, 2009).

Na maioria das vezes, “ecossistemas naturais apresentam uma integração harmoniosa entre a cobertura vegetal e os atributos físicos, químicos e biológicos do solo, decorrente de processos essenciais de ciclagem de nutrientes, acumulação e decomposição do material orgânico ali depositado (SILVA et al., 2007, p. 1755). Na medida em que estes ecossistemas naturais vão sendo substituídos por culturas agrícolas ou a áreas sofrem o processo de urbanização ou industrialização, alterações de impacto negativo podem ocorrer nestes atributos, provocando degradação do recurso natural solo (KAISER et al., 1995 e CENTURION et al., 2001 *apud* SILVA et al., 2007).

A degradação afeta as condições adequadas ao crescimento e desenvolvimento de plantas, bem como a manutenção da diversidade de organismos no solo (DORAN e PARKIN, 1994 *apud* CARNEIRO et al., 2009). A degradação e o grau do impacto gerado geralmente estão relacionados ao uso e manejo adotados no sistema produtivo, sendo que práticas conservacionistas como adubação verde, plantio direto, cana sem queima, rotação de culturas, existência de matas ciliares e áreas de preservação permanente, entre outras, minimizam impactos negativos (KAISER et al., 1995 *apud* SILVA et al., 2007). Estas práticas auxiliam na manutenção e equilíbrio das relações existentes entre propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, sendo que quando são alteradas, estrutura, atividade biológica e fertilidade podem ser diretamente impactadas (BROOKES, 1995 *apud* CARNEIRO et al., 2009).

Sendo assim, entende-se que a variação no manejo e uso do solo pode comprometer os condicionantes necessários para o crescimento e desenvolvimento de plantas, bem como a capacidade do solo em resistir à erosão, já que os agregados do solo também podem ficar comprometidos (SCHICK et al., 2000).

A relação entre as características de um solo e a forma com que se usa este solo é fundamental para a manutenção dos bens e serviços ecossistêmicos locais e regionais. Isto é porque um serviço ecossistêmico pode ser impactado se houver alteração ou manejo

inadequado no outro, comprometendo funções culturais, de armazenamento, fornecimento e regulação, como ciclagem de nutrientes, suprimento de água e alimentos, controle de doenças e enchentes, serviços recreacionais, culturais, entre outros (HAYGARTH e RITZ, 2009).

Se não há planejamento no manejo na ocupação da terra ou esta é inadequado ou insuficiente, as funções do solo ficam comprometidas, afetando os usos destinados a ele.

A degradação do solo é um problema global e pode ser observada nas mais diversas regiões de todos os continentes (KAWY e BELAL, 2011). Em sistemas agrícolas, os solos são frequentemente impactados, expostos a estresses mecânicos e hidráulicos que causam alterações de ordem física e biológica em suas propriedades, como por exemplo, o tráfego de veículos, o clima, o próprio cultivo, entre outros (GREGORY et al., 2009; DÖRNER et al., 2011).

A aplicação indiscriminada de agroquímicos nos sistemas de produção tem efeitos negativos sobre o ambiente, pois eles podem conservar-se quimicamente ativos no solo, degradar-se após a aplicação ou serem transportados para outros locais, neste caso, comprometendo a qualidade das águas superficiais e subterrâneas (SPADOTO, 2004).

A contaminação pode ocorrer por meio de processos que envolvem a lixiviação dos agrotóxicos através do perfil de solo. Algumas características do agrotóxico, como sua capacidade de adsorção e potencial de solubilidade em água, e do solo favorecem este processo. Solos arenosos com baixa capacidade de retenção e de água e, portanto, com maior capacidade de infiltração favorecem a mobilidade dos agrotóxicos perfil abaixo, comprometendo a integridade da água de aquíferos. A contaminação também pode ocorrer via escoamento superficial, sendo que as águas superficiais são mais vulneráveis a este mecanismo de locomoção dos agroquímicos (FAY e SILVA, 2004; VIEIRA, 2012).

Além de ser potencial contaminante em águas e solos, agroquímicos também ameaçam a micro, meso e macrofauna dos mais variados ambientes, podendo, conforme suas propriedades, ser agente bioacumulador, sendo transportado via cadeia alimentar. Podem também alterar o no ciclo da matéria orgânica, com efeitos na relação carbono/nitrogênio (C/N) e na capacidade de troca catiônica (CTC), entre outros efeitos (FAY e SILVA, 2004; VIEIRA, 2012).

Para Bengtsson (2002), os distúrbios de ordem natural ou antropogênica podem ser caracterizados conforme sua frequência, duração, extensão espacial, intensidade ou severidade, admitindo escalas espaço-temporais. Entretanto, estes distúrbios são parte integral dos ecossistemas e fundamentais para sua dinâmica, sendo que os de ordem natural são

importantes até mesmo para manutenção da diversidade no local (CONNELL, 1978, GILLER, 1996 *apud* BENGTTSSON, 2002).

Contudo, essa dinâmica natural e, por vezes, benéfica ao ecossistema, pode ser profundamente impactada quando da interferência humana, que alterou e vem alterando de maneira significativa o regime de perturbações naturais, mudando sua frequência, intensidade e padrões espaciais, além de inserir novas variáveis, como a lavoura, pesticidas e o desflorestamento (BENGTTSSON et al., 2002).

Sendo assim, fatores sociais, econômicos e ambientais auxiliam na regulação e equilíbrio de ambientes naturais ou voltados para a produção agrícola e a intervenção humana pode alterar essas condições favoráveis de tal forma que inviabilize o cultivo e comprometa a qualidade do solo, água, etc. (MARZALL, 2007). O manejo adequado do solo pode permitir que este recurso natural consiga se recuperar de situações de estresse induzidas pelos seres humanos ou não (DÖNNER et al., 2011).

Quando o solo assume papel na ciclagem de nutrientes, este vem de forma a minimizar os impactos que podem ser causados ao meio, regulando emissão e absorção de C, P e N, (HAYGARTH e JARVIS, 1999, CARTON e JARVIS, 2001 *apud* HAYGARTH e RITZ, 2009). Entretanto, como os solos e depósitos geológicos superficiais controlam a disponibilidade e a qualidade de água, o manejo inadequado pode acarretar desequilíbrios no transporte e deposição de sedimentos, colaborando para o espalhamento destes nutrientes em lagos e rios, comprometendo flora e fauna aquática através da eutrofização dos ambientes, principalmente em águas superficiais.

Outro ponto a ser considerado é que sedimentos ainda podem carregar patógenos e/ou poluentes orgânicos persistentes (POPs), afetando a vida da população que consome estas águas, bem como, no caso dos POPs, trazer efeitos negativos em longo prazo ao equilíbrio de ecossistemas aquáticos e terrestres, já que estes podem se acumular no tecido adiposo de mamíferos (HAYGARTH e RITZ, 2009; HAYGARTH et al., 2006).

Outra função inerente ao solo e que fica comprometida por conta dos mais variados tipos de usos e manejos a ele impostos é a de ser importante reservatório de C, formado por duas componentes: C orgânico e C inorgânico do solo. O solo é o terceiro maior reservatório de C, perdendo para o oceano e depósitos geológicos, como os combustíveis fósseis. Entretanto, este pode ser empobrecido devido à substituição de ecossistemas naturais para pastagens degradadas, por exemplo (LAL, 2008).

Sendo assim, o solo representa importante papel na absorção de gases do efeito estufa, sendo parte importante em termos de transferência de C para reservatórios terrestres. Solos

sob usos como pastagens e agricultura, que utilizam técnicas convencionais de preparo e plantio, podem ser reservatórios de C orgânico não muito eficientes, assim como solos degradados por erosão ou que sofrem pela redução de nutrientes, acidificação, lixiviação, presença de contaminantes ou poluentes, entre outros (LAL, 2008).

A depleção do N pode diminuir a eficiência do sequestro do C (PAUSTIAN et al., 1997 *apud* LAL, 2008). No caso de monoculturas, o sequestro também é menor se comparado a um sistema de multiculturas; no caso da aplicação de fertilizantes naturais, como excremento, esta aumenta o potencial de sequestro de C em relação à aplicação de fertilizantes artificiais (LAL, 2008).

No solo os organismos vivem em uma estrutura complexa, cujas condições do habitat e da disponibilidade de recursos alimentares são reguladas por componentes orgânicos e minerais. A porosidade, grau de saturação dos poros e como estes estão conectados, por exemplo, depende de e afeta as condições bióticas e abióticas do solo (ROGER-ESTRADE et al., 2010). Ou seja, esta estrutura não é somente organizada pela natureza do material parental, mas também pelo movimento de materiais orgânicos ou inorgânicos dentro do perfil de solo, o que pode ser utilizado como possível indicador de qualidade do solo (YOUNG e CRAWFORD, 2004).

É no solo que processos biológicos contínuos ocorrem e auxiliam na manutenção de outros ecossistemas com ele envolvidos, sendo que a fauna do solo (englobando micro, meso e macrofauna) exerce papel fundamental no funcionamento do mesmo, contribuindo para a manutenção de diversos ecossistemas terrestres (ROGER-ESTRADE et al., 2010; DECAËNS et al., 2006).

Essa manutenção ocorre através da regulação de processos vitais como decomposição de resíduos, renovação da fertilidade do solo e purificação de água, ou seja, os organismos presentes no solo exercem funções de âmbito físico, como, por exemplo, contribuindo para a aeração do solo. No âmbito químico, envolvem o fluxo de energia e ciclagem de nutrientes, processos dependentes de complementos enzimáticos que os organismos do solo possuem (HODKINSON e WOOKEY, 1999; ADAMS e WALL, 2000).

Sendo assim, perturbações procedentes do uso inadequado do solo podem diminuir a riqueza de espécies e a abundância de organismos. Ou seja, as atividades humanas contribuem para alterações no meio ambiente em escalas global e local, sendo que mudanças na estrutura e composição biótica de comunidades ecológicas podem ocorrer através da perda de habitat, excesso de nutrientes absorvidos, introdução de espécies exóticas, modificação na

composição e diversidade de espécies na biota do solo, entre outros (ADAMS e WALL, 2000; HOOPER et al., 2005).

A erosão é a maior causa de degradação do solo em todo o mundo (VALENTIN et al., 2005). Quando os agregados do solo perdem sua estabilidade, a estrutura do solo é alterada, acarretando uma série de problemas que geralmente estão relacionados com práticas de manejo impróprias, por exemplo:

...intensa mobilização do solo durante o preparo, principalmente sob umidade baixa ou alta; tráfego de máquinas frequente e/ou com peso excessivo, igualmente em umidade do solo inadequada; perda de MOS por oxidação, principalmente devido à mobilização do solo; retirada ou queima, total ou parcial, dos resíduos vegetais, permanecendo o solo sem cobertura; sucessão de culturas com pouca produção de parte aérea e raízes pouco agressivas e falta de contínuo aporte de material orgânico ao solo, principalmente pelos resíduos da cultura anterior (VOLK, 2002).

A erosão do solo causa, também, uma drástica redução na fertilidade; reduz áreas destinadas cultivadas; aumenta os custos de trabalho; acelera processos de aridificação; diminui a biomassa local; concentra o escoamento de água em seus canais; limitando a irrigação, aumentam a carga de nutrientes nas enxurradas, reduzindo qualidade da água e fertilidade solo, além de ser fonte principal quando da produção de sedimentos (VALENTIN et al., 2005).

Cobrir solos cultivados com resíduos culturais ajuda a conservar a sua umidade, dissipar a energia cinética das gotas de chuva, atua como barreira ao escoamento superficial, diminuindo sua velocidade, melhora a estrutura do solo, é fonte de alimento para a biota do solo, entre outras propriedades, sendo que a prática de preparo do solo está intimamente relacionada com sua presença ou não nos campos de cultivo (VOLK et al., 2004).

Dessa forma, aponta-se para a importância dos preparos conservacionistas, mais eficazes sobre o controle de perda de solo e água, pois reduzem a movimentação do solo, preservam os resíduos vegetais em superfície e elevam a rugosidade do solo, com exceção para o plantio direto, que apesar de não elevar a rugosidade superficial, é responsável pela incorporação dos resíduos vegetais nas soqueiras, aumento a resistência à erosão hídrica (SCHICK et al., 2000).

Entre as práticas conservacionistas de maior importância estão as edáficas, cujo objetivo é diminuir perdas de água e solo, as vegetativas, cujo objetivo é minimizar o selamento superficial ocorrido quando da desestruturação de agregados do solo através do impacto das gotas de chuva, e as mecânicas, cujo objetivo é deter o escoamento superficial

usando estruturas artificiais como barreira (UFV, 2003 *apud* ABDON, 2004). Além disso, todas essas práticas contribuem para o melhoramento das condições físicas e químicas de solo.

Como exemplo do grupo das práticas edáficas, tem-se as culturas rotativas, em que o planejamento da alternância de espécies no tempo e espaço melhora as qualidades químicas e físicas do solo (SCHICK et al., 2000), além do controle de queimadas, adubação verde, adubação química, orgânica e calagem, entre outras (ZONTA et al., 2012).

Como exemplo de práticas de caráter vegetativo, tem-se o florestamento e reflorestamento, utilização de plantas de cobertura, cultivo em faixas, implantação de cordões de vegetação permanente, ceifa das plantas daninhas, adoção do sistema de plantio direto, manejo de pastagens, entre outras (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2005).

As práticas conservacionistas de caráter mecânico estruturas artificiais, como os terraços, patamares, distribuição racional dos caminhos e corredores, entre outras, são utilizadas para quebrar o efeito do comprimento excessivo de rampa e reduzir a velocidade do escoamento superficial (ZONTA et al., 2012).

Sendo assim, a adoção de práticas conservacionistas de preparo e cultivo aumentam a proteção ao solo e diminuem sua perda por erosão hídrica, além de proporcionar melhorias quando das propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos, auxiliando na manutenção da biota e proporcionando a manutenção e equilíbrio dentro do sistema produtivo e ambiental.

Além de práticas conservacionistas na agricultura, também é importante a adoção de técnicas racionais de manejo dentro da atividade pecuária. Essas técnicas envolvem desde a escolha adequada do tipo de forrageira, a consorciação de forrageiras e leguminosas, adubação conforme necessidades nutricionais das plantas e deficiências nutricionais do solo, visando intensificar a produtividade do pasto.

A consorciação é uma saída viável para aumentar a produtividade do pasto, melhorando a qualidade da palha e dieta animal, ao mesmo tempo em que ajuda a manter balanço positivo do N no sistema, o que favorece, também, o aumento da produtividade da forrageira (SCHUNKE, 2001).

Aliado a essas técnicas, tem-se o manejo do gado, baseado no pastejo rotativo e na divisão do pasto em piquetes, evitando a superlotação e, conseqüentemente, o super pastejo com pressão inadequada. A importância da rotatividade está em permitir o descanso e a recuperação do pasto. A ocupação dos piquetes deve ser curta, de forma que o gado não consuma toda a forragem disponível (DA SILVA e NASCIMENTO JR., 2007; SALMAN, 2007).

Outra prática que indiretamente atua na conservação do solo é a implantação de sistemas agroflorestais (SAFs) e agrosilvipastoris (MAIA et al., 2006), uma vez que estes sistemas também tem o manejo conservacionista como requisito básico, além de ser um modo de produzir mais estável, promovendo melhorias na cobertura do solo, preservação da biota do solo, ciclagem de nutrientes e aporte de material orgânico, bem como abrem uma gama maior de produtos a serem cultivados (TERRA LOPES et al., 2009).

Para Abdon (2004, p. 31) uma “adequada ocupação do solo deve ser feita conforme sua capacidade de uso e manejo. Além disto, o uso de práticas conservacionistas ajuda no controle de perda de solo diminuindo o processo de erosão e, para que sejam eficientes, devem ser utilizadas de forma associada”, garantindo o controle contra a perda de solo por erosão em áreas agricultáveis, a manutenção da capacidade produtiva, o que não geraria prejuízos financeiros ao agricultor e garantindo, também, o fornecimento de água para o cultivo, animais e população (ZONTA et al., 2012).

O manejo conservacionista é importante, pois evita danos sociais e ambientais e interfere diretamente na qualidade ambiental das águas, já que esta fica comprometida por conta do escoamento superficial, diminuindo o potencial de recarga de lençóis freáticos, diminuindo, também, o volume de disponível às plantas, aos rios e poços de abastecimento, estando associada, inclusive, a perdas no que se refere a nutrientes e MOS nas camadas mais superficiais do solo (ZONTA et al., 2012).

O uso adequado da terra deve ser o primeiro passo para a conservação do solo, utilizando-se cada parcela da propriedade de acordo com sua aptidão, capacidade de uso e produtividade econômica, de tal modo que os recursos naturais sejam colocados à disposição do homem para seu melhor uso e benefício ao mesmo tempo em que são preservados para gerações futuras (LEPSCH et al., 1991 *in* ZONTA et al., 2012). Dessa forma, o planejamento conservacionista tem a finalidade de maximizar a produtividade das terras agrícolas por meio de um sistema de exploração eficiente, racional e intensivo, que assegure também a continuidade da capacidade produtiva do solo. Com o planejamento conservacionista, tenta-se garantir o aproveitamento adequado da área agrícola, considerando-se as propriedades do solo, a declividade do terreno e as características das chuvas da região (ZONTA et al., 2012).

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Localização da área de estudo.

Para testar a hipótese formulada e atingir os objetivos do presente trabalho, elegeu-se uma microbacia, denominada regionalmente como microbacia do córrego Rio Verde. Está localizada na região rural no município de Bauru – SP (Figura 5.1). O município de Bauru se localiza no cruzamento das coordenadas S 22°31' e W 49°06' (IBGE, 2012).

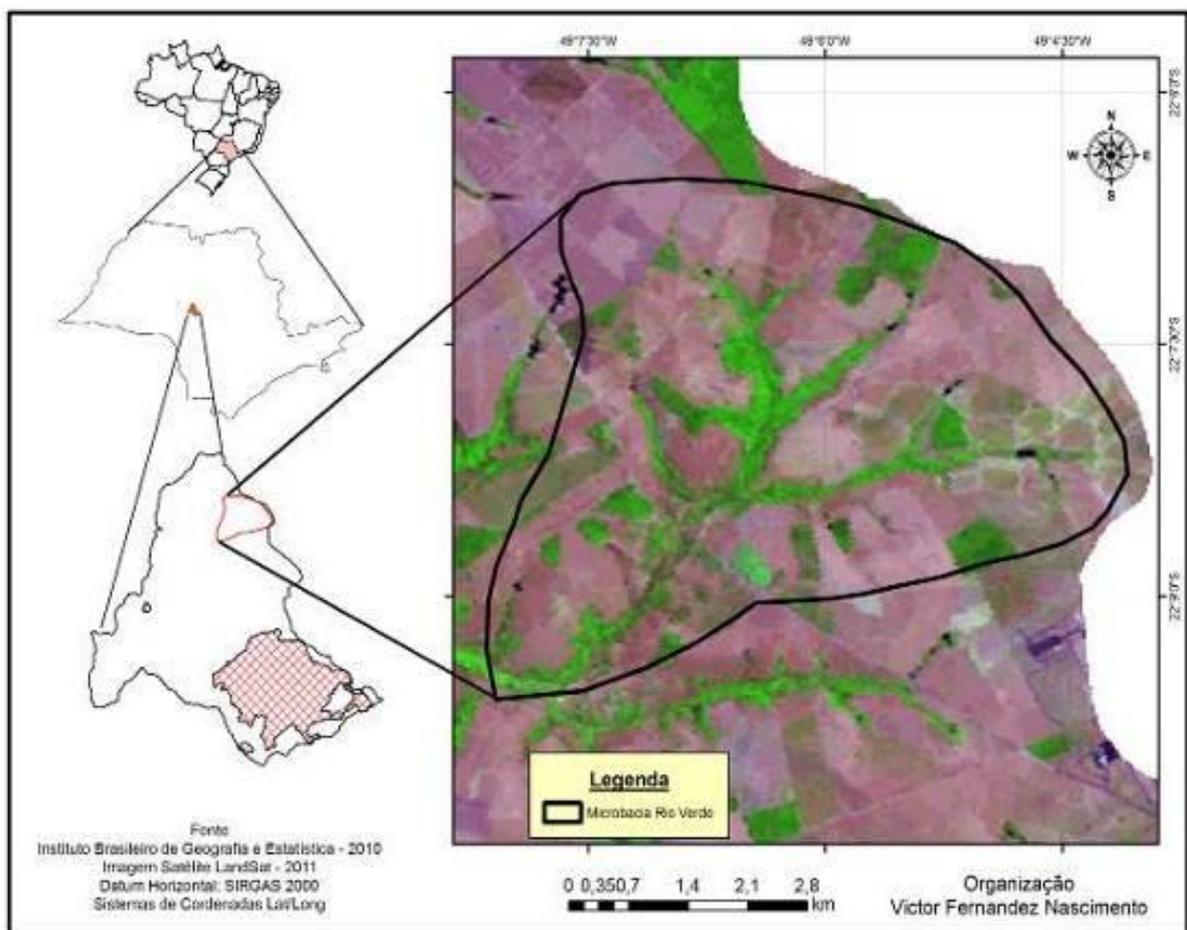


Figura 5.1. Localização da área de estudo. No mapa do superior esquerdo corresponde à localização do estado de SP dentro do território brasileiro. O mapa do centro corresponde à localização do município de Bauru dentro do território do estado de SP. O mapa inferior mostra a localização da microbacia dentro do território do município de Bauru. Os polígonos quadriculados correspondem às áreas urbanizadas do município. No lado direito observa-se um fragmento da imagem do satélite Landsat-5 (não classificada) colorida falsa-cor, ano 2011, mostrando alguns aspectos da área de estudo. Mapa modificado a partir daquele apresentado por Nascimento (2012).

O acesso ao município de Bauru ocorre através da malha rodoviária, além da aerovia. Abriga linhas férreas, sendo, no passado, importante entroncamento das ferrovias Sorocabana e Noroeste. Hoje, a economia do município é baseada principalmente no setor de serviços, além de possuir destaque agropecuário em sua região administrativa (BARALDI, 2003).

A área se configura em um cinturão de ecótono, entre remanescentes de floresta estacional semidecidual e savana florestada. Possui 27,05 km², é essencialmente rural e abriga parte do bairro rural Patrimônio Rio Verde. Segundo o mapa hidrográfico disponível, trata-se de uma microbacia de 2ª ordem, analisada pelo método de Sthraler.

5.2 Características ambientais.

Em termos de configuração, feições ambientais e características de uso do solo e cobertura da terra, esta microbacia atende os critérios recomendados em Arshad e Martin (2002), para fins de trabalhos sobre indicadores de qualidade do solo. As que possuem relação direta com os interesses deste trabalho são descritas a seguir.

5.2.1 Clima

Na classificação de Koeppen é do tipo Aw – significando “Clima tropical chuvoso com inverno seco” (CEPAGRI, 2010). Tendo uma base de dados referentes aos anos entre 1981 e 2009, Figueiredo e Paz (2010) geraram uma tabela apresentando as médias das temperaturas mensais e anual para o período de tempo referente aos anos entre 1981 e 2009, com dados referentes às temperaturas mínimas e máximas (TMin e TMax), temperaturas médias (TMd), amplitude térmica (AmpT), além dos valores de precipitação (P) (Tabela 5.1).

Tabela 5.1. Temperatura mínima (Tmin), temperatura máxima (Tmax), temperatura média (Tmédia), amplitude térmica (AmpT) e precipitação pluviométrica (P). Normais climatológicas referentes ao período 1981 - 2009.

Médias	Tmin (°C)	Tmáx (°C)	Tmédia (°C)	AmpT (°C)	P (mm)
Anuais	17,0	28,5	22,7	11,5	1511,0

Fonte: Figueiredo e Paz (2010)

Além dos dados apresentados na Tabela 5.1, para o período analisado, o mês de julho é o mês mais frio, atingindo temperatura mínima média de 13°C, e o mês mais quente é fevereiro, com temperatura máxima média de 30,7°C. O mês com menor precipitação é o mês

de agosto, com 35 mm; janeiro atinge 291 mm, sendo o mês mais chuvoso (FIGUEIREDO e PAZ, 2010).

5.2.2 Geologia.

O município de Bauru está situado sobre rochas sedimentares do Grupo Bauru, representado pelas Formações Marília e Adamantina, formações contemporâneas ao período Cretáceo Superior, que recobrem as rochas da Formação Serra Geral (IPT, 1981).

Especificamente na microbacia em análise são encontrados exclusivamente arenitos pertencentes classificados como Formação Adamantina, de coloração creme à avermelhada, provenientes da era mesozóica, de textura fina a muito fina, com presença ou não de cimentação e nódulos carbonáticos, lentes de siltitos arenosos e argilitos em bancos maciços (UGRTB, 1999) (Figura 5.2).

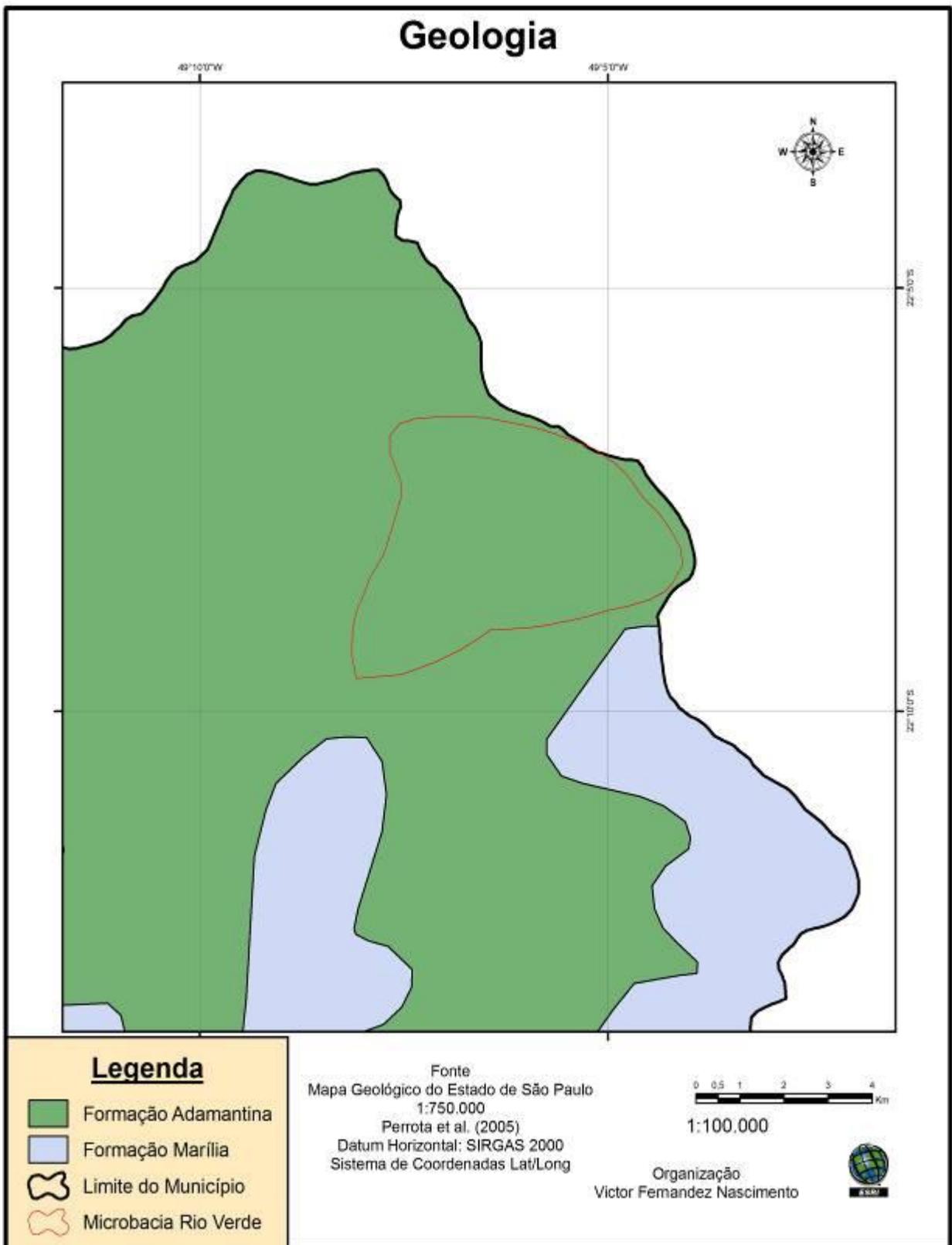


Figura 5.2. Recorte de Mapa Geológico, evidenciando microbacia do córrego Rio Verde. Mapa modificado a partir daquele apresentado por Nascimento (2012).

5.2.3 Geomorfologia

Bauru situa-se na Bacia Sedimentar do Paraná, a qual é uma unidade geotectônica situada sobre a Plataforma Sul-Americana a partir do Devoniano Inferior (ROSS e MOROZ, 1997). Dentre as províncias geomorfológicas Bauru está situada no Planalto Ocidental Paulista, onde a paisagem é constituída por colinas amplas e baixas, com altimetria variando entre 300 e 600 m e declividade variando entre 2 e 8% (Figura 5.3), configurando características de relevos desgastados por erosão.

A microbacia do Rio Verde está integralmente situada sob o domínio de colinas amplas com topos extensos e aplainados, com predominância de vertentes com perfil retilíneo e convexo, caracterizando-se como vale aberto e planícies aluviais interiores restritas (UGRHI-TB, 1999, IPT, 1981).

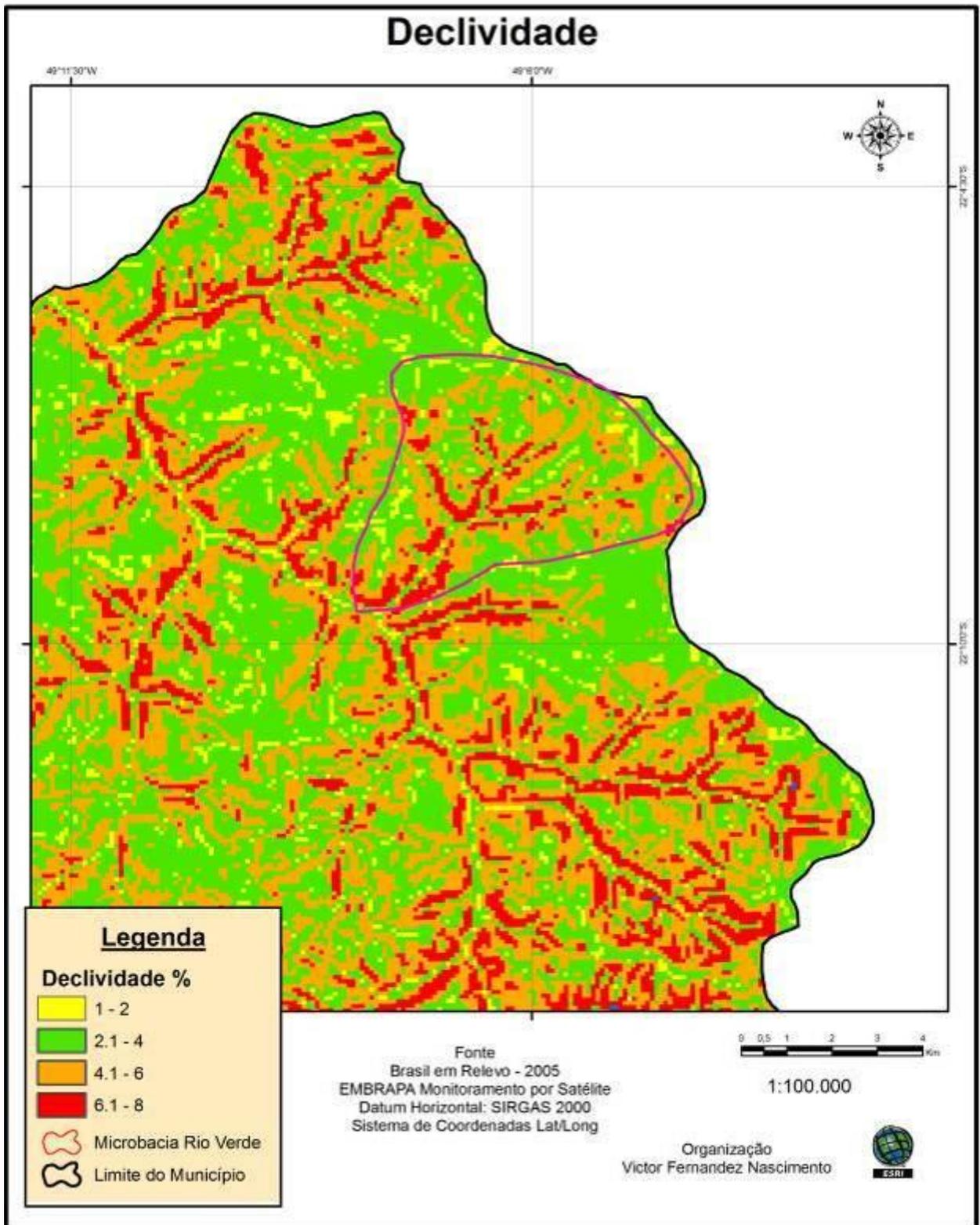


Figura 5.3. Recorte do Mapa de Declividade, evidenciando microbacia do córrego Rio Verde. Mapa modificado a partir daquele apresentado por Nascimento (2012).

5.2.4 Solos.

Os solos do município de Bauru pertencem predominantemente às classes ARGISSOLOS e LATOSSOLOS (OLIVEIRA et al, 1999). Por serem residuais dos arenitos das Formações Marília, Adamantina e Cenozóicas, os solos são arenosos e, por serem marcados pelas variações sazonais típicas do clima tropical, são lixiviados em seu horizonte superficial, o que lhes atribui estrutura porosa e permeável. O lençol freático é profundo, e a erodibilidade e probabilidade de sofrerem colapso são elevadas, o que lhes conferem alta fragilidade ambiental (Corgui et al., 2006).

Os solos da microbacia Rio Verde são classificados como LATOSSOLOS, em sua variação vermelho-escura e fase arenosa, apresentando horizonte B Latossólico, o que confere características de solos profundos, bem drenados e predominantemente arenosos (Figura 5.4) (OLIVEIRA et al, 1999).

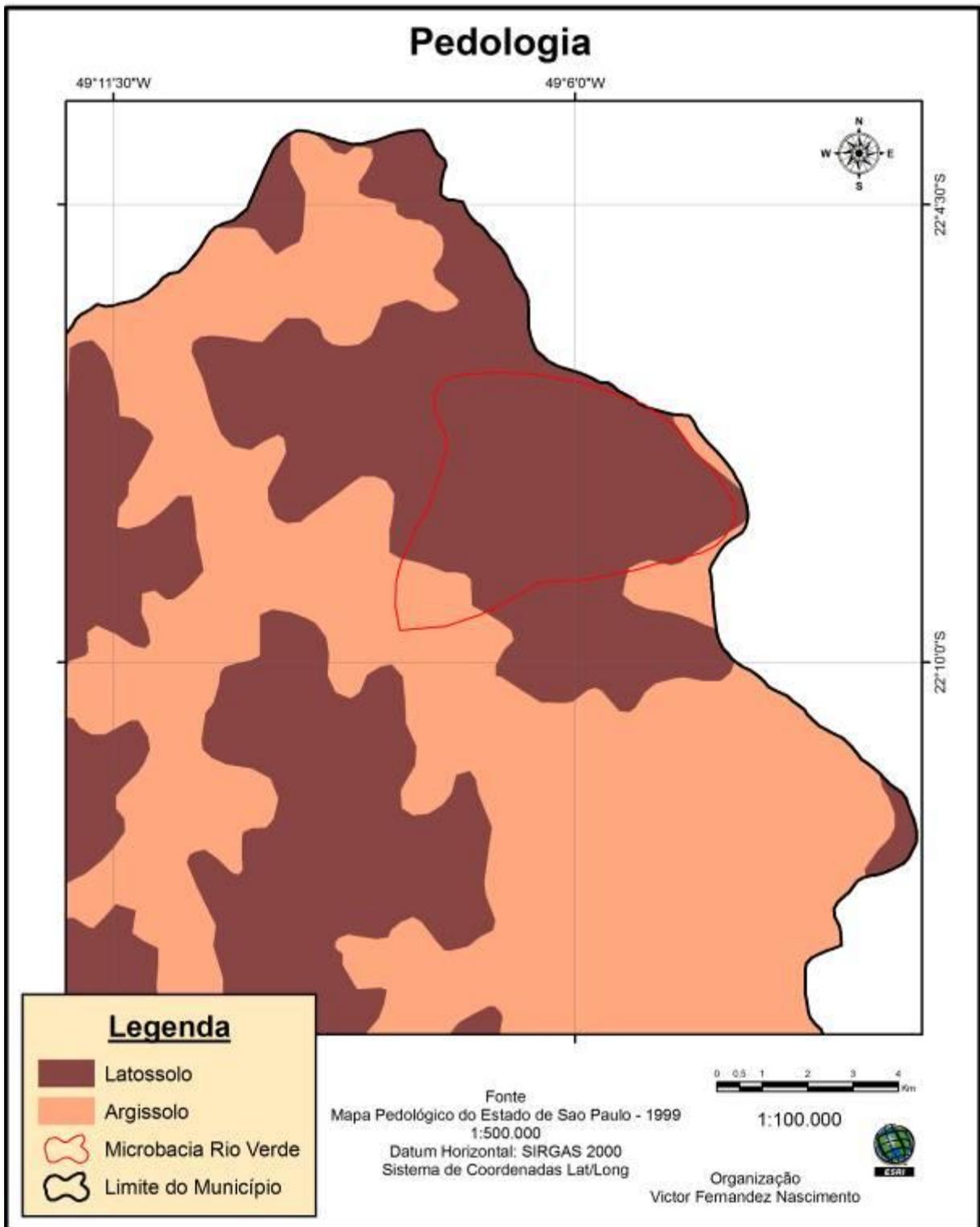


Figura 5.4. Recorte Classe de solo, evidenciando a microbacia do córrego Rio Verde. Mapa modificado a partir daquele apresentado por Nascimento (2012).

5.2.5 Recursos hídricos.

Os principais rios do município são Bauru e Batalha, inseridos nas UGRHIs Tietê – Jacaré e Tietê – Batalha, respectivamente (UGRTB, 1999), sendo que a microbacia do rio Verde está integralmente situada na UGRHI-16, Tietê – Jacaré, e inserida na APA Água Parada (Figura 5.5).

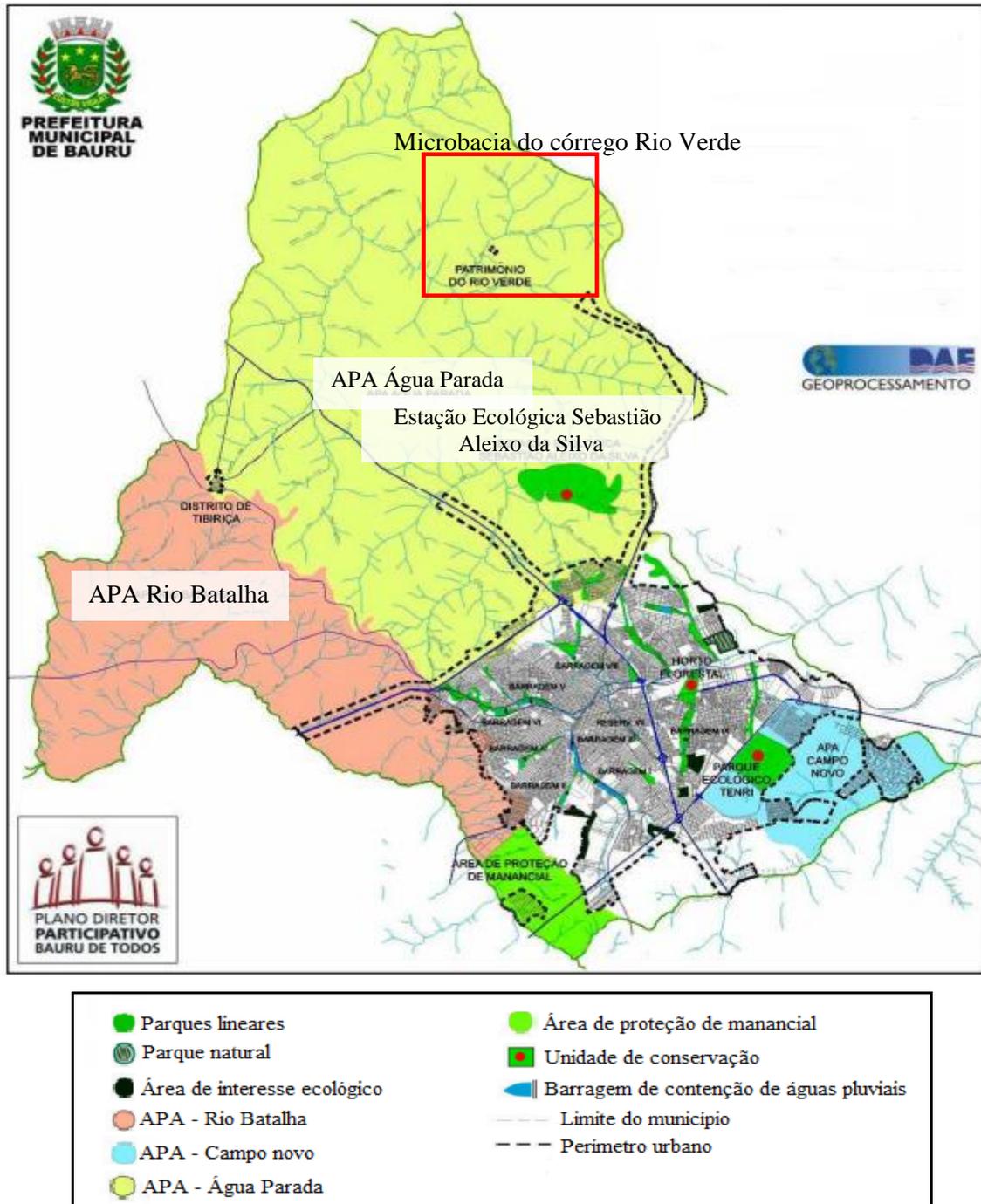


Figura 5.5. Áreas de interesse ambiental em Bauru, definidas a partir dos recursos hídricos do município. Fonte: Secretaria de Planejamento Urbano de Bauru (2006).

5.2.6 Fitofisionomias

No município de Bauru predominam vegetações que compõem Floresta Estacional Semidecidual e Cerrado, além de áreas de contato entre uma formação e outra, podendo ser este município considerado ecótono (IBGE, 2012). O Cerrado paulista é descontínuo e ocorre predominantemente na região centro-norte do estado.

No município de Bauru predominam as formações de aparência florestal, encontradas em fragmentos de vegetação. Em relação à Floresta Estacional Semidecidual no município de Bauru, ela também ocorre na forma de fragmentos, considerados remanescentes florestais. A microbacia do córrego Rio Verde está inserida em uma área de transição entre Floresta Estacional e Cerrado, além das matas ribeirinhas localizadas próximas aos cursos d'água (Figura 5.6).

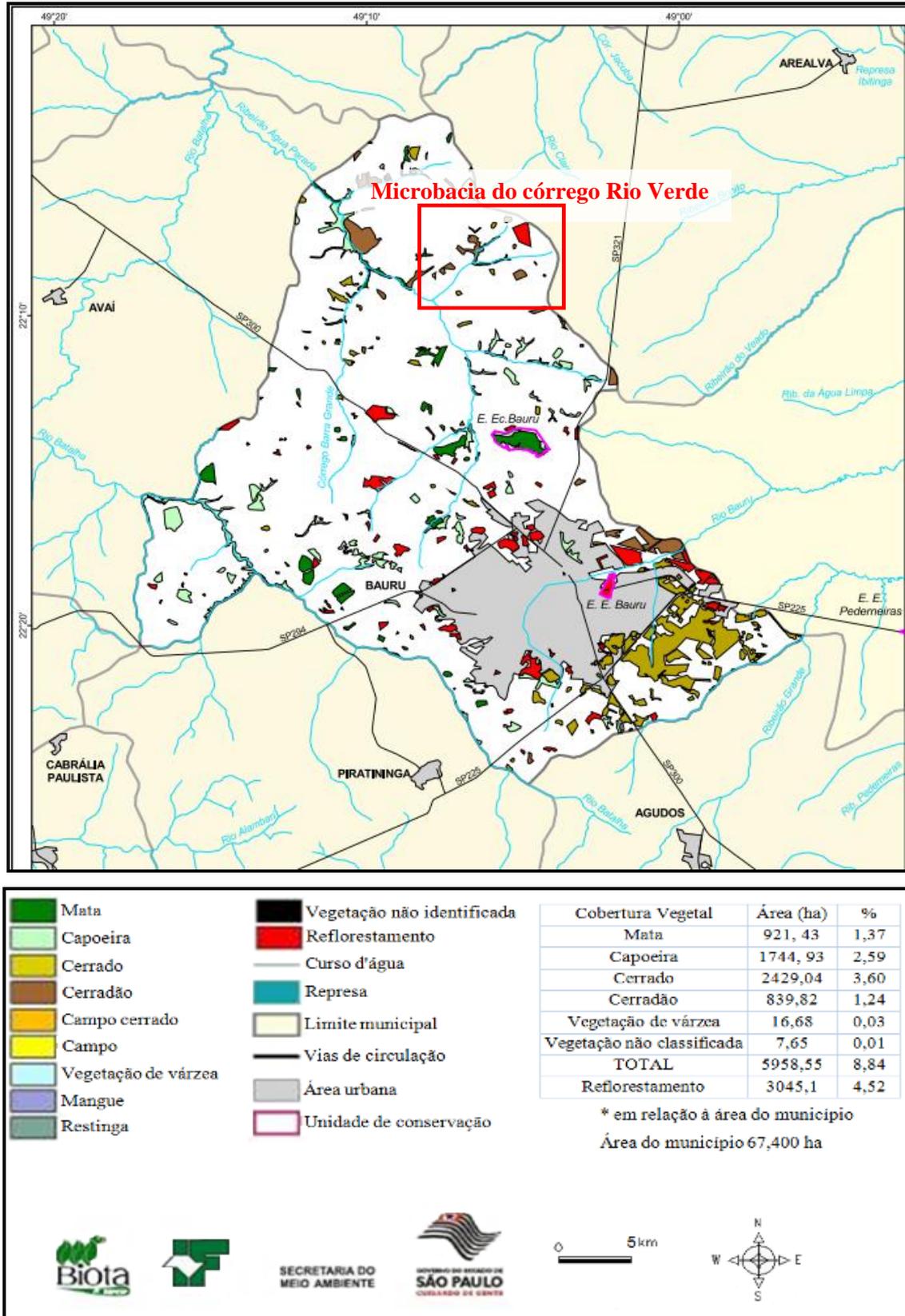


Figura 5.6. Mapa florestal do município de Bauru/SP.
Fonte: Instituto Florestal/Governo do Estado de São Paulo (2005).

5.3 Material cartográfico e abordagem SIG.

Como base cartográfica foi utilizada a carta topográfica dos municípios de Bauru/SP e do distrito de Tibiriçá, elaboradas pelo IBGE (1973), na escala de 1:50.000, com curvas de nível equidistantes de 20 em 20 metros, bem como imagens do satélite LANDSAT 5.

Com base nestes materiais e no processamento digital de imagens e sistemas de informações geográficas (SIGs), foram elaborados produtos com o intuito de espacializar os pontos de coleta das amostras de solo ao longo da microbacia do córrego Rio Verde, bem como interpolar os dados de teor de C e N. Também foi elaborado mapa de cobertura da área de pesquisa, baseado nas imagens de satélites obtidas.

Para o georreferenciamento das imagens foi utilizado o método de pontos de controle, representados em coordenadas UTM, que consiste na identificação de pontos existentes no terreno e na imagem, com entrada dos dados no SIG Idrisi for Windows, versão 32 (EASTMAN, 2003). Com a georreferência das imagens de satélite foram obtidos novos produtos e a partir deles é que foi possível a elaboração dos mapas, evidenciando a microbacia do córrego Rio Verde, identificada através das cotas mais altas em torno da drenagem considerada na referida carta topográfica do município de Bauru.

5.3.1 Ferramentas

Como ferramenta para coleta dos dados foi usado receptor GPS Garmin eTrex. Para o processamento das imagens digitais foi utilizado o SIG Idrisi for Windows (EASTMAN, 2003). Este aplicativo que trabalha com as formas matricial e vetorial de dados. Foi desenvolvido pela Faculdade de Geografia da Clark University, Massachussets, Estados Unidos.

5.4 Procedimentos.

Inicialmente e com auxílio de em equipamento receptor GPS e material cartográfico, foram escolhidos pontos dentro da microbacia, de forma a garantir que toda sua extensão fosse contemplada com pontos de coleta. O padrão de amostragem foi estratificado randômico, isto quer dizer que a área de estudo foi dividida em subgrupos considerando as classes de cobertura do solo. Dentro de cada subgrupo, ou classe de cobertura, as amostras de solo foram coletadas randomicamente.

5.4.1 Amostragem de solo para análises.

Amostras de solos foram coletadas em 28 pontos de coleta a uma profundidade de até 0,3 m. Em outros 2 pontos de coleta as amostras foram retiradas em diferentes níveis de profundidades. Sendo assim, o total foi 32 amostras. Os trabalhos de amostragem foram conduzidos em novembro de 2011 e seguindo recomendações descritas em Santos et al. (2005).

Com auxílio de trado foram coletadas e armazenadas em sacos plásticos estéreis e devidamente identificados cerca de 1 Kg de amostra de solo, retiradas em até 0,2 m de profundidade, num total de 28 pontos de amostragem. Em dois destes pontos, um representando área de pasto degradado e outro área de remanescente de vegetação (as duas classes de cobertura mais representativas), foram retiradas amostras em até 0,8 m de profundidade (0-0,2; 0,2-0,5; 0,5-0,8 m). (Figura 5.7)

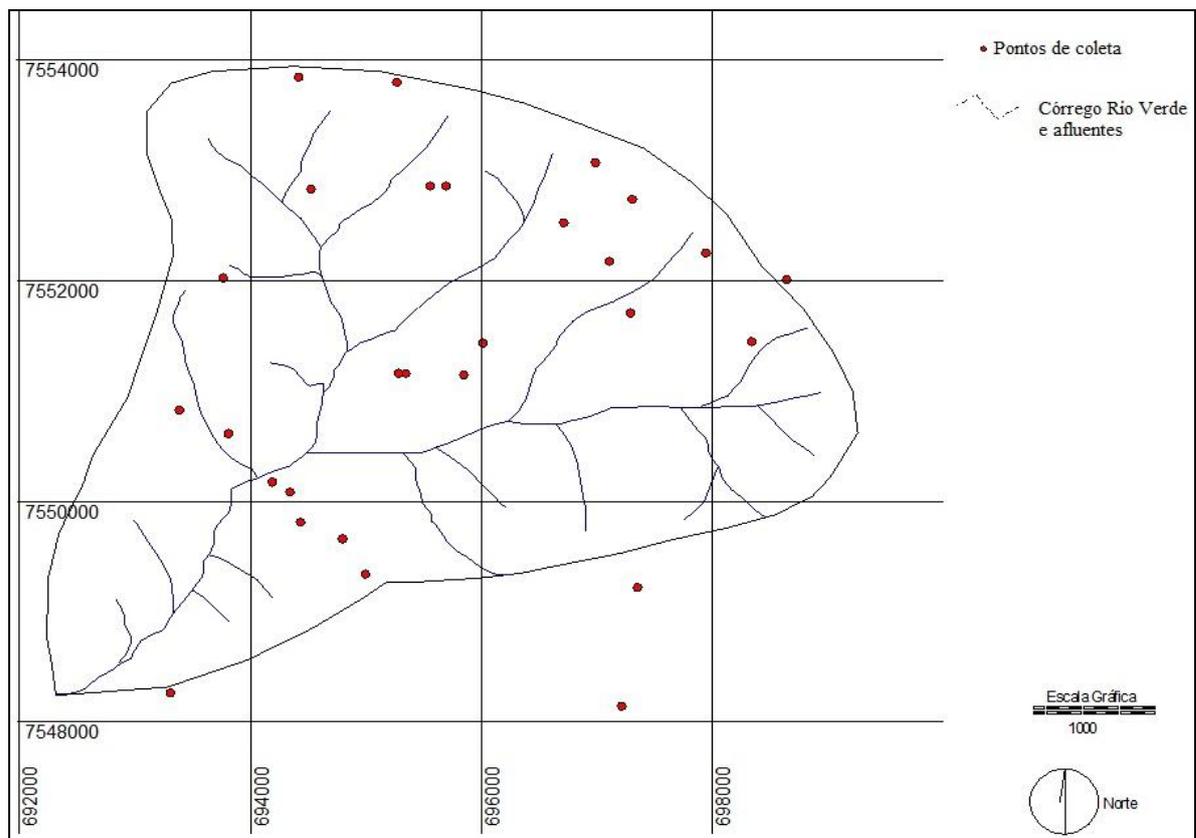


Figura 5.7. Pontos de coleta das amostras de solo na microbacia do córrego Rio Verde.

O objetivo desta estratégia de amostragem foi para determinar a composição granulométrica destes pontos, bem como entender como C e N variam em profundidade. Também foram coletados em superfície, para cada ponto amostrado, anéis de Koppec, com o intuito de determinar a densidade do solo.

As análises físicas (granulometria conjunta, massa específica real dos sólidos, teor de umidade, densidade do solo, porosidade, grau de saturação) foram realizadas no Laboratório de Mecânica dos Solos da UNESP/Campus de Bauru e as análises isotópicas foram realizadas no Centro de Isótopos Estáveis Ambientais do Instituto de Biociências na UNESP/Campus de Botucatu.

5.4.2 Indicadores de erosão.

Em relação aos indicadores de erosão, sua ocorrência ou não foi observada em campo. Com o auxílio de uma ficha de campo (Anexo 1) contendo todos os indicadores de erosão, foi feita a análise do entorno de cada ponto amostrado. Na ficha de campo foram anotadas as coordenadas geográficas e altimetria de cada ponto, e se havia ou não a ocorrência de cada um dos indicadores levados em consideração.

5.5 Índices físicos – procedimentos laboratoriais

Os ensaios para determinação das características físicas dos solos foram os seguintes:

- Análise granulométrica conjunta – NBR 7181 (dez/1984), com escala granulométrica estabelecida pela NBR 6502/1995.

As amostras de solo foram inicialmente secas ao ar. Após isso, os torrões existentes foram desmanchados, evitando a quebra dos grãos. Uma parte do material homogeneizado foi passada na peneira de 76 mm. A fração que passou pela peneira foi submetida aos passos descritos a seguir.

Cento e vinte gramas do material que passou por novo peneiramento (malha de 2 mm) foram separados para sedimentação. O material foi transferido para um béquer de 250cm³ com 125cm³ de solução de hexametáfosfato de sódio e agitado, de forma que ficasse imerso na solução. Após isso, o material ficou em repouso por 12 horas. Após descanso, e com o auxílio de água destilada, a mistura foi vertida no copo de dispersão e submetida ao aparelho

dispersor por 15 minutos. A mistura foi, então, transferida para uma proveta e foi adicionada água destilada até atingir 1 litro. As provetas com suas respectivas amostras de solo foram mantidas em frequente agitação com uma baqueta para atingir uma temperatura de equilíbrio e manter as partículas em suspensão. Após atingir a temperatura de equilíbrio, as provetas foram agitadas por 1 minuto. Imediatamente após terminar a agitação as provetas foram colocadas sobre uma mesa e a hora exata do início da sedimentação foi anotada. O densímetro foi cuidadosamente mergulhado na dispersão.

Foram efetuadas leituras do densímetro correspondentes aos tempos de sedimentação 0,5, 1, 2, 4, 8, 15 e 30 minutos, 1, 2, 4, 8, 24 horas. Para cada leitura do densímetro também foi tomada a temperatura da dispersão. Após a última leitura, o material de cada uma das provetas foi vertido em uma peneira de 0,075 mm. As provetas foram lavadas com água potável à baixa pressão, a fim de retirar totalmente o material aderido às paredes. O material retido na peneira de 0,075 mm foi seco em estufa a uma temperatura de 110°C. Usando um agitador mecânico, o material foi passado nas peneiras 1,2, 0,6, 0,42, 0,25, 0,15, 0,075, tendo as massas anotadas para cada peneira de malha diferente. Cálculos matemáticos foram realizados para que o resultado final fosse apresentado graficamente.

- Índices físicos:

- Massa específica real dos sólidos – NBR 6508 (out/1984), expresso em g.cm^{-3} ;

Para cada amostra de solo, foi realizado o seguinte procedimento, com uma repetição para cada amostra:

Foram tomadas 250g da amostra de granulometria $\leq 2,00$ mm. A amostra foi então, homogeneizada e 60 g de solo foram separados para o ensaio. A amostra foi colocada em capsula com água destilada em quantidade que permitisse total imersão. A amostra ficou em repouso por 12 horas. Depois disso, esta foi transferida para o copo de dispersão, acrescentando-se água destilada até a metade do volume do copo e agitada por 15 minutos. Após isso, a amostra foi transferida para um picnômetro e água destilada foi adicionada até a metade do volume do picnômetro.

Após isso, a amostra foi direcionada para uma bomba à vácuo, onde foi aplicado vácuo a uma pressão mínima de 88 kPa durante 15 minutos. Após esse tempo, o picnômetro foi preenchido com água destilada até um cm abaixo da base do gargalo e a mesma pressão de

vácuo foi aplicada por mais 15 minutos. Após isso, foi adicionada água destilada até a marca de calibração do picnômetro e este foi colocado em repouso até que a temperatura se estabilizasse com a temperatura ambiente. Com um conta-gotas, a água destilada foi adicionada até que a base do menisco coincida com a marca de referência e o conjunto picnômetro, solo e água foram pesados. Com auxílio de equações matemáticas a massa específica dos sólidos foi obtida.

- Teor de umidade do solo – método da estufa – NBR 6457 (ago/1986), expresso em %;

Para cada amostra de solo, foi realizado o seguinte procedimento, com três repetições para cada amostra:

O material previamente preparado foi pesado e colocado em cápsulas metálicas com peso conhecido e com tampas. O conjunto foi pesado, a tampa foi retirada e a cápsula com solo foi encaminhada à estufa por um intervalo de no mínimo 16 e no máximo 24 horas. Após esse período, a cápsula foi retirada da estufa e colocada em dessecador até atingir temperatura ambiente. Após isso, a tampa foi recolocada e o conjunto foi novamente pesado. Com o auxílio de cálculos matemáticos, o teor de umidade foi encontrado. Segue a equação:

$$W = \left(\frac{A}{S} \right) * 100 \quad (2)$$

Onde "A" é a massa de água e "S" é a massa de sólidos.

Densidade solo – método do anel volumétrico, expresso em g.cm^{-3} (EMBRAPA, 1997).

O volume de cada anel ou cilindro foi previamente obtido antes da coleta das amostras. Após a coleta, o conjunto foi pesado e colocado na estufa a 105°C . Após 24 horas, o material foi pesado, voltando para a estufa por mais 24 horas, quando foi retirado e pesado novamente. A densidade do solo foi obtida por meio da equação:

$$D = \frac{A}{B} \quad (3)$$

Onde "a" é o peso da amostra seca a 105°C (g) e "b" é o volume do anel (cm³).

➤ Os demais índices foram determinados por cálculos matemáticos indiretos.

Para calcular a porosidade e grau de saturação, foi necessária a realização de cálculos, utilizando as seguintes fórmulas matemáticas:

- Massa específica aparente natural (g.cm⁻³)

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (4)$$

Onde "m" é a massa total da amostra e "v" é o volume total da amostra.

- Massa específica aparente seca (g.cm⁻³)

$$\rho_d = \frac{\rho}{(1 + w)} \quad (5)$$

Onde "ρ" é a massa específica aparente natural e "w" a umidade.

- Índice de vazios

$$e = \left(\frac{\rho_s}{\rho_d} \right) - 1 \quad (6)$$

Onde ρ_s é a massa específica dos sólidos e ρ_d é a massa específica aparente seca.

- Porosidade (%)

$$n = \frac{e}{(1 + w)} \quad (7)$$

Onde "e" é o índice de vazios e "w" a umidade.

- Grau de Saturação (%)

$$Sr = \frac{(\rho_s * w)}{(e * \rho_d)} \quad (8)$$

Onde "ps" é a massa específica dos sólidos, "w" é a umidade, "e" é índice de vazios e "pd" é massa específica aparente seca.

5.6 Análise Isotópica de Carbono e Nitrogênio

Foi realizada análise isotópica das amostras de solo, com vistas a identificar a assinatura isotópica do C e N e as razões $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ e $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$. Antes das amostras serem inseridas no analisador, estas foram secas em estufa a 80°C até peso constante e posteriormente peneiradas em peneira de malha de 0,35 milímetros.

De fração com granulometria $\leq 0,35$ mm de cada amostra, uma alíquota foi pesada em cápsula de estanho e introduzida por meio de amostrador automático no analisador elemental modelo EA 1108 – CHN – Fisons Instruments, Rodano, de fabricação italiana. Neste equipamento as amostras foram queimadas para a obtenção de CO₂ e NO_x, sendo que o último foi reduzido a N₂ na presença de cobre. Os gases formados foram separados em coluna cromatográfica gasosa e analisados no espectrômetro de massas de razões isotópicas (Delta S – Finnigan MAT, Bremen, Alemanha). Os valores das razões isotópicas foram expressos em delta per mil (‰), conforme Equação (1), apresentada anteriormente.

Cada amostra foi analisada duas vezes para a obtenção das médias dos valores e foram repetidas quando o desvio padrão obtido foi superior a 0,2‰ para $\delta^{13}\text{C}$ e 0,4‰ para $\delta^{15}\text{N}$.

5.7 Análise dos dados.

Para testar diferenças estatísticas dos resultados em função do tipo de uso do solo, os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias foram comparadas pelo Teste não paramétrico de Kruskal-Wallis a 5% de probabilidade. Para isto usou-se o software Bioestat, versão 5.0 (Ayres et al., 2007). No Anexo 2 estão dispostos os resultados das determinações dos índices físicos e de isótopos estáveis e teores de C e N para todos os pontos amostrados à profundidade de 20 cm.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.

6.1 Caracterização e localização dos pontos de coleta das amostras de solo.

Na Figura 6.1 é possível identificar a cobertura da terra e as características do entorno dos pontos de coleta. Há predominância das pastagens dentro da microbacia, que ocupam uma área de 17,01 km², o que corresponde a 62,88% da área total. Vegetação remanescente aparece em segundo lugar, com uma área de 5,13 km², cobrindo 18,96% da área total da microbacia. A classe "reflorestamento" cobre 6,84% da microbacia, com área de 1,85 km² de extensão. Solo exposto tem maior ocorrência do que as áreas cultivadas. As classes "outros usos" e "bairro rural Rio Verde", em termos de ocorrência, ocupam pequena área dentro da microbacia (Tabela 6.1).

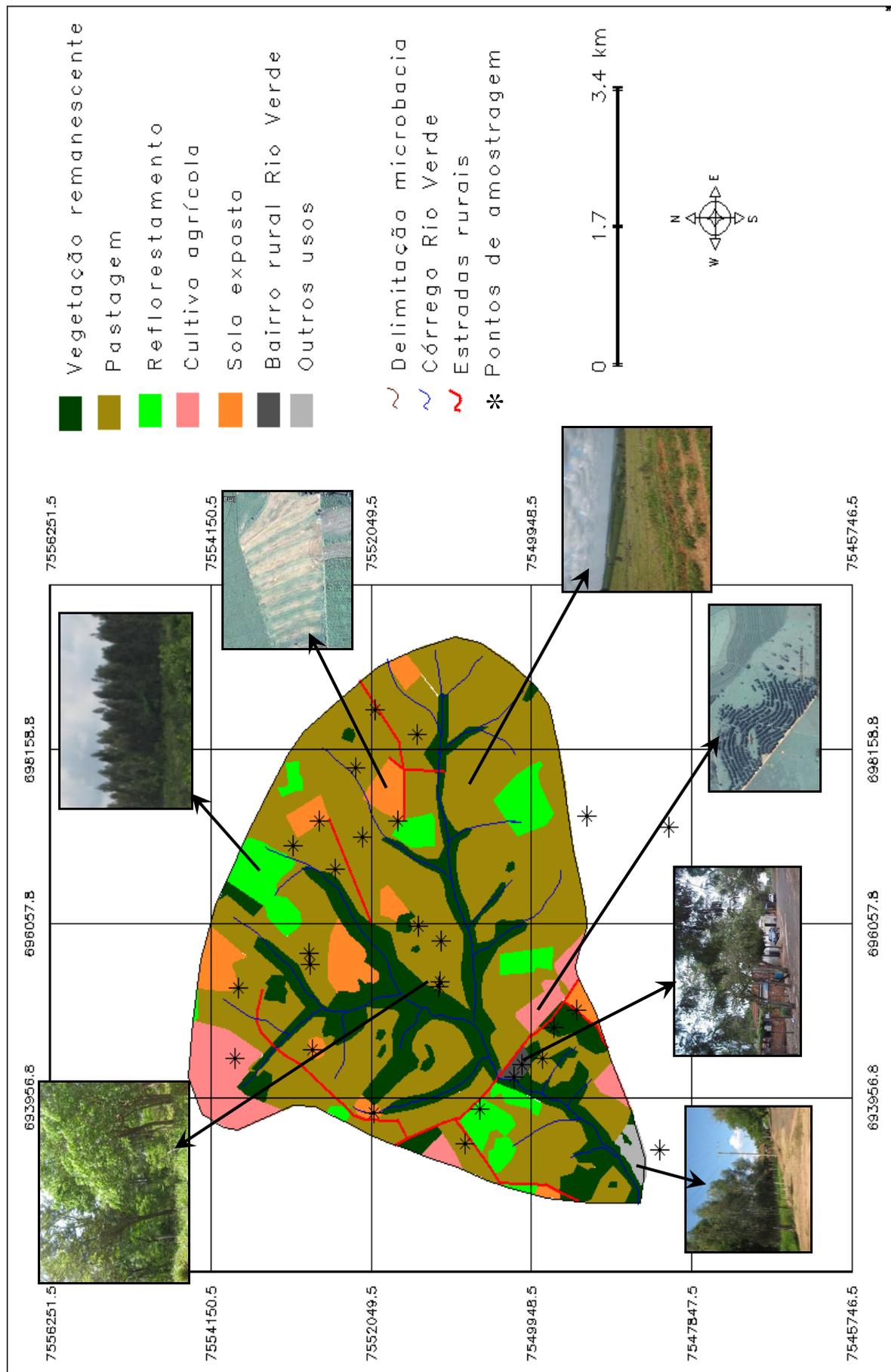


Figura 6.1. Uso e ocupação do solo na microbacia do córrego Rio Verde. Fotos da autora (11/2011) e Google Earth, 2013.

Tabela 6.1. Área e porcentagem de ocorrência das classes de uso do solo.

Classes de cobertura da terra	Área (km ²)	Porcentagem (%)
Pastagens	17,01	62,88
Vegetação remanescente	5,13	18,96
Reflorestamento	1,85	6,84
Solo exposto	1,48	5,47
Cultivo agrícola	1,38	5,10
Outros usos	0,12	0,45
Bairro rural Rio Verde	0,08	0,30
Total	27,05	100,00

Analisando o mapa é possível identificar diferentes classes de cobertura na microbacia. Em campo, notou-se a predominância de pastagens degradadas, cuja causa parece ser majoritariamente por erosão zoógena, seja por sulcos oriundos de erosão hídrica. O fato de haver remanescentes de vegetação, não impede que traços antrópicos não sejam inseridos neste contexto, como é o caso da invasão de gado bovino ou da incorporação de materiais, no caso o carvão vegetal, aos solos que aportam os remanescentes vegetais. O córrego Rio Verde mostra alterações devido à intervenção antrópica, encontrando-se assoreado em alguns trechos, mesmo com a presença de vegetação ribeirinha.

6.2 Análises físicas de solo.

6.2.1 Granulometria conjunta.

Devido ao fato das classes vegetação natural remanescente e pastagem serem as de maior interesse para o presente trabalho, especialmente com relação à análise de variação de isótopos entre áreas com predominância de plantas C₃ e áreas com predominância de plantas C₄, foram geradas curvas granulométricas especificamente para os solos destas classes para as diferentes profundidades consideradas. Os resultados referentes à pastagem estão dispostos na Figura 6.2 e Tabela 6.2 e os resultados referentes ao remanescente de vegetação estão dispostos na Figura 6.3 e Tabela 6.3.

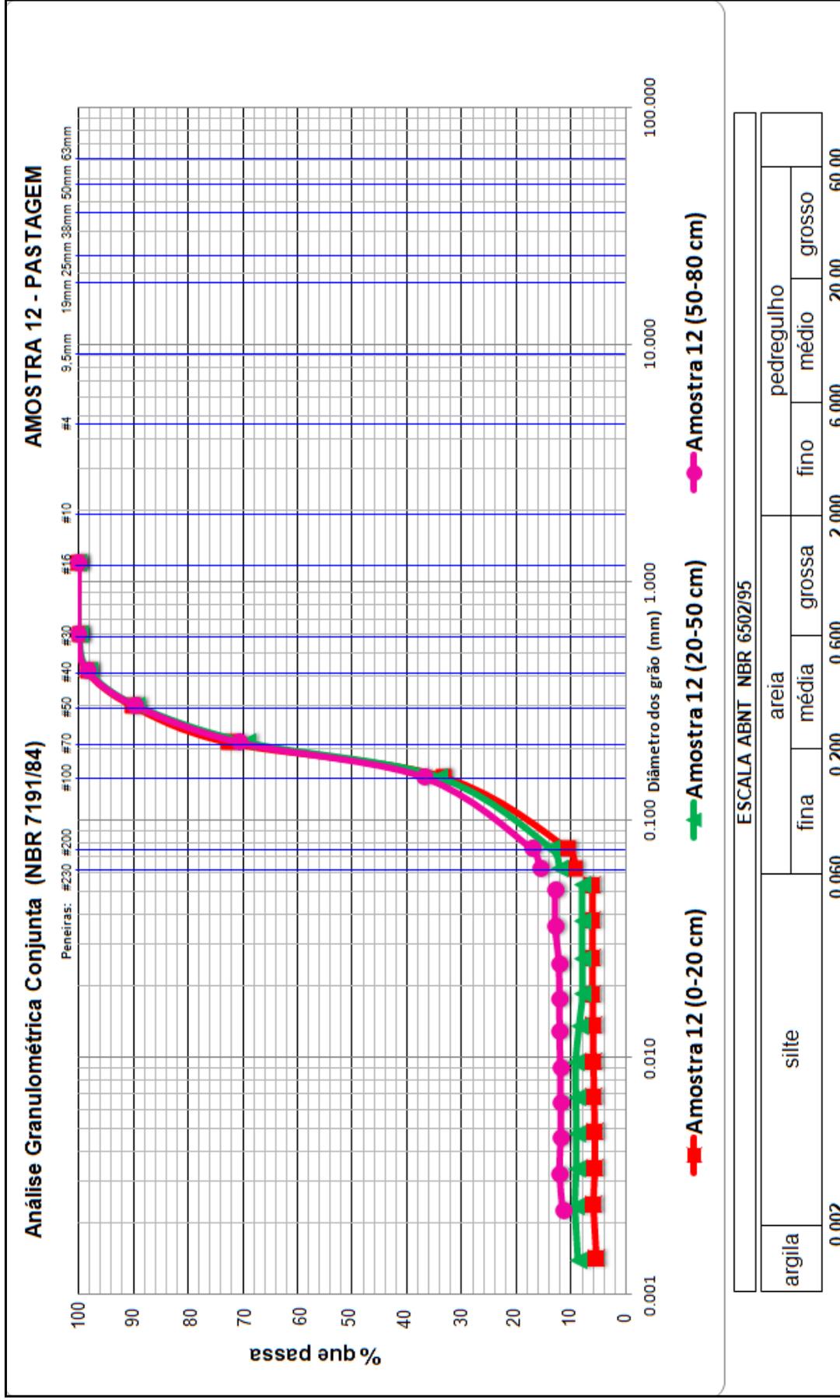


Figura 6.2. Curvas granulométricas da pastagem em diferentes profundidades

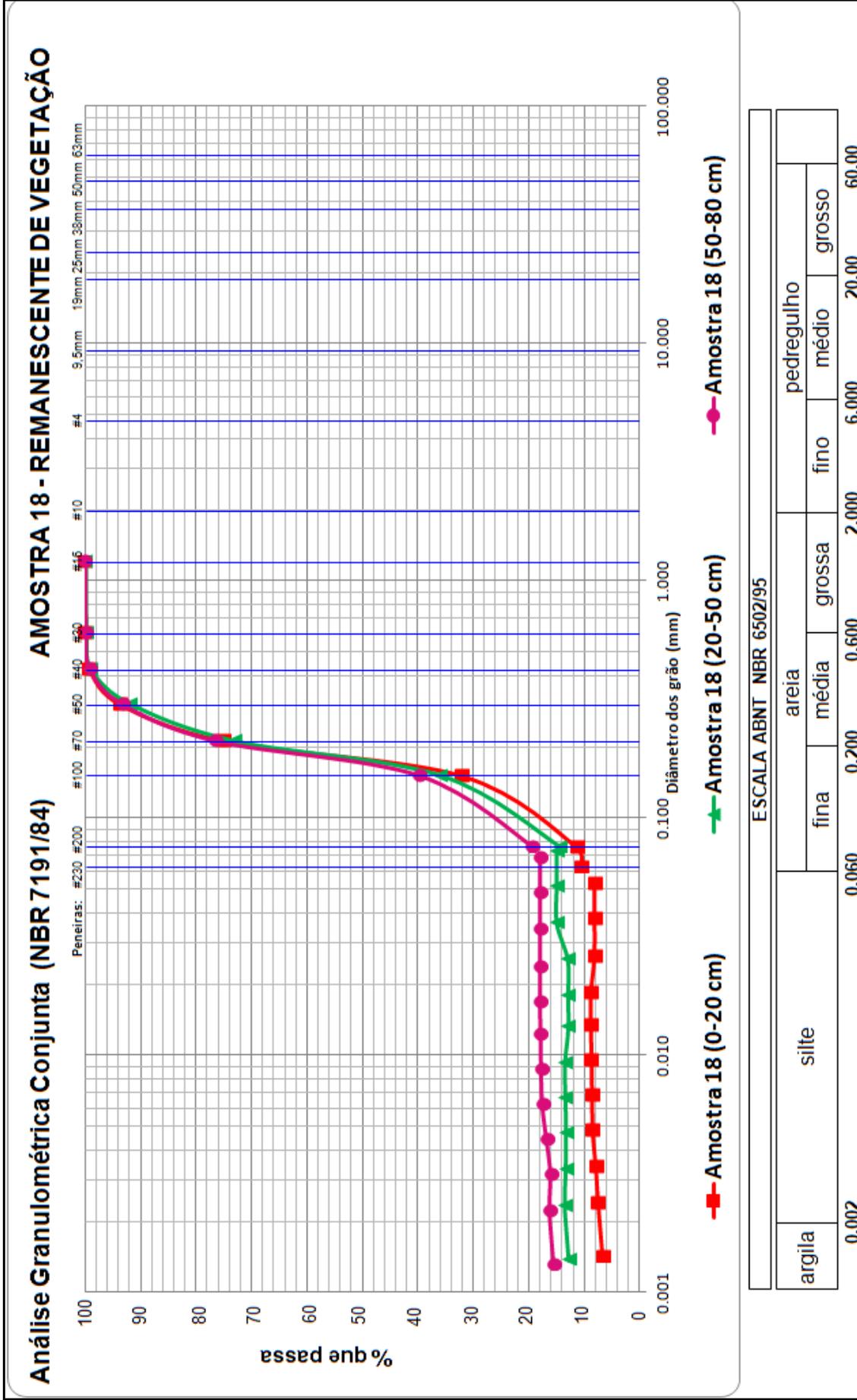


Figura 6.3. Curvas granulométricas da área de remanescente de vegetação em diferentes profundidades.

Tabela 6.2. Ocorrência das classes de partículas do solo da área de pastagem em diferentes profundidades.

Classes de partículas	% de grãos conforme a profundidade.		
	0-20 cm	20-50 cm	50-80 cm
Areia grossa	0	0	0
Areia média	36	38	36
Areia fina	58	52	51
Silte	0	1	1
Argila	6	9	12

Tabela 6.3. Ocorrência das classes de partículas do solo da área de remanescente de vegetação em diferentes profundidades.

Classes de partículas	% de grãos conforme a profundidade.		
	0-20 cm	20-50 cm	50-80 cm
Areia grossa	0	0	0
Areia média	32	34	30
Areia fina	60	51	52
Silte	1	2	2
Argila	7	13	16

Analisando a Figura 6.2 e a Tabela 6.2 percebe-se que, do ponto de vista textural, a amostra mais superficial, retirada a uma profundidade de 20 cm, apresenta as características comumente encontradas nos solos que ocorrem no município. É predominantemente arenosa (94%) com textura da areia variando de fina a média, com maior ocorrência de areia fina (58%) e sem material grosseiro. Em relação aos finos do solo, detecta-se que na amostra há 6% de argila, sem ocorrência de silte.

A amostra retirada a uma profundidade de aproximadamente 20 a 50 cm guarda as mesmas características texturais da amostra superficial, variando na quantidade de argila, 9%, e na ocorrência de 1% de silte. Para essa amostra a areia fina ainda predomina, com 52% de ocorrência, seguida de areia média, 38%, e as frações mais grossas não ocorrem.

A amostra retirada na profundidade de 50 a 80 cm também é predominantemente arenosa, sendo que a fração areia, variando de média a fina, corresponde a 87% de sua

composição. As frações silte e argila correspondem a 13%, sendo a ocorrência de argila de 12% e de silte de 1%.

A característica textural dessa amostra é condizente com as condições esperadas para os solos de Bauru, incluindo os solos da microbacia do córrego Rio Verde, provenientes de rochas sedimentares como o arenito, sendo, portanto, predominantemente arenosos. Sendo assim, a amostra pode ser caracterizada como uma areia fina pouco argilosa devido à proporção de ocorrência destas frações nas amostras de solo, típicas de Neossolo quartzarênico. Há pouca variação das frações areia, argila e silte, sobretudo da fração areia, predominante na amostra nas três profundidades analisadas.

Outro ponto é sobre o aumento em profundidade da quantidade de finos no perfil do solo. Esta informação, embora não seja indicadora de degradação, pois se trata de um atributo inerente ao solo, faz com que este se torne mais vulnerável ao processo erosivo, pois pode ocorrer uma rápida e ampla infiltração de água na parte superficial e mais porosa do solo e haver uma interrupção desta infiltração, favorecendo a erosão (PRIMAVESI, 1987). Por se tornar mais vulnerável à erosão, outra resposta para o incremento de argila em profundidade é o fato de os finos do solo poder ser transportados via escoamento superficial. Aliado aos resultados do ensaio, deve se levar em conta que a amostra foi retirada em um ambiente coberto por pastagem, que mesmo em uso encontra-se com um horizonte “O” fracamente constituído e que está degradado por erosão zoógena, com sulcos formados conforme o direcionamento do fluxo superficial, colaborando para a remoção superficial dos finos do solo (Figura 6.4).



Figura 6.4. Evidência de erosão zoógena na pastagem.
Foto da autora (11/2011).

A amostra retirada em área de remanescente de vegetação apresenta acúmulo de serapilheira na superfície do solo. Entretanto, os remanescentes de mata na microbacia estão inseridos em áreas circundadas por pastagens e, mesmo se cercados, são invadidos por gado bovino, o que proporciona pisoteio animal e ocorrência de excrementos no entorno próximo da área de retirada da amostra, tornando-a comprometida do ponto de vista de se retratar um local intocado pela atividade humana.

Além disso, detecta-se invasão de gramíneas no local (Figura 6.5). Ainda assim, a área representa a condição real dos demais remanescentes de vegetação encontrados na microbacia do córrego Rio Verde, fato que valida sua representatividade do ponto de vista das condições das áreas de reserva de mata no local.



Figura 6.5. Invasão de gramínea no remanescente de vegetação.
Foto da autora (11/2011).

Sendo assim, do ponto de vista textural, e analisando a Figura 6.3 e a Tabela 6.3 para as três profundidades coletadas, pode-se afirmar que o solo em questão apresenta características comuns aos solos que ocorrem no município de Bauru. As amostras são predominantemente arenosas nas três profundidades e com predominância da fração areia fina. Este fato está fortemente relacionado à contribuição das características originais da rocha-mãe. Na profundidade de 0 a 20 cm, encontra-se 6% da fração argila, 1% de silte e 92% de areia, cuja granulação se concentra em fina (60%), seguida de área média (32%), sem a ocorrência de elementos grosseiros, sendo a ausência da fração grossa de areia mais uma característica advinda da rocha de origem deste solo.

Quando se quantifica a ocorrência das frações granulométricas na amostra retirada a uma profundidade de 20 a 50 cm, pode-se observar um acréscimo nos finos do solo, sendo que a ocorrência de argila passa a ser de 13% e a de silte passa a ser de 2%. A fração areia ainda predomina, representando 85% da amostra, e, quando fracionada, tem maior concentração em areia fina (51%), seguida de areia média (34%). Mais uma vez observa-se a ausência da fração grossa da areia.

A amostra de solo retirada a uma profundidade de 50 a 80 cm também apresenta acréscimo nas frações finas do solo e o maior teor de argila (16%), quando comparado às outras amostras do mesmo ponto de coleta, além de manter a porcentagem de silte (2%). Em relação à areia, esta é predominante na amostra e, quando se trata do seu fracionamento, observa-se que sua granulometria se concentra na fração fina (52%), seguida pela fração média (30%). Nesta amostra, assim como nas outras, são inexistentes elementos grosseiros.

Quando se analisam as curvas granulométricas observa-se que a textura do solo não tem variação expressiva, mesmo considerando-se a variação de 9% de argila quando se compara a amostra mais superficial com a retirada a 80 cm de profundidade. O acréscimo de argila em profundidade remete às alterações sofridas pelo solo, lembrando que há a presença de animais de pastoreio invadindo o remanescente de vegetação. Em relação à areia, essa predomina nas três profundidades analisadas, sendo a amostra superficial a mais arenosa, com teor aproximado de areia 92%. Uma pequena variação do teor de areia ocorre ao longo do perfil, sendo que seus teores diminuem, ainda que muito pouco, em profundidade (85 e 82%, respectivamente). As curvas granulométricas demonstram essa variação e destacam a predominância arenosa deste solo que pode ser classificados como areia fina pouco argilosa, por conta da porcentagem de ocorrência dessas frações nas amostras.

Quando se analisam os resultados levando em conta a possibilidade de alterações na granulométrica do solo devido ao diferente uso do solo, pode-se afirmar que o uso e ocupação do solo não foi capaz de alterar essa propriedade física, já que as amostras guardam as características dos solos do município de Bauru. Sendo assim, diferentes usos não influenciaram na classe textural do solo da microbacia do córrego Rio Verde. Ainda assim, observa-se diferença significativa na quantidade de argila do uso pastagem para o remanescente de vegetação. Isso pode ocorrer devido à influência da declividade do primeiro para o segundo tipo de uso, favorecendo o arraste da argila e a segregação do quartzo.

Outro ponto a se considerar é que os resultados expostos representam os primeiros 80 cm de profundidade, sendo que abaixo dessa camada as condições texturais apresentadas podem sofrer alterações.

Por fim, é importante mencionar que o mapa pedológico consultado para o presente estudo menciona apenas duas classes de solos. Verificou-se que nas áreas de pastagens o valor da porcentagem de argila na faixa 50 – 80 cm foi 12%. Segundo Prado (2005) pesquisadores cometem erros ao denominar LATOSSOLOS solos com morfologia de LATOSSOLO, mas cujo teor de argila são menores de 16 % no horizonte sub-superficial. Neste caso a denominação correta seria NEOSSOLO QUARTZARÊNICO. Este fato foi observado no

presente trabalho e alerta para a necessidade de desenvolvimento de novos trabalhos sistemáticos de revisão do mapeamento pedológico da região no sentido de tentar corrigir estas imperfeições e prover documentos cartográficos com informação atualizada e precisa. O solo da área de vegetação natural remanescente ficou no limiar da classificação LATOSSOLO/NEOSSOLO QUARTZARÊRICO.

6.2.2 Índices físicos.

A Tabela 6.4 apresenta a média dos resultados para as diferentes classes de cobertura da terra identificada na microbacia do córrego Rio Verde.

Em relação à média dos valores para a umidade do solo das amostras coletadas (Tabela 6.4), estas apresentam valores baixos mesmo quando as áreas de remanescente de vegetação são consideradas. Como as amostras foram retiradas em superfície, os valores podem estar relacionados à evapotranspiração.

Tabela 6.4. Resultados da determinação dos índices físicos coletados à 0,2 m de profundidade e Teste de Kruskal-Wallis para diferentes classes de uso do solo. Obs. letras iguais indicam que, no nível 5% de significância, não há diferença entre as médias. CV é o coeficiente de variação das amostras

Classes de cobertura da terra		Umidade (%)	Porosidade (%)	Grau de saturação (%)	Densidade do solo (g.dm ⁻³)
Pastagem	Média	7,48 a	40,5 a	25,87 a	1,84 a
	CV (%)	49,21	20,8	56,29	6,7
Cultivo agrícola	Média	6,51 a	37,52 a	22,95 a	1,90 a
	CV (%)	14,34	22,24	2,28	6,7
Reflorestamento	Média	7,16 a	43,69 a	22,92 a	1,81 a
	CV (%)	42,5	19,14	46,64	6,01
Vegetação remanescente	Média	7,50 a	49,57 a	21,93 a	1,73 a
	CV (%)	22,19	12,41	28,91	3,95
Outros	Média	4,61 a	44,13 a	14,68 a	1,81 a
	CV (%)	50,31	5,01	52,09	0,78

Com dados obtidos junto ao IPMET (2012), foi gerada a Figura 6.6 que apresenta os valores mensais acumulados da precipitação e os valores médios mensais de temperatura para o ano de 2011. Observando o mês em que as coletas foram realizadas e o mês que o antecede,

novembro e outubro, respectivamente, têm-se um total acumulado de aproximadamente 350 mm de chuva no período, com temperaturas próximas a 25°C.

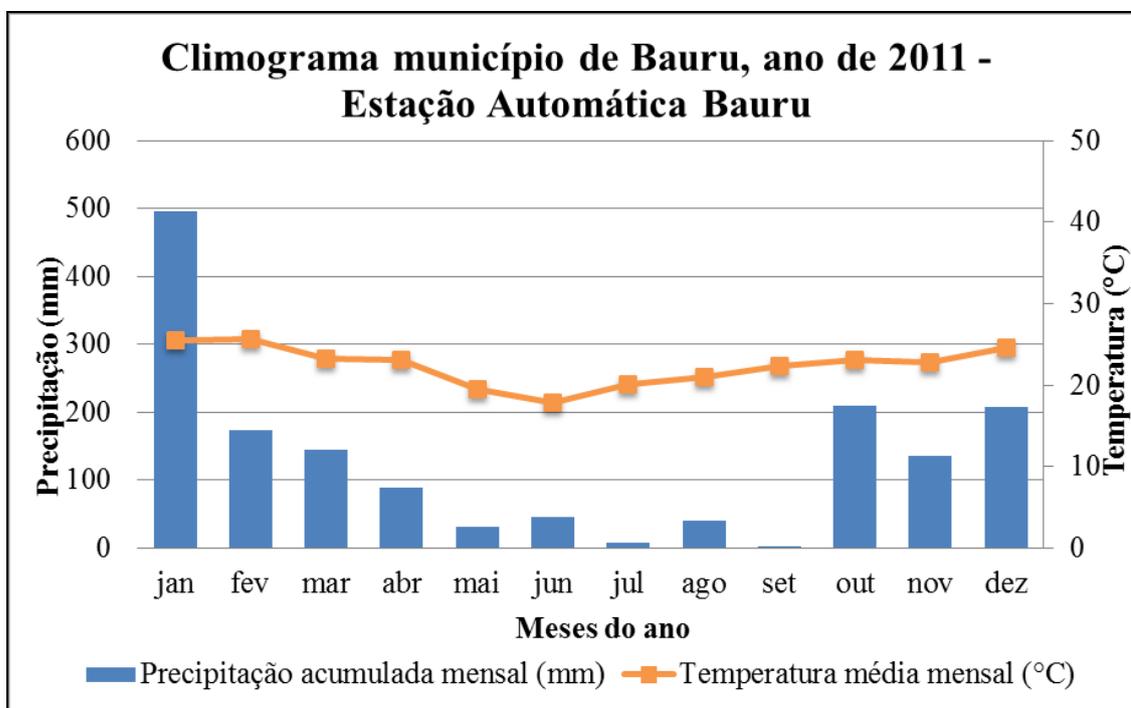


Figura 6.6. Climograma para o município de Bauru, ano de 2011. Fonte: IPMET (2012).

Dessa forma, os valores correspondentes à umidade estão relacionados ao período de pouca precipitação e altas temperaturas que antecedem a época da amostragem do solo. As poucas chuvas acarretaram na redução da água disponível no solo e, mesmo que nos meses de outubro e novembro tenha-se um total acumulado de chuva de 350 mm, a baixa capacidade de retenção de água em solos arenosos pode ter influenciado os resultados obtidos. Outro ponto é que solos provenientes de arenito, por não possuírem microporos em sua estrutura, possuem capacidade reduzida em reter água (PRIMAVESI, 1987).

Comparando os resultados da Tabela 6.4 com a classificação de solos quanto ao grau de saturação (Tabela 4.2), percebe-se que a média dos resultados varia de úmido a naturalmente seco, sendo que as pastagens estão inseridas na classe “úmido” e os demais usos do solo estão inseridos na classe “naturalmente seco”.

A porosidade está relacionada com fatores como estrutura e textura dos solos. No caso dos solos analisados, há predominância da fração areia em sua composição. Comparando os resultados da Tabela 6.4 com a classificação de solos quanto à porosidade (Tabela 4.1), identifica-se que a média dos valores de cada classe de cobertura varia de média a alta. Os resultados da porosidade foram compatíveis com o encontrado por Ribeiro et al. (2007) para solos arenosos.

As áreas de remanescente de vegetação enquadram-se na classe porosidade alta. As pastagens, cultivos agrícolas, reflorestamento e outros usos enquadram-se na classe média. Entende-se que o tipo de cobertura da terra, em conjunto com o manejo aplicado ao solo, interfere diretamente na porosidade. Entretanto, os usos variados do solo não atuaram de forma a interferir nessa propriedade, pois os resultados são os esperados para solos arenosos, já que estão entre 35 a 50% (BRADY, 1989).

A densidade dos solos está diretamente associada à forma de manejo e uso dos solos, sendo afetado, portanto pela atividade antrópica, sendo que a camada mais superficial deste recurso natural usualmente é a mais comprometida (PRIMAVESI, 1987). Na literatura consultada tem-se que, para solos arenosos, como é o caso dos solos de Bauru, a densidade pode variar de 1,2 a 1,8 g.dm⁻³ (BRADY, 1989). Somente a classe de uso cultivo agrícola apresenta valor médio acima do usual para solos arenosos, enquanto as outras classes situam-se próximas ao limite máximo dessa classificação.

Em relação à massa específica dos sólidos ou densidade da partícula, foram realizadas dez determinações e, como os solos do município de Bauru, incluindo os solos da microbacia analisada, são predominantemente arenosos, os resultados obtidos nas determinações variaram de 2,61 a 2,66 g.dm⁻³. Optou-se por adotar 2,65 g.dm⁻³ como sendo valor representativo para todas as amostras analisadas.

Entretanto, quando se aplica o Teste de Kruskal-Wallis para as médias das variáveis físicas consideradas, encontra-se igualdade estatística entre elas. Isso quer dizer que as diferentes categorias de cobertura na microbacia do córrego Rio Verde não vêm, até o momento, influenciando as condições em que se encontram as propriedades físicas analisadas. Isso pode ser devido à classe textural do solo. Esta propriedade determina a estrutura do solo, ou seja, o arranjo das partículas das frações areia, argila e silte (RICHART et al., 2005). Como decorrência, o contato entre as partículas influencia na resistência do solo à deformação (HARTGE, 2000 *apud* LIMA et al., 2004a). Solos arenosos apresentam, devido ao atrito entre as partículas, dificuldade em estabelecer arranjos de maior proximidade (LIMA et al., 2004a; REICHERT et al., 2007).

É necessário considerar que as propriedades físicas analisadas estão restritas aos 20 primeiros cm de profundidade dos perfis de solo e que em profundidades superiores, as condições apresentadas podem ser alteradas, já que outros fatores podem influenciá-las.

6.3 Carbono, nitrogênio e isótopos relacionados.

Analisando os resultados e correlacionando-os com as classes de uso do solo observa-se predominância de mistura de plantas C_3 e C_4 em todas as classes de cobertura consideradas (Tabela 6.5). Isso quer dizer que não houve, ainda, uma total substituição do C oriundo da vegetação original para o novo padrão de vegetação que recobre a microbacia. Isso pode ser observado na classe de uso pastagem, que ainda denota empobrecimento do $\delta^{13}C$ por conta da presença do material orgânico proveniente de plantas C_3 , ou seja, ainda há queima, nas áreas onde atualmente predominam plantas de ciclo fotossintético C_4 (gramíneas), de C oriundo de espécies arbustivas e arbóreas, denunciando a mistura da MOS.

Tabela 6.5. Valores médios de $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$ e Teste de Kruskal-Wallis a um nível de significância de 5%, conforme o tipo de cobertura do solo. Obs.: letras iguais indicam que, em 5% de significância, não há diferença entre as médias. CV é o coeficiente de variação das amostras.

Classes cobertura da terra	$\delta^{13}C$		$\delta^{15}N$	
	Média (‰)	CV (%)	Média (‰)	CV (%)
Pastagem	-21,439 ab	-8,976	8,479 a	9,273
Cultivo Agrícola	-20,781 ab	-13,416	7,261 a	0,555
Reflorestamento	-20,314 a	-7,2917	8,476 a	14,115
Remanescente de Vegetação	-24,359 b	-4,682	8,221 a	12,867
Outros usos	-20,720 ab	-10,648	9,244 a	2,1340

Por serem pequenos fragmentos de vegetação, com invasão de gado e de gramíneas, os resultados obtidos no presente trabalho para as áreas de vegetação natural remanescente sugerem influência de plantas de natureza C_4 . A invasão de gramíneas em quase todas as amostras coletadas sob esse uso contribui para o enriquecimento em $\delta^{13}C$ proveniente de plantas de ciclo fotossintético C_4 , sendo que o C da material orgânico proveniente dessas plantas está sendo incorporado ao solo. Ocorre uma alteração no padrão típico do C para solos sob florestas, podendo confirmar que a invasão de gramíneas nos remanescentes de vegetação causa impacto na assinatura isotópica do C do solo. Essa situação representa realidade dos fragmentos de vegetação da microbacia do córrego Rio Verde, bem como representa a situação das demais microbacias do município de Bauru, cujos remanescentes florestais estão concentrados em fragmentos de vegetação, com padrão de substituição de ambientes naturais para ambientes antropizados, como por exemplo, as pastagens.

A média obtida no presente estudo é similar aquela obtida por Silva et al. (2009) para a região de Sorocaba, que também é uma área de ecótono entre Mata Atlântica e Cerrado e também vem sofrendo processos similares de degradação do solo em relação a área do presente estudo. Foi também similar ao valor médio obtido para a região do pantanal sul-mato-grossense (FERNANDEZ et al., 2007). Foi menor do que o valor médio para o estado do Acre (região amazônica) (MELLO, 2003) e ficou pouco abaixo do valor obtido por Siqueira Neto (2006), para a região do Cerrado (Figura 6.7). Entretanto, faz-se a ressalva de que a vegetação da área de pesquisa já apresenta sinais de alteração antrópica. Isto pode ser uma das causas que a difere dos resultados apresentados para as áreas com vegetação primária.

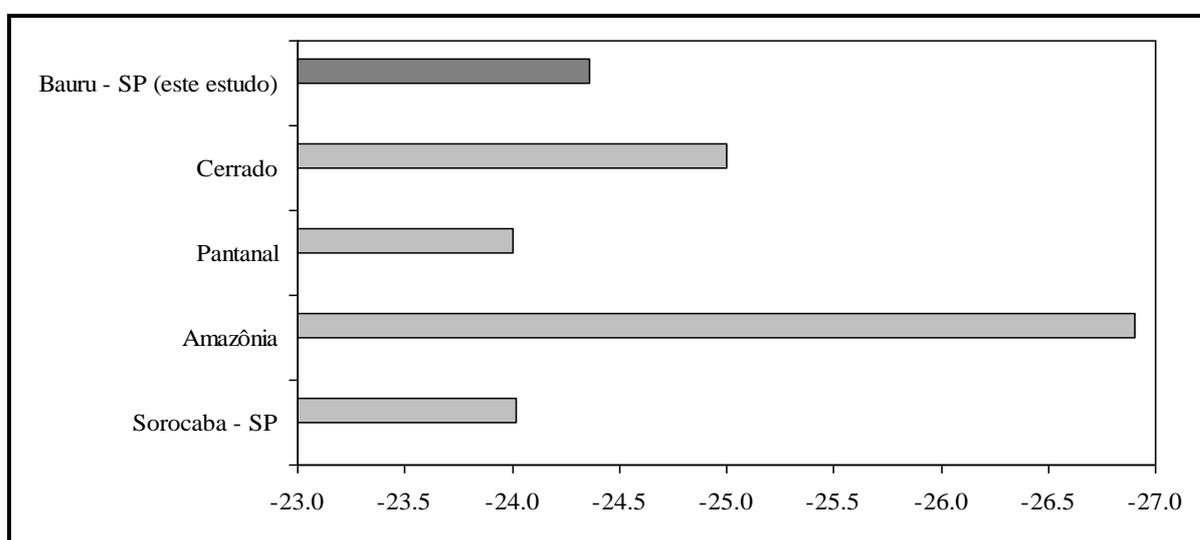


Figura 6.7. Valores médios comparativos de $\delta^{13}\text{C}$ (em ‰) para solos da região de estudo (valor médio das amostras de solos de vegetação natural) e outros biomas brasileiros.

O Teste de Kruskal-Wallis demonstra que há uma variação dos resultados isotópicos, sendo a principal diferenciação observada entre os dados dos remanescentes de vegetação e das áreas de reflorestamento. Os dados das outras classes de cobertura sugerem que estas áreas estejam passando por um período de transição entre os extremos de valores. Pode-se considerar, portanto, que do ponto de vista isotópico, as diferentes categorias de cobertura da terra são capazes de alterar o padrão do C nos solos da microbacia.

Deve-se ressaltar que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ obtidos na MOS das áreas de reflorestamento é pouco usual, pois as áreas são povoadas principalmente por indivíduos de *Eucalyptus* spp. (eucalipto) e o C contido nos tecidos dos organismos das espécies deste gênero é predominantemente de natureza C_3 . Isto provavelmente se deve ao fato de que as áreas hoje

povoadas por eucalipto pode ter sido há algum tempo atrás e por um período de tempo dilatado, ocupada por pastagem (nativa ou exótica). Por outro lado, as áreas hoje ocupadas por pastagem podem ser de uso menos antigo e relação às áreas de reflorestamento. Adicionalmente, áreas ocupadas por eucalipto não raramente são formadas por um sub-bosque de gramíneas, o que ajuda a tornar os valores de $\delta^{13}\text{C}$ menos negativos.

Observando a Figura 6.1 percebe-se a predominância de pastagens na microbacia, o que significa a vasta presença de plantas C_4 na área de pesquisa. Dessa forma, na microbacia do córrego Rio Verde, pode ser, teoricamente, encontrada uma atmosfera rica em CO_2 , o que vai tornar as plantas C_3 fotossinteticamente mais eficientes em relação às gramíneas C_4 .

Se nenhuma alteração ou perturbação antrópica ocorrer, naturalmente as plantas C_3 vão avançar os ambientes onde predominam as gramíneas C_4 (EHRLINGER et al., 2001). Por outro lado, devido à predominância de plantas C_4 na área, também podem ocorrer alterações na precipitação local, já que plantas C_4 têm taxa de evapotranspiração menor do que plantas C_3 . A variação na precipitação pode afetar os valores de $\delta^{13}\text{C}$ das folhas e do CO_2 liberado pela respiração das plantas (OMETTO et al., 2002).

As fontes mais comuns de N à vegetação são mineralização da MOS, entradas de N via precipitação e a fixação do N atmosférico, sendo que estas fontes apresentam diferentes assinaturas isotópicas (BUSTAMANTE et al., 2004). A média dos valores para o $\delta^{15}\text{N}$ das amostras do presente estudo se aproxima dos valores considerados na literatura como sendo típicos de solos agrícolas (7‰). Em relação ao N atmosférico percebe-se que o solo é enriquecido em $\delta^{15}\text{N}$ até mesmo nas áreas de remanescente de vegetação. Isso pode ser devido ao aporte de N no solo, a re-translocação do N no interior das plantas, e até mesmo a habilidade da planta em fixar N atmosférico, indicando a variedade de fontes as quais o ambiente está explorando N (OMETTO et al., 2006).

A atividade microbiana também pode deixar o substrato enriquecido em ^{15}N (Austin e Vitousek, 1999 *apud* OMETTO et al., 2006), indicando ciclo do nitrogênio aberto, além da perda da fração leve do isótopo de N por meio da atividade microbiana, deixando disponível a fração pesada do N no ambiente (MARTINELLI et al., 1999).

O enriquecimento de ^{15}N no substrato também pode estar relacionado à composição isotópica da forma de N mais abundante no solo (NO_3 ou NH_4) (BUSTAMANTE et al., 2004; OMETTO et al., 2006). A profundidade a qual este N é assimilado pelas plantas também influencia na sua assinatura isotópica, assim como a simbiose entre plantas e fungos micorrízicos (Högberg, 1997; Hobbie et al., 1999, 2000 *apud* BUSTAMANTE, 2004).

O fracionamento isotópico depende das concentrações externas de NO_3^- e NH_4^+ e o fracionamento apenas vai ocorrer se a concentração de nutrientes for maior do que a necessária às plantas. O fracionamento é composto pelos processos de volatilização (que libera NH_4 para a atmosfera), nitrificação (que converte NH_4 em NO_3) e desnitrificação (que converte NO_3 em N_2O e N_2). Valores de ^{15}N podem ser considerados como indicativo da ocorrência predominante de um dos de fracionamento do N no solo (BILLY et al., 2010). Como os valores de ^{15}N encontrados no presente estudo são altos (entre 7,261 e 9,244‰), assim como os encontrado por Billy et al. (2010), pode-se dizer que, a desnitrificação parece ser o processo preponderante no fracionamento isotópico.

Associado a isso, o enriquecimento em $\delta^{15}\text{N}$ nos solos sob remanescente de vegetação pode estar relacionado à quantidade de material orgânico disponível sobre o solo. Com maior disponibilidade de N no solo ocorre perda preferencial do isótopo leve via fracionamento, resultando na acumulação residual de ^{15}N e indicando que há abundância de N no ambiente (MARTINELLI et al., 1999; OMETTO et al., 2006; MARTINELLI et al., 2007). Além disso, em alguns remanescentes de vegetação cujos solos foram amostrados observava-se a presença de gado bovino. Este fato acarreta na agregação de esterco a MOS, o que pode, também, elevar o valor do $\delta^{15}\text{N}$.

Outra resposta, sendo esta uma das mais prováveis, estaria relacionada à variável climatológica. A região de Bauru sofre déficit hídrico, além de concentrar as chuvas no período entre outubro e março, o que responderia ao enriquecimento de ^{15}N no solo, já que baixas taxas de precipitação e a extensão do período de seca culminam em acúmulo de ^{15}N no solo e influenciam na forma mineral do N disponível para as plantas. O regime de chuvas é um dos mais importantes determinantes no que se refere à disponibilidade de N. Locais com muita precipitação culminam na maior eficiência do ciclo de N. Portanto, locais com pouca precipitação são favoráveis a um incompleto consumo do N por meio do processo de desnitrificação, elevando os valores de $\delta^{15}\text{N}$ no solo (NARDOTO, 2005; HOULTON et al., 2006; NARDOTO et al., 2008).

Entretanto, estas considerações não se aplicam somente ao caso dos solos amostrados nos remanescentes de vegetação, sendo que as áreas cultivadas e de pastagens também são influenciadas por estes fatores. Além disso, áreas cultivadas e de pastagens, ou seja, alteradas pela ação humana, tendem a apresentar maior enriquecimento de ^{15}N quando comparado às áreas florestadas.

Os resultados de ^{15}N obtidos se aproximam dos relatados por Ometto et al. (2006), que trabalharam com amostras coletadas de folhas, solos e serapilheira de Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila aberta na região amazônica, e se distanciam dos apresentados por Bustamante et al. (2004), que trabalharam com amostras de folhas, solos e serapilheira de cerrado em sua região núcleo.

Quando se aplica o Teste de Kruskal-Wallis não foram identificadas diferenças isotópicas entre as classes de uso do solo, não havendo diferença significativa entre as médias analisadas. Isso significa que os diferentes usos destinados aos solos da microbacia não vêm influenciado, ao menos até o momento, na diferenciação do isótopo de N no solo.

Há variação entre os isótopos de C e N de acordo com as classes de cobertura (Figura 6.8). Há variação em as classes, sendo que os valores referentes às pastagens e remanescentes de vegetação podem ser encontrados no mesmo intervalo de valores, confirmando o efeito do avanço de gramíneas no interior dos fragmentos florestais.

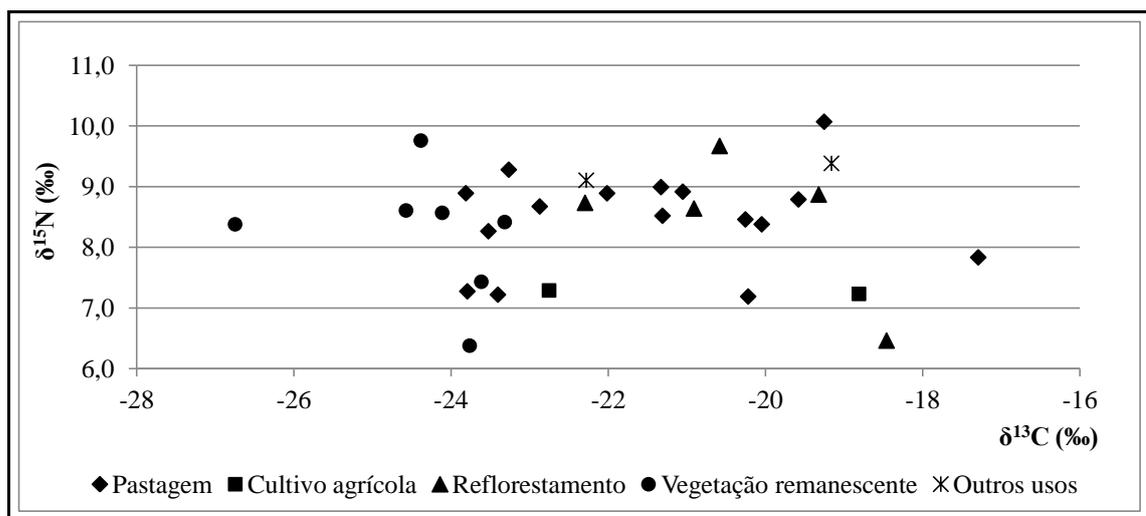


Figura 6.8. Relação entre isótopos de C e N.

Não houve mudança significativa em relação à assinatura isotópica do C, nem mesmo ocorreu acúmulo ou perda de C significativas ao longo do perfil coletado sob o uso de pastagem (Figura 6.9). Com estes resultados reafirma-se a ocorrência de plantas com ciclo fotossintético C_3 , além de que a permanência do C e sua manutenção em profundidade remetem à efetividade da ocorrência de plantas C_3 já em tempos pretéritos, sendo que, por conta da nova configuração da vegetação em superfície, há a tendência na mudança deste padrão. Entretanto, esta mudança ainda não se manifesta em termos de assinatura isotópica deste elemento.

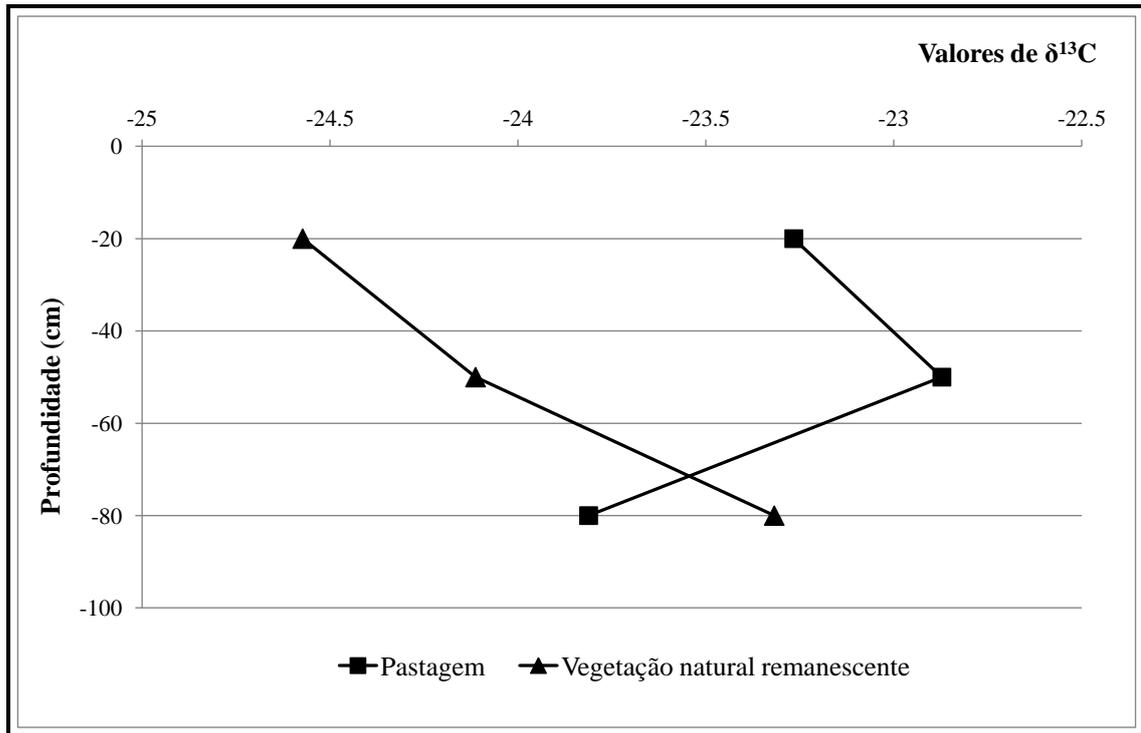


Figura 6.9. Variação dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) em função da profundidade média e do tipo de cobertura da terra.

Em relação à vegetação natural remanescente, também não se percebe alteração na assinatura isotópica do C, nem grandes perdas ou acúmulo de C ao longo do perfil. Ainda assim percebe-se aumento de 1,255‰ nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ em profundidade. Este comportamento pode refletir o grau de humificação da MOS, revela a predominância de plantas C_3 . Por outro lado, também denuncia a incorporação de C proveniente de plantas C_4 , devido à invasão de gramínea no remanescente de vegetação.

Os resultados de $\delta^{13}\text{C}$ das amostras de solo analisadas não apresentam grande variabilidade, o que é devido ao padrão de substituição da vegetação remanescente para áreas de pastagens, bem como a invasão de gramíneas nas áreas com fragmentos de vegetação, configurando em uma mistura de C proveniente de plantas C_3 e C_4 .

Há uma tendência de empobrecimento de $\delta^{15}\text{N}$ em profundidade nos dois perfis (Figura 6.10), resultado concordante com aqueles obtidos por Bustamante et al. (2004). Isso pode ocorrer devido a uma diminuição no fracionamento do $\delta^{15}\text{N}$ durante a mineralização da MOS. Esse empobrecimento em sub-superfície pode ser devido a uma possível exposição à erosão (MARTINELLI et al., 2004). Não se percebe variação expressiva nos resultados obtidos em função do uso e ocupação, não implicando em diferenciações quanto ao padrão isotópico do N no solo.

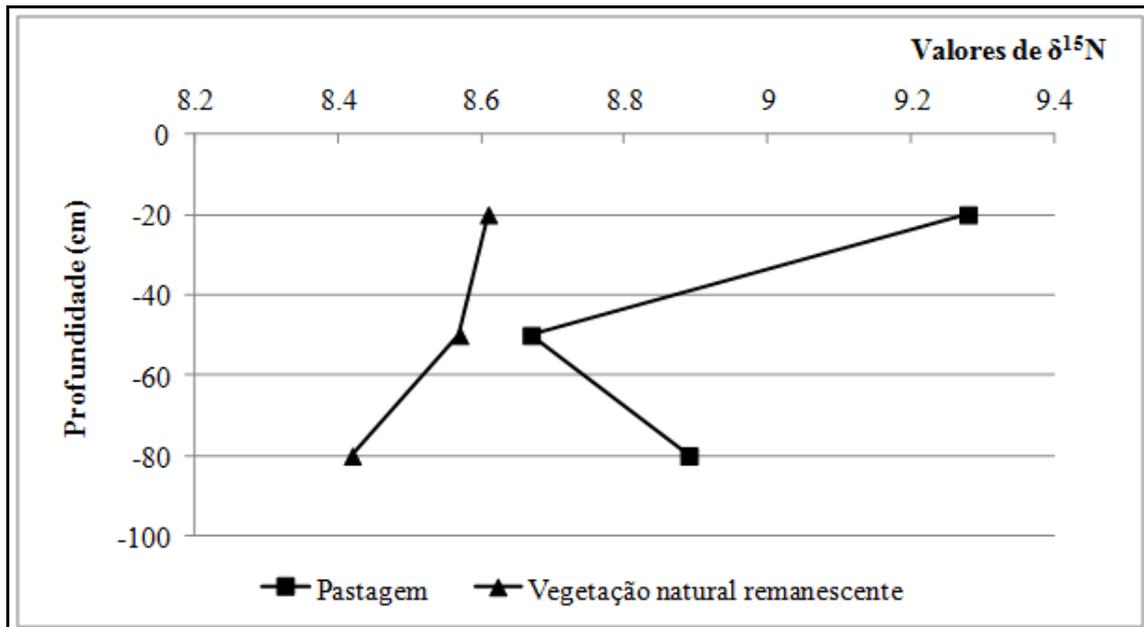


Figura 6.10. Variação dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) em função da profundidade média e do tipo de cobertura da terra.

Os teores de C encontrados podem estar associados à baixa porcentagem de argila e consequente alta porcentagem de areia nos solos da microbacia em análise, pois a pouca quantidade de argila diminui a superfície específica dos solos, diminuindo, também, a capacidade de adsorção e de mineralização da MOS (Tabela 6.6). As áreas com reflorestamento apresentaram menor teor de C em relação às outras classes de uso, o que pode evidenciar o efeito da classe de uso sobre a manutenção do C no solo. Houve diferenças estatísticas significativas entre as classes de cobertura. Com isso afirma-se que as diferentes categorias de cobertura influenciam na manutenção do C nos solos da microbacia em questão.

Os resultados demonstraram pouca abundância do N quando comparado aos valores obtidos por Silva (2005). Quando se relaciona os teores de N com os diferentes usos e ocupação do solo da microbacia do córrego Rio Verde, percebe-se, levando em consideração o Teste de Tukey, que não há diferença estatisticamente significativa entre as médias, sendo que não se encontra correlação com a presença ou não de vegetação remanescente. O mesmo pode ser dito quando as pastagens e os outros usos são levados em conta.

Ainda é necessário considerar que em profundidade maior que 0,8 m podem ocorrer alterações nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, já que outras variáveis e o uso da terra pretérito passam a exercer influência sobre os resultados.

Tabela 6.6. Valores médios dos teores de C e N e Teste de Kruskal-Wallis a um nível de significância de 5%, conforme o tipo de cobertura do solo. Obs.: letras iguais indicam que, em 5% de significância, não há diferença entre as médias. CV é o coeficiente de variação das amostras.

Classe de cobertura da terra	C		N	
	Média (g.Kg ⁻¹)	CV(%)	Média (g.Kg ⁻¹)	CV(%)
Pastagem	30.72 b	27.63	2.86 a	32.57
Cultivo Agrícola	41.30 ab	9.51	3.58 a	7.43
Reflorestamento	24.22 b	22.29	2.41 a	26.46
Remanescente de Vegetação	30.38 b	14.41	3.37 a	14.79
Outros usos	55.71 a	30.72	4.15 a	26.37

No caso dos teores de C e N no solo, constata-se o que já era esperado, ou seja, que há uma estreita relação entre estes dois elementos. Esta relação reflete na decomposição da MOS (Figura 6.11). A correlação é uma ferramenta que se aplica e que se adéqua a este tipo de comportamento, pois permite confirmar a relação entre as variáveis “teor de C e N” nos pontos coletados, além de indicar em que medida essa relação acontece.

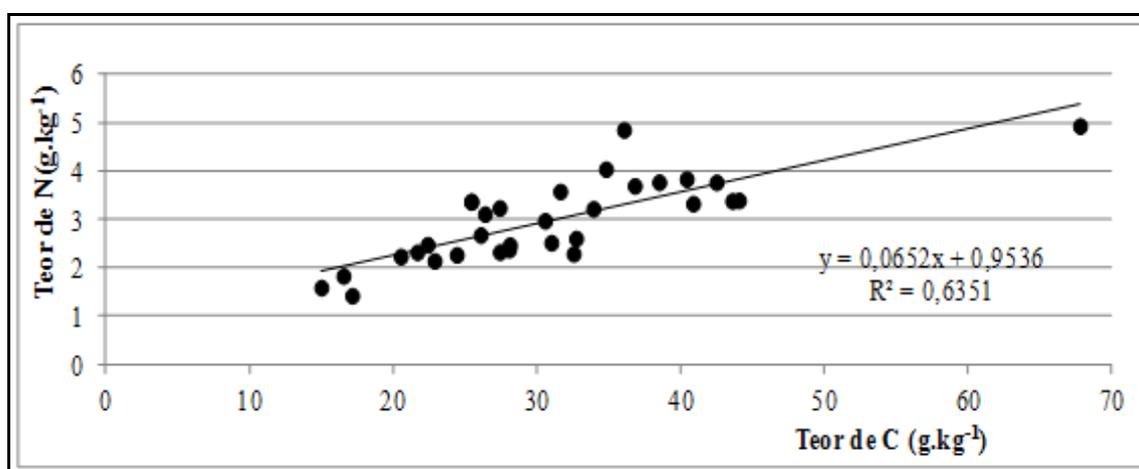


Figura 6.11. Correlação entre os resultados obtidos para os teores de C e N para as amostras de solo analisadas.

Há uma correlação linear positiva entre os teores de C e N, pois os pontos se aglomeram próximos à reta de regressão e no sentido crescente para ambos os eixos. Isso quer dizer que se a quantidade de C diminui, a de N também diminui, e vice-versa. O diagrama de dispersão permite que essa correlação seja observada e, através do resultado do coeficiente de correlação de Pearson, estabelece-se que a relação entre as variáveis é da ordem de 0,796. Isto significa que há uma forte correlação entre as variáveis e que o aumento ou diminuição de uma delas acarreta no aumento ou diminuição da outra. O R² indica valor de 0,635, o que

significa que 63,5% da variabilidade do teor de C (se este aumenta ou diminui) pode ser explicado pela variação nos teores de N. Outros fatores que levariam a variação do C estão representados pela porcentagem 36,5% e esta variação não pode ser descrita pela variação do N.

O resultado obtido pela reta de regressão linear indica que praticamente não existe correlação entre as classes de uso do solo estabelecidas, já que R^2 é muito próximo de zero (Figura 6.12). Quando se consideram somente as categorias pastagem, reflorestamento e cultivo agrícola, encontra-se pouca variação dos resultados de uma classe em relação à outra. Como estes valores estão mesmo intervalo de distribuição na Figura 6.11, a nítida diferenciação visual entre as classes de uso do solo fica dificultada. Ao comparar as áreas de vegetação remanescente com as demais classes, pode-se fazer uma diferenciação mais nítida entre uma classe e outra, ainda que seja possível encontrar valores de vegetação remanescente em conformidade com os encontrados para a as pastagens. Em relação aos teores de C, o maior valor foi encontrado na classe outros usos e é discrepante aos demais.

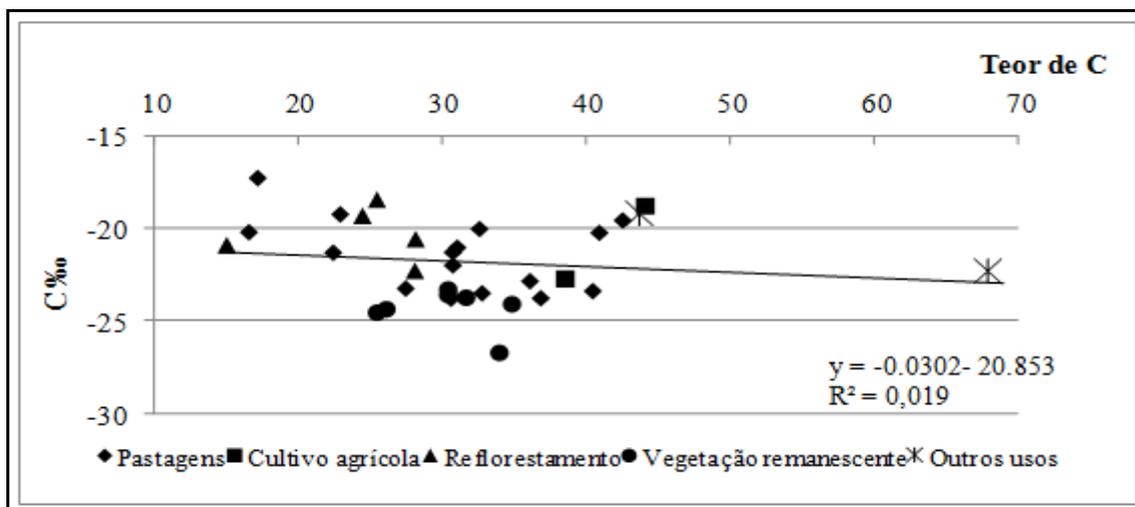


Figura 6.12. Relação entre teor (g.kg^{-1}) e isótopo de C (‰).

Embora seja possível inferir que as pastagens apresentam os valores mais altos em relação ao ^{15}N , a diferenciação, ao menos visual, da distinção entre categorias de cobertura por meio da assinatura isotópica do N ficou dificultada (Figura 6.13). Para os teores de N, também não é possível diferenciar classes de uso do solo com base na abundância do referido nutriente. Em relação à correlação entre as classes de uso do solo, também pode-se dizer que esta praticamente não existe, pois, mais uma vez, o valor de R^2 é muito próximo de zero.

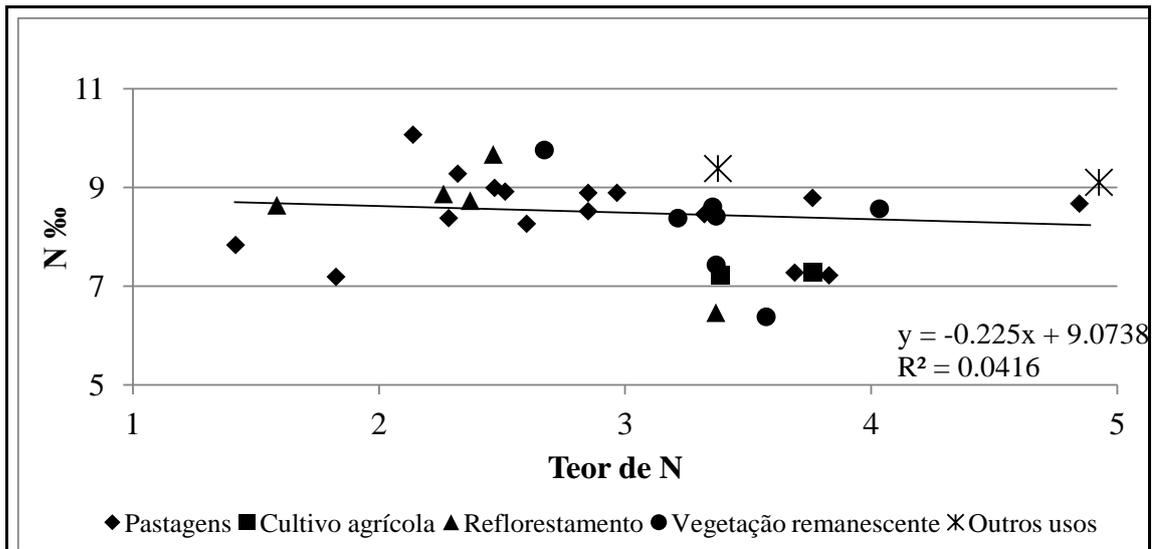


Figura 6.13. Relação entre teor (g.kg⁻¹) e isótopo de N (‰).

Ainda é necessário ponderar que em profundidade maior que a coletada (0,2 m) podem ocorrer alterações nos teores de C e N, já que outras variáveis passam a exercer influência sobre os resultados.

6.4 Indicadores de erosão.

Todos os indicadores de erosão estão relacionados com práticas de manejo inadequadas ou ineficientes, como no caso do rompimento de estruturas para conservação dos solos, por exemplo, o rompimento de curvas de nível. Eles indicam solos severamente erodidos, como no caso dos solos vermelhos, os quais configuram a retirada da camada mais superficial do solo, além de contribuir para o empobrecimento do solo do ponto de vista de fertilidade (Figura 6.14).

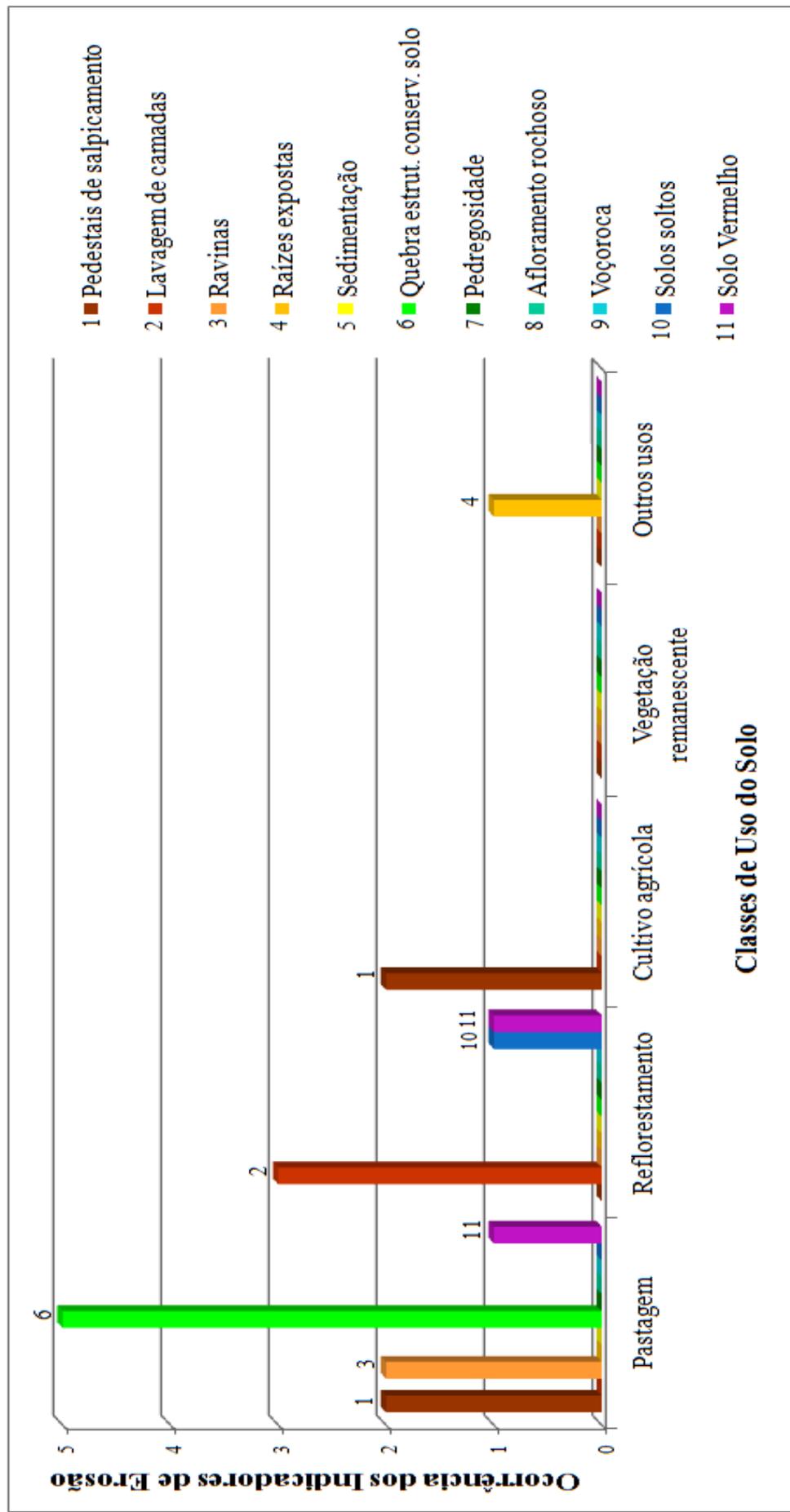


Figura 6.14. Ocorrência dos diferentes indicadores em função do uso e ocupação do solo na microbacia do córrego Rio Verde.

As pastagens são a classe de uso do solo em que houve maior ocorrência dos indicadores de erosão considerados. O rompimento de estruturas ligadas à conservação do solo foi o mais frequente no entorno das amostras coletadas (Figura 6.15). Além deste, também foram observados pedestais de salpicamento, ravinas e solos vermelhos.



Figura 6.15. Estrutura de ligada à conservação do solo apresentando sinais de rompimento.
Foto da autora (11/2011).

Nos locais com reflorestamento, foram identificados os indicadores “lavagem de camadas”, com identificação de caminhos preferenciais de fluxo de escoamento, “solos soltos”, propensos ao arraste pelo escoamento superficial e ainda solos vermelhos, mostrando remoção da camada mais superficial do solo. O indicador “lavagem de camadas” foi a modalidade mais frequentemente reconhecida.

Nas classes cultivo agrícola e outros usos ocorreram, respectivamente, os indicadores pedestais de salpicamento e raízes expostas. No caso das áreas cultivadas, todas com práticas de cultivo convencional, a ocorrência deste tipo de indicador é comum, já que o solo fica exposto, vulnerável ao impacto das gotas de chuva (GUERRA, 2005). Raízes expostas foram identificadas, denotando remoção da camada superficial do solo, lembrando que a classe de

solo outros usos corresponde a amostras coletadas no interior do bairro Rio Verde e em proximidade com chácaras.

Como era esperado, a classe remanescentes de vegetação não apresentou ocorrência de indicadores de erosão, sendo os solos destes ambientes ainda protegidos de processos erosivos. O dossel florestal e, especialmente a vegetação de sub-bosque e a serapilheira depositada sobre o solo nas áreas com vegetação natural remanescente, contribuem para a interceptação da chuva, minimizando o impacto da mesma. Além disso, apesar da invasão por gado, não há outras ocorrência de atividades antrópicas degradantes no interior dos fragmentos de mata nem indícios de incêndios.

A não ocorrência dos indicadores sedimentação, pedregosidade, afloramento rochoso e voçorocas nas classes de solo analisadas deve ser considerada. A sedimentação é um importante indicador, reconhecido, por exemplo, pelo soterramento de culturas e deposição de um “novo solo” em determinados locais e pode estar associado à presença de voçorocas, que não ocorrem ao longo da área de estudo. Apesar disso, ocorre perda de solo na microbacia, evidenciada pelo assoreamento do córrego Rio Verde e seus afluentes (Figura 6.16). A não ocorrência de pedregosidade e afloramentos rochosos era esperada, já que LATOSSOLOS, ou mesmo NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS, são solos profundos, bem desenvolvidos e desprovidos de pedregosidade (EMBRAPA, 1999).



Figura 6.16. Córrego Rio Verde. Foto da autora (11/2011).

Admite-se, portanto, que mesmo com a ocorrência de erosão discreta, as perdas de solo na microbacia estão sendo suficientes para degradar os recursos hídricos locais. Chega-se à essa conclusão pois, os córregos ali existentes possuem cabeceira dentro da própria microbacia, o que afasta o risco de os sedimentos depositados nos córregos terem sido transportando de outro local.

Além da relação com a cobertura da terra, a aplicação dos referidos indicadores de erosão também permitiu avaliar a possibilidade de reversão da degradação do solo e indica se os processos erosivos detectados são atuais ou antigos. Analisando os resultados observados, pode-se afirmar que a maioria das ocorrências está relacionada a processos erosivos recentes, apontando a possibilidade de reversão dos mesmos.

Ainda assim, foram percebidos indicadores que apontam para a irreversibilidade dos processos erosivos, estando estes associados a processos antigos, como é o caso dos solos soltos e solos vermelhos, que fornecem sedimento aos cursos hídricos da microbacia. Eles foram detectados nas classes de uso pastagem e reflorestamento, que, na sua maioria, estão próximas das cabeceiras dos cursos hídricos. Sendo assim, mesmo que não haja a ocorrência

de erosões lineares de grandes proporções, como voçorocas, pode-se considerar que a microbacia sofre perda de solo por erosão, que degrada solo e água, sendo as pastagens a classe de uso do solo que mais acelera os processos erosivos. Mais uma vez evidencia-se a importância da observação em campo por meio do uso dos indicadores visuais.

Diante do quadro levantado no presente trabalho, verifica-se que embora os moradores locais ainda contem muito e dependam dos diversos serviços ecossistêmicos providos pelo solo local, aos poucos, já há sinais de que alterações ambientais significativas vêm ocorrendo no local e estas alterações podem colocar em xeque a qualidade dos serviços hoje existentes.

A degradação do córrego Rio Verde por conta do assoreamento é um exemplo claro de que os serviços ecossistêmicos estão comprometidos, afetando a ciclagem da água, a ictiofauna, microorganismos, entre outros. As práticas de manejo, como o pastoreio extensivo encontrado em todos os pastos da microbacia, também comprometem a qualidade dos solos do ponto de vista microbiológico, afetando, por conseguinte, processos de disponibilidade de nutrientes às plantas. Mais uma vez aponta-se para a necessidade da gestão e manejo sustentáveis quanto ao uso do solo, de forma que seu uso não ultrapasse limites toleráveis, comprometendo não somente os serviços ambientais por ele providos, mas também a qualidade de vida de uma população que os usufruem.

7 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.

Considerando a hipótese de que a mudança na cobertura da terra gera características do solo que indicam mudanças na performance de execução dos serviços ecossistêmicos normalmente por ele executados e, portanto, na sua qualidade e, considerando os resultados obtidos, conclui-se que diferentes coberturas da terra não foram, até o momento, determinantes para alterar as seguintes propriedades do solo: granulometria, densidade do solo e da partícula, porosidade, umidade e grau de saturação. A cobertura da terra também não influenciou a assinatura isotópica do N e os teores de N. Entretanto, quando se considera o $\delta^{13}\text{C}$ e os teores de C no solo, foram encontradas diferenças estatísticas significativas, ficando claro que o tipo de cobertura da terra está influenciando na manutenção do C no solo.

Com relação à análise dos indicadores de erosão, a microbacia sofre várias formas de perda de solo, sendo que há a ocorrência de formas erosivas recentes e mais antigas. Dessa forma, por também haver a ocorrência de formas de erosão mais antigas, como é o caso de solos soltos e solos vermelhos, pode-se concluir que o processo de perda de solo por erosão ocorre há algum tempo e que essa perda está associada ao tipo de manejo do solo, principalmente dos solos sob pastagens.

Os resultados alcançados permitiram avaliar a situação dos solos da referida microbacia, sendo que se encontra algum grau de alteração, do ponto de vista do C do solo. Esta alteração está relacionada ao processo de substituição de vegetação remanescente por áreas destinadas ao cultivo agrícola e, mais predominantemente, por pastagens. Observa-se a substituição do C do solo, além de se identificar a mistura de plantas C_3 e C_4 na MOS amostrados.

Para que a pesquisa alcance o nível de retratar de maneira completa a qualidade do solo da microbacia, seriam necessários estudos que levassem em conta aspectos químicos, voltados para fertilidade, e aspectos biológicos da microfauna e microflora do solo. Com avanços nesse sentido, poder-se-ia traçar a qualidade do solo no local.

Ainda assim chega-se à conclusão de que a apropriação do solo da microbacia do córrego Rio Verde pela ação antrópica implica em modificações das características originais deste recurso natural. O processo acentuado de modificação da paisagem tende a acelerar a modificação das propriedades do solo consideradas na pesquisa, sendo que essas alterações podem ultrapassar os limites toleráveis e comprometer a capacidade de uso do solo.

O trabalho aqui relatado é pioneiro na área central do estado de SP, possui um caráter inovador de desenvolvimento de pesquisa na área da pesquisa ambiental, pois integra num

único trabalho informações sobre variáveis físicas, isotópicas e indicadores de erosão. Adicionalmente, constitui uma clara colaboração no avanço do entendimento de como os ciclos biogeoquímicos do C e N são (ou estão sendo) alterados conforme ocorrem alterações na cobertura da terra, bem como a cobertura da terra induz ao surgimento de diversas modalidades de processos erosivos numa área cujo solo possui alta vulnerabilidade a este tipo de degradação ambiental.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

- ABDON, M. de M. (2004). **Os impactos ambientais no meio físico – erosão e assoreamento na bacia hidrográfica do rio Taquari, MS, em decorrência da pecuária.** Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/site_bhrt/download/Tese.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2012.
- ADAMS, G. A.; WALL, D. H. Biodiversity above and below the surface of soils and sediments: linkages and implications for global change. **BioScience**, 50(12) p.1043-1048. 2000. Disponível em: <[http://www.bioone.org/doi/abs/10.1641/0006-3568\(2000\)050%5B1043:BAABTS%5D2.0.CO%3B2](http://www.bioone.org/doi/abs/10.1641/0006-3568(2000)050%5B1043:BAABTS%5D2.0.CO%3B2)>. Acesso em: 12 ago. 2012.
- ADHIKARI, B.; NADELLA, K. Ecological economics of soil erosion: a review of the current state of knowledge. **Annals of the New York Academy of Sciences**. v. 1219. (2011)134–152. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1749-6632.2010.05910.x/pdf>>. Acesso em: 02 jul. 2012.
- ALVES, B. J. R. et al. Emprego do Isótopo Estável C para o Estudo da Dinâmica da Matéria Orgânica do Solo. p 163-198. In: Roscoe, R. (org.). **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares.** Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2006.
- ARAÚJO, R. et al. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 31:1099-1108, 2007.
- ARSHAD, M. A., MARTIN, S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agroecosystems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.88, p. 153 – 160, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880901002523>>. Acesso em: 14 abr. 2012.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 7181: solo – análise granulométrica. Rio de Janeiro, 1984.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 6508: grãos de solo que passa na peneira 4,8mm – determinação da massa específica. Rio de Janeiro, 1984.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 6502: rochas e solos – terminologia. Rio de Janeiro, 1995.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS). NBR 6457: amostras de solo – preparação para ensaios de compactação e de caracterização. Rio de Janeiro, 1986.
- ALVES, M. V. Propriedades físicas do solo e *oligochaetas* em diferentes de uso da terra no Alto Solimões, Amazonas. **Tese** (Doutor em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras: UFLA, 2010. Disponível em: <http://bdtd.ufla.br/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=3519>. Acesso em: 02 ago. 2013.

- AWITI, A. O. et al. Dynamics of topsoil carbon and nitrogen along a tropical forest–cropland chronosequence: Evidence from stable isotope analysis and spectroscopy. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n. 127, p. 265–272, 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880908001333>>. Acesso em: 01 jul. 2012.
- AYRES, M., AYRES JR, M., AYRES, D. L., SANTOS, A. A. **Bioestat 5.0 – Manual do usuário**. Universidade Federal do Pará, p. 364, 2007.
- BARALDI, I.M. 2003. **Retraços da educação matemática na região de Bauru (SP): uma história em construção**. Tese (Doutorado em Educação Matemática) Instituto de Geociências e Ciências Exatas, UNESP – Rio Claro.
- BARRETO, A. C. Fracionamento químico e físico do carbono orgânico total em um solo de mata submetido a diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32:1471-1478, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v32n4/a11v32n4.pdf>> Acesso em: 10 fev. 2012.
- BELLANGER, B. et al. Monitoring soil organic carbon erosion with $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ on experimental field plots in the Venezuelan Andes. **Catena**, v. 58, p. 125–150, 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816204000529>>. Acesso em: 25 jul. 2012.
- BENGTSSON, J. Disturbance and resilience in soil animal communities. **European Journal of Soil Biology**, v. 38, 2002 Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1164556302011330>>. Acesso em: 17 set. 2012.
- BERNOUX, M., et al. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. **Geoderma**, n. 82, p. 43-58, 1998. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706197000967>>. Acesso em: 13 jul. 2012.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 5ª ed. São Paulo: Ícone, 2005.
- BIEDENBENDER, S. H. et al. Landscape patterns of vegetation change indicated by soil carbon isotope composition. **Geoderma**, n. 119, p. 69–83, 2004. Disponível em: <<http://nalcd.nal.usda.gov/download/6777/PDF>>. Acesso em: 18 jul. 2012.
- BIGARELLA, J. J.; BECKER, R. D.; SANTOS, G. F. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. 2. Ed. V. 3. Florianópolis: UFSC, 2007.
- BIGGS, T. H., et al. $\delta^{13}\text{C}$ values of soil organic matter in semi arid grassland with mesquite (Prosopis) encroachment in southeastern Arizona. **Geoderma**, n. 110, p. 109–130, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706102002276>>. Acesso em 29 jun. 2012.
- BILLY, C. et al. Nitrogen isotopic composition of leached nitrate and soil organic matter as an indicator of denitrification in a sloping drained agricultural plot and adjacent uncultivated riparian buffer strips. **Soil Biology and Biogeochemistry**, v.42, 2010.

Disponível em: <http://ac.els-cdn.com/S003807170900368X/1-s2.0-S003807170900368X-main.pdf?_tid=d4a0500a-b5aa-11e2-ba21-00000aab0f02&acdnat=1367775789_cf37f7c962f65633c243ae9e171a3c37>. Acesso em: 05 maio 2013.

BORTOLON, E. S. O. et al. Simulação da dinâmica do carbono e nitrogênio em um Argissolo do Rio Grande do Sul usando modelo Century. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 6, Dez, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832009000600012&script=sci_arttext>. Acesso em: 02 jul. 2012.

BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7.ed. São Paulo: Freitas Bastos, 1989.

BUSTAMANTE, M. M. C.; et al. ¹⁵N natural abundance in woody plants and soils of central Brazilian savannas (Cerrado). **Ecological Applications**, v. 14, n.4, Supplement, 2004. Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/01-6013>>. Acesso em: 07 out. 2012.

CAMPOS, Y. de O. Gestão ambiental: complexidade sistêmica em bacia hidrográfica. **Tese** (Doutor em Geografia) – Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Geografia, 2011. Disponível em: <<http://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/1270/1/Gest%C3%A3oaAmbientalComplexidade.pdf>>. Acesso em: 02 ago. 2013.

CARMO, J. P. de A. do; SILVA, P. D. D. A bacia hidrográfica como unidade de estudo, planejamento e gestão. In: **Anais XVI Encontro Nacional de Geógrafos**, Porto Alegre, 2010. Disponível em: <<http://www.agb.org.br/evento/download.php?idTrabalho=4055>>. Acesso em: 02 jul. 2012.

CARNEIRO, M. A. C., et al. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 33:147-157, 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v33n1/16.pdf>>. Acesso em: 10 ago. 2012.

CENTURION, J. F.; CARDOSO, J. P.; NATALE, W. Efeito de formas de manejo em algumas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Vermelho em diferentes agroecossistemas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.2, p.254-258, 2001. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v5n2/v5n2a13.pdf>>. Acesso em: 10 ago. 2012.

CEPAGRI (UNICAMP). **Clima dos municípios paulistas**. Disponível em: <<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/vlima-dos-municipios-paulistas.html>>. Acesso em: 26 nov. 2010.

CORGUI, F. N. et al., Processos erosivos na área urbana de Bauru/SP. In: **Anais VI Simpósio Nacional de Geomorfologia/Regional Conference on Geomorphology**, Goiania, 2006. Disponível em: <www.labogef.iesa.ufg.br/links/sinageo/articles/386.pdf>. Acesso em: 05 out. 2012.

- DA SILVA, S. C.; NASCIMENTO JR., D. do. Avanços na pesquisa com plantas forrageiras tropicais em pastagens: características morfofisiológicas e manejo do pastejo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.36, suplemento especial, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbz/v36s0/14.pdf>>. Acesso em: 22 maio 2013.
- DECAËNS, T. et al. The values of soil animal for conservation biology. **European Journal of Soil Biology**. v.44, p. S32-S38, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1164556306000409>>. Acesso em: 12 ago. 2012.
- DEPONTI, C. M., ECKERT, C., et al. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. In: **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v.3, n.4, p.44-52. 2002.
- DORAN, J.W. Soil quality and sustainability. In: **Anais XXVI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, Rio de Janeiro, 1997.
- DORAN, J. W. ; ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, v. 15, 2000. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139300000676> >. Acesso em: 29 abr. 2012.
- DÖRNER, J.; et al., Effect of land use change on Andosol's pore functions and their functional resilience after mechanical and hydraulic stresses. **Soil and Tillage Research**, v. 115-116, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198711001310>>. Acesso em: 18 set. 2012.
- EASTMAN, R. **Idrisi Kilimanjaro**: Software, Clark University, Worcester, MA, USA.2003.
- EHRLINGER, J. R. et al. Global change and the linkages between physiological ecology and ecosystem ecology. In: PRESS, M. et al. (eds.). **Ecology: achievement and challenge**. Blackwell, Oxford. 2001. Disponível em: <<http://www.ehrlinger.net/Jim/Publications/269.pdf>> Acesso em: 30 abr. 2013.
- EHRLINGER, J. R. et al. Stables isotopes and carbon cycle processes in forests and grasslands. **Plant Biology**, v.4, 2002. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1055/s-2002-25733/pdf>>. Acesso em: 30 abr. 2013.
- EHRLINGER, J. R.; CERLING, T. E. C₃ and C₄ photosynthesis. In: MOONEY, H. A.; CANADELL, J. G. (Ed.) **The Earth System**: biological and ecological dimensions of global environmental change, v.2 of Encyclopedia of Global Environmental Change. 2002. Disponível em: <<http://www.ehrlinger.net/Jim/Publications/271.pdf>>. Acesso em: 30 abr. 2013.
- EHRLINGER, J. R. The influence of atmospheric CO₂, temperature, and water on the abundance of C₃/C₄ taxa. In: BALDWIN, et al. (org.). **A history of atmospheric CO₂ and its effects on plants, animals, and ecosystems**. Springer New York: 2005.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 1997.

EMBRAPA (EMPRESA BRASILEIRA DE AGROPECUÁRIA). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Embrapa-Solos, Rio de Janeiro – RJ, 388 p., 1999.

FAY, E. F.; SILVA, C. M. M. de S. Comportamento e destino de agrotóxicos no ambiente solo-água. In: SILVA, C. M. M. de S.; FAY, E. F. (Ed.). **Agrotóxicos e ambiente**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/SilvaFay_ComportamentoDestinoAgrototoxicos_000fdrcas1102wx5eo0a2ndxysl4vpfn.pdf>. Acesso em: 05 ago. 2013.

FERNANDES, F. A. et al. ^{13}C e a Dinâmica do Carbono Orgânico do Solo em Pastagem Cultivada no Pantanal Sul-mato-grossense. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, n.74. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2007.

FERREIRA, D. M.; AMADO, R. F. Levantamento e análise de indicadores de sustentabilidade ecológica para propostas urbanísticas. 200? Disponível em: <<http://www.ambiente-augm.ufscar.br/uploads/A2-175.pdf>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2012.

FIGUEIREDO, J. C.; PAZ, R. da S. Nova classificação climática e aspecto climatológico da cidade de Bauru/São Paulo. **Anais XVI Congresso Brasileiro de Meteorologia**, Belém, 2010. Disponível em: <http://www.cbmet2010.com/anais/artigos/403_55000.pdf>. Acesso em: 25 set. 2012.

FISHER, B. et al. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, 68, 2009.

FREIRE, O. **Solos das regiões tropicais**. Botucatu: FEPAF (Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2006.

FREY, S. D. Spatial distribution of soil organisms. Cap. 11. p. 283-300. In: PAUL, E. A. (editor). **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. 3.ed. Academic Press, 2007. Disponível em: <http://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=gk1KRzYtxfYC&oi=fnd&pg=PA1&dq=soil+microbiology,+ecology+and+biochemistry&ots=tRU_xSxZ&sig=tnDK7CnatGi9DxCEqd0WMPvs9X0#v=onepage&q&f=false>. Acesso em: 12 ago. 2012.

GLEIXNER, G. Stable Isotope Composition of Soil Organic Matter. p. 29-46. In: FLANAGAN, L. B. et al. (org.). **Stable Isotopes and Biosphere Atmosphere Interactions**. Hardbound: Academic Press, 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780120884476500039>>. Acesso em: 05 jul. 2012.

GREGORY, A. S. et al., The effect of long-term soil management on the physical and biological resilience of a range of arable and grassland soils in England. **Geoderma**. v. 153, 2009. Disponível em:

- <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706109002444>>. Acesso em: 17 set. 2012.
- GUERRA, A. J. T. Experimentos e Monitoramentos em erosão dos solos. **Revista do Departamento de Geografia**, Universidade de São Paulo, n.16, p. 32-37, 2005.
- GUERRA, A. J. T. Início do processo erosivo. In: GUERRA, A. J. T. et al. (org.). **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. 2.ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005.
- HAYGARTH, P. M., et al. Processes affecting transfer of sediment and colloids, with associated phosphorus, from intensively farmed grasslands: an overview of key issues. **Hydrological Processes**. v. 20, p. 4407-4413, 2006. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.6598/pdf>>. Acesso em: 10 ago. 2012.
- HAYGARTH, P. M., RITZ, K. The future of soils and land use in the UK: soil systems for the provision of land-based ecosystem services. **Land Use Policy**. v. S26, p. S187-S197, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837709001410>>. Acesso em: 10 ago. 2012.
- HARRISON, R. B.; STRAHM, B.D. Soil formation. In: JORGENSEN, S. E.; FATH, B. D. **Encyclopedia of Ecology**. University of Washington, Academic Press, 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/referenceworks/9780080454054>>. Acesso em: 10 jun. 2012.
- HODKINSON, I. D.; WOOKEY, P. A. Functional ecology of soil organisms in tundra ecosystems: towards the future. **Applied Soil Ecology**, v. 11, p. 11-126, 1999. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139398001425>>. Acesso em: 12 ago. 2012.
- HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, 75 (1), p. 3-35, 2005. Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/pdf/10.1890/04-0922>>. Acesso em: 12 ago. 2012.
- HOULTON, B. Z., et al. Isotopic evidence for large gaseous nitrogen losses from tropical rainforests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 103:8745–50, 2006.
- IAEG (International Association for Engineering Geology). Classification of rocks and soils for engineering geological mapping. **Bulletin of Engineering Geology and the Environment**, v. 19. n. 1, 1979.
- IPT (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO). **Mapa geológico do estado de São Paulo**. São Paulo, 1981. Escala 1:500.000.
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). **Bauru** [carta topográfica]. Rio de Janeiro, 1973. Escala: 1:50.000.

- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). **Tibiriçá** [carta topográfica]. Rio de Janeiro, 1973. Escala: 1:50.000.
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA) **Cidades**. 2012. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em: 15 out. 2012.
- IPMET (INSTITUTO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS) **Dados históricos da Estação Meteorológica Automática de Bauru**. Disponível em: <http://www.ipmet.unesp.br/index2.php?menu_esq1=&abre=ipmet_html/estacao/historico.php>. Acesso em: 04 maio 2013.
- JEBARI, S. et al. Soil erosion estimation based on rainfall disaggregation. **Journal of Hydrology**, (2012).
- JOHNSON, D. L., et al. Meanings of environmental terms. **Journal of Environmental Quality**, v.26, n. 3, 1997. Disponível em: <<http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=2666147>>. Acesso em: 29 abr. 2012.
- KARLEN, D. L., et al. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. **Science Society of America Journal**, v. 61, 1997. Disponível em: <<http://naldc.nal.usda.gov/download/16713/PDF>>. Acesso em: 29 abr. 2012.
- KAWI, W. A. A; BELAL, A. A. Soil resilience mapping in selective wetlands, West Suez Canal, Egypt. **The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 14, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1110982311000329>>. Acesso em: 17 set. 2012.
- KELLY, S.D. Using stable isotope ratio mass spectrometry (IRMS) in food authentication and traceability. In: Lees, M. (Ed.) **Food authenticity and traceability**. Londres: Woodhead, 2003, cap.7, p.156-183.
- KINZIG, A. P., PERRINGS, C., CHAPIN III, F. S., POLASKY, S., SMITH, V. K., TILMAN, D., TURNER II, B. L. Payment for ecosystem services – promise and peril. **Science**, 334, p. 603 – 604, 2011.
- KRULL, E. S.; SKJEMSTAD, J. O. $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ profiles in ^{14}C -dated Oxisol and Vertisols as a function of soil chemistry and mineralogy. **Geoderma**, v. 112, p. 1–29, 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706102002914>>. Acesso em : 26 jul. 2012.
- LAL, R. Soil erosion and the global carbon budget. **Environment International** v. 29, n. 4, (2003) 437–450. Disponível em: <http://ac.els-cdn.com/S0160412002001927/1-s2.0S0160412002001927main.pdf?_tid=3b17672b0ef4bc3f66fc79c1472c9fc6&acdnat=1341454677_af6743f4b08fe76e408f837e138fdbb5>. Acesso em: 02 jul. 2012.
- LAL, R. Soil erosion and carbon dynamics. **Soil & Tillage Research**. V .81, (2005) 137–142. Disponível em: <<http://ac.els-cdn.com/S0167198704001898/1-s2.0-S0167198704001898->

main.pdf?_tid=e9d790209a16bea021d2ba4d67d7e9c7&acdnat=1341455960_1daa2739ee92acf405a4704ddaf3988d>. Acesso em: 02 jul. 2012.

- LAL, R. Carbon sequestration. **Transactions of the Philosophical Royal Society – b - biological sciences**, v. 363, 2008. Disponível em: <<http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/363/1492/815.full.pdf+html>>. Acesso em: 22 set. 2012.
- LEAL, M. A importância das condições de humidade do solo na repartição intra-anual dos eventos danosos de cheia: o caso da área metropolitana de Lisboa. Anais do VI Congresso Nacional de Geomorfologia. Coimbra, 2013. Disponível em: <<http://www.uc.pt/fluc/depgeo/vicng/pdf/08>>. Acesso em: 23 maio 2013.
- LEMMA, B. et al. Soil carbon sequestration under different exotic tree species in the southwestern highlands of Ethiopia. **Geoderma**, n. 136, p. 886–898, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706106001984>>. Acesso em: 15 jul. 2012.
- LEMMA, B.; OLSSON, M. Soil $\delta^{15}\text{N}$ and nutrients under exotic tree plantations in the southwestern Ethiopian highlands. **Forest Ecology and Management**, v. 237, p. 127–134, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112706009297>>. Acesso em: 25 jul. 2012.
- LIAO, J. D.; BOUTTON, T. W.; JASTROW, J. D. Organic matter turnover in soil physical fractions following woody plant invasion of grassland: Evidence from natural ^{13}C and ^{15}N . **Soil Biology & Biochemistry**. n. 11, v.38, p.3197–3210,2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071706001799>>. Acesso em: 24 jul. 2012.
- LIMA, C. R. L. et al. Heterogeneidade da compactação de um latossolo vermelho-amarelo sob pomar de laranja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, n.3, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v28n3/a01v28n3.pdf>>. Acesso em: 04 maio 2013.
- MAFRA, A. L. et al. Ação das minhocas na estrutura e composição química de um solo arenoso hidromórfico do Amazonas. In: BROWN, G. G.; FRAGOSO, C. **Minhocas na América Latina: biodiversidade e ecologia**. v.1, Londrina: EMBRAPA, 2007.
- MAIA, S. M. F. et al., Impactos de sistemas agroflorestais e convencional sobre a qualidade do solo no semi-árido cearense. **Revista Árvore**, v. 30, n. 5, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v30n5/a18v30n5.pdf>>. Acesso em: 24 set. 2012.
- MARCHÃO, R. L. et al. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.42, n.6, p.873-882, jun. 2007.
- MARTTILA, H., KLOVE, B. Dynamics of erosion and suspended sediment transport from drained peatland forestry. **Journal of Hydrology**, 388, 2010.

- MARTINELLI, L. A. et al. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forests. **Biogeochemistry**. 46: 45–65, 1999.
- MARTINELLI, L. A. et al. The use of carbon and nitrogen stable isotopes to track effects of land-use changes in the Brazilian Amazon Region. In: DAWSON, T. E. e SIEGWOLF, R. T. W. (eds.). **Stable isotopes as indicators of ecological change**. 1ed. Amsterdam: Academic Press, 2007.
- MARZALL, K. Agrobiodiversidade e resiliência de ecossistemas: bases para segurança ambiental. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n.1, 2007. Disponível em: <<http://www.aba-agroecologia.org.br/ojs2/index.php/rbagroecologia/issue/view/39>>. Acesso em: 18 set. 2012.
- McCOOL, D. K.; WILLIAMS, J. D. Soil erosion by water. In: Jorgensen, S. E.; FATH, B. (org.). **Encyclopedia of Ecology**, v. 1. Academic Press, 2008. Disponível em: <http://ac.els-cdn.com/B9780080454054002962/3-s2.0-B9780080454054002962-main.pdf?_tid=a0e39d6d662df20ad1106e589aff70d&acdnat=1341455666_6f613bfc4f665f855ae5ef1e9a059034>. Acesso em: 02 jul. 2012.
- MELO, A. W. F. **Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo no Acre**. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada), Esalq – USP – Piracicaba – SP – Brazil, 2003.
- MORESCO, M. D.; CUNHA, J. E. da. Setorização morfopedológica e indicadores de riscos à erosão. **Geografia (Londrina)**, v. 12, n. 2, jul./dez. 2003. Disponível em: <<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/geografia/article/view/6680/6020>>. Acesso em: 13 maio 2012.
- NARDOTO, G. B. **Abundância natural de ¹⁵N na Amazônia e Cerrado - implicações para ciclagem de nitrogênio**. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.
- NARDOTO, G. B., et al. Understanding the influences of spatial patterns on N availability within the Brazilian Amazon Forest. **Ecosystems** (2008) 11: 1234–1246.
- NASCIMENTO, V. F. Proposta para indicação de áreas para a implantação de aterro sanitário no município de Bauru-SP, utilizando análise multi critério de decisão e técnicas de geoprocessamento. **Dissertação** (Mestrado)–Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia, Bauru, 2012. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/mudancasclimaticas/biogas/file/docs/artigos_dissertacoes/nascimento_vf_proposta_indicacao_2012.pdf>. Acesso em: 05 maio 2013.
- OELBERMANN, M.; VORONEY, R. P. Carbon and nitrogen in a temperate agroforestry system: Using stable isotopes as a tool to understand soil dynamics. **Ecological Engineering**, n. 29, p. 342–349, 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092585740600228X>>. Acesso em: 02 jul. 2012.
- OKOBA, B. O.; STERK, G. Quantification of visual soil erosion indicators in Gikuuri catchment in the central highlands of Kenya. **Geoderma**, v. 134, 2006a. Disponível em:

- <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706105002569>>. Acesso em: 13 abr. 2012.
- OKOBA, B. O.; STERK, G. Farmers' identification of erosion indicators and related erosion damage in the Central Highlands of Kenya. **Catena**, v. 65, 2006b. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S034181620600018X>>. Acesso em: 13 abr. 2012.
- OLIVEIRA, J. B.; JACOMINE, P. K. T.; CAMARGO, M. N. **Classes gerais de solos do Brasil: guia auxiliar para seu reconhecimento**. 2. ed. Jaboticabal: FUNEP, 1992.
- OLIVEIRA, J. B. DE; CAMARGO, M. N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. 1999. **Mapa Pedológico do Estado de São Paulo**. Legenda Expandida. Campinas: Instituto Agrônomo; Rio de Janeiro: EMBRAPA – Solos, 64 p.
- OMETTO, J. P. H. B. et al. Carbon isotope discrimination in forest and pasture ecosystems of the Amazon Basin, Brazil. **Global Biogeochemical Cycles**, v.16, 2002.. 2013. Disponível em: <<http://www.ehleringer.net/Jim/Publications/287.pdf>>. Acesso em: 30 abr. 2013.
- OMETTO, J. P. H. B. The stable carbon and nitrogen isotopic composition of vegetation in tropical forests of the Amazon Basin, Brazil. **Biogeochemistry** (2006) 79: 251–274.
- ORTIGÃO, J. A. R. Introdução à mecânica dos solos dos estados críticos. 3.ed. io de Janeiro: Terratek, 2007.
- PALMIERI, F.; LARACH, J. O. I. Pedologia e geomorfologia. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (org). **Geomorfologia e meio ambiente**. 5. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. p. 59-122.
- PATAKI, D. E. et al. Tracing changes in ecosystem function under elevated carbon dioxide conditions. **BioScience**, v.53, n.9, 2003. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/pdfplus/10.1641/0006-3568%282003%29053%5B0805%3ATCIEFU%5D2.0.CO%3B2.pdf?acceptTC=true>>. Acesso em: 30 abr. 2013.
- PEIXOTO, A. M. (org.) **Enciclopédia Agrícola Brasileira** v. 4, I-M, Editora da Universidade de São Paulo, 2002. Disponível em: <http://books.google.com.br/books?id=VQzU5X7Ta0C&pg=PT116&lpg=PT116&dq=enciclop%C3%A9dia+agr%C3%ADcola+brasileira+is%C3%B3topos&source=bl&ots=bgZ_MXXg_z&sig=Kn5HXnqpn4WfG7NpOSybUOdLrFE&hl=pt-BR&sa=X&ei=-Rh3UP7qKIPg8AT_q4DoDw&ved=0CCAQ6AEwAA>. Acesso em: 15 jun. 2012.
- PEQUENO, P. L. L. Avaliação da densidade do solo em áreas com cafeeiro robusta. **Anais XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**. Uberlândia. CD-rom.
- PEREIRA, A.L., BENEDITO, E. Isótopos estáveis em estudos ambientais: métodos, aplicações e perspectivas. **Revista de Biociências**, 13, p. 16 – 27, 2007. Disponível em: <<http://periodicos.unitau.br/ojs-2.2/index.php/biociencias/article/view/303/247>>. Acesso em 15 jun. 2012.

- PESSENDA, L. C. R. et al. Holocene fire and vegetation changes in southeastern Brazil as deduced from fossil charcoal land soil carbon isotopes. **Quaternary International**, n. 114, p. 35–43, 2004. Disponível em: <<http://apostilas.cena.usp.br/Pessenda/site/Periodicos/Internacionais/Pessenda%20et%20al.%202004.pdf>>. Acesso em: 05 jul. 2012.
- PETERSON, B. J., FRY, B. Stable isotopes in ecosystem studies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 18, p. 293 – 320, 1987. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/pdf/10.1146/annurev.es.18.110187.001453>>. Acesso em: 17 jul. 2012.
- PINHEIRO, E. F. M. et al. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. **Soil Tillage Research**, 30:1-6, 2004b. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198703002563>>. Acesso em: 15 fev. 2012.
- PINHEIRO, M. H. O. Caracterização edáfica de um ecótono savânico-florestal no sudeste brasileiro. **IHERINGIA**, Sér. Bot., Porto Alegre, v. 64, n. 2, 2009. Disponível em: <<http://www.fzb.rs.gov.br/publicacoes/iheringia-botanica/Ih64-2-p015-024.pdf>>. Acesso em: 23 maio 2013.
- PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, São Paulo. v.22 (n.63) ano. 04, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142008000200004&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 02 jul. 2012.
- PORTUGAL, A. F.; COSTA, O. D. A. V.; COSTA, L. M.; SANTOS, B. C. M. Atributos químicos e físicos de um cambissolo háplico Tb distrófico sob diferentes usos na Zona da Mata Mineira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n. 1, p. 249-258, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-06832008000100024&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 02 jul. 2012.
- POWERS, J. S.; SCHLESINGER, W. H. Geographic and vertical patterns of stable carbon isotopes in tropical rainforest soils of Costa Rica. **Geoderma**, n. 109, p. 141–160, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706102001489>>. Acesso em: 13 jul. 2012.
- POWLSON, D. S., GREGORY, P. J., WHALLEY, W. R., QUINTON, J. N., HOPKINS, D. W., WHITMORE, A. P., HIRSCH, P. R., GOULDING, K. W. T. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. **Food Policy**, 36 (1), p. 72–87, 2011.
- PRADO, H. **Pedologia fácil**. Página da internet contendo informações pedagógicas sobre Ciência do Solo. 2005. Disponível em: <www.pedologiafacil.com.br>. Acesso em: 20 maio 2013.
- PRIMAVESI, A. M. **Manejo Ecológico do Solo – A agricultura em regiões tropicais**. 9ª edição. Editora Nobel. São Paulo – SP, 549 p., 1987.

- QUINE, T. A.; VAN OOST, K. Quantifying carbon sequestration as a result of soil erosion and deposition: retrospective assessment using caesium-137 and carbon inventories. **Global Change Biology** (2007) v. 13, n. 12, 2610–2625. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2007.01457.x/pdf>>. Acesso em: 02 jul. 2012.
- REICHERT, J. M. et al. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. **Tópicos em Ciência do Solo**, v.5, 2007. Disponível em: <http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.whoos.com.br/downloads/Producao_Artigos/2007_Topicos.pdf>. Acesso em: 04 maio 2013.
- REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. **Propriedades físicas do solo**. Santa Maria. 2006. Disponível em: <http://w3.ufsm.br/msrs/textos%20download/apresentacoes%20aulas%20palestras/propriedades%20fisicas%20do%20solo%20-%20reichert_reinert.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2012.
- RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CÔRREA, G. F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 5ª Ed. Ver. Lavras: Editora UFLA, 2007.
- RIBEIRO, K. D. et al. Propriedades físicas do solo, influenciadas pela distribuição de poros, de seis classes de solos da região de Lavras-MG. **Ciência e Agrotecnologia**, v.31, n.4. Lavras, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cagro/v31n4/33.pdf>>. Acesso em: 22 maio 2013.
- RICHART, A. et al. Compactação do solo: causas e efeitos. **Ciências Agrárias**, v.26, n.3, 2005. Disponível em: <<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/view/2319/1997>>. Acesso em: 04 mai. 2013.
- RODRIGUES, C; ADAMI, S. Técnicas fundamentais para o estudo de bacias hidrográficas. In: VENTURI, L. A. B. (org). **Praticando Geografia: técnicas de campo e laboratório em geografia e análise ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005
- ROGER-ESTRADE, J. et al. Tillage and soil ecology: Partners for sustainable agriculture. **Soil and Tillage Research**. v.111, n.1, p. 33–40, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198710001509>>. Acesso em 12 ago. 2012.
- ROSS, J L S.; MOROZ, I C. 1997. **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo. 1 mapa. Escala 1: 500.000.
- RUIVO, M. L. P. et al. Os solos de uma topossequência na ilha de Algodão/Maiandeuá, nordeste do Pará, Brasil: Composição química e produção de matéria orgânica. **Acta Amazônica**, 32(2):257.266. 2002. Disponível em: <<http://acta.inpa.gov.br/fasciculos/32-2/PDF/v32n2a07.pdf>>. Acesso em: 17 fev. 2012.
- SALMAN, A. K. D. **Conceitos de manejo de pastagem ecológica**. Porto Velho: Embrapa Rondônia, 2007. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CPAF-RO-2010/12227/1/doc121-pastagemecologica.pdf>>. Acesso em: 22 maio 2013.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. C.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5. ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2005.

SÃO PAULO. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal Imprensa Oficial, 2005.

SCHICK, J. et al., Erosão hídrica em Cambissolo Húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. Perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 2, 2000. Disponível em: <<http://sbcs.solos.ufv.br/solos/revistas/v24n2a19.pdf>>. Acesso em: 22 set. 2012.

SCHIMEL, D. et al. Contribution of increasing CO₂ and climate to carbon storage by ecosystems in the United States. **Science**, v.287, 2004. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/content/287/5460/2004.full.pdf>>. Acesso em: 30 abr. 2013.

SCHUNKE, R. M. **Alternativas de manejo de pastagem para melhor aproveitamento do nitrogênio do solo**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2001. Disponível em: <http://www.cnpqc.embrapa.br/publicacoes/doc/doc_pdf/DOC111.pdf>. Acesso em: 22 maio 2013.

SECRETARIA DE PLANEJAMENTO URBANO DE BAURU – SEPLAN, Bauru, **Plano Diretor de Desenvolvimento Integrado da Cidade de Bauru**, 2006. Disponível em: <http://hotsite.bauru.sp.gov.br/planodiretor/arquivos/website_planodiretor_etapas.pdf>. Acesso em: 12 out. 2012.

SILVA, A. M., et al. Carbon stocks and isotopic composition of the organic matter in soils covered by native vegetation and pasture in Sorocaba, SP, Brazil.. **International Journal of Environmental Research**, v. 3, p. 435-440, 2009.

SILVA, M. L. G. da. **Análise da Qualidade Ambiental Urbana da Bacia Hidrográfica da Lagoa da Conceição**. Florianópolis, 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, UFSC.

SILVA, D. M. L. **Dinâmica do nitrogênio em microbacias do estado de São Paulo**. Tese (Doutorado em Ciências - área de concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

SILVA, M. B. da., et al. Atributos biológicos do solo sob influência da cobertura vegetal e do sistema de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.42, n.12, p.1755-1761. 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v42n12/a13v4212.pdf>>. Acesso em: 10 ago. 2012.

SIMPSON, R. D. **The “Ecosystem Service Framework”: a critical assessment**. UNEP (United Nations Environmental Program) – Division of Environmental Policy Implementation. Nairobi – Kenya. Paper number 5, 23 p., 2011.

SIQUERA NETO, M. **Estoque de carbono e nitrogênio do solo com diferentes usos no Cerrado em Rio Verde (GO)**. Dissertação (Mestrado em Energia Nuclear na Agricultura), CENA, USP, Piracicaba – SP, 2006.

SLEIMANN, M. **Determinação do percentual de malte de cevada em cervejas tipo pilsen utilizando os isótopos estáveis do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) e do nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$)**. Botucatu. Tese (Doutorado em Agronomia). Faculdade de Ciências Agrônômicas – Universidade Estadual Paulista, 2006. Disponível em:
<<http://dominiopublico.qprocura.com.br/dp/31767/determinacao-do-percentual-de-malte-de-cevada-em-cervejas-tipo-pilsen-utilizando-os-isotopos-estaveis-do-carbono-94813c-e-do-nitrogenio-94815n.html>>. Acesso em 15 jun. 2012.

SMITH, S. V. et al. FATES OF ERODED SOIL ORGANIC CARBON: MISSISSIPPI BASIN CASE STUDY. **Ecological Applications**, v. 15, n.6, 2005, p.1929–1940. Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/pdf/10.1890/05-0073>>. Acesso em: 02 jul. 2012.

SPADOTTO, C. A. et al. **Monitoramento de risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. Disponível em:
<http://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos_42.pdf>. Acesso em: 05 ago. 2013.

STEVENSON, B. A., et al. The stable carbon isotope composition of soil organic carbon and Pedogenic carbonates along a bioclimatic gradient in the Palo use region, Washington State, USA. **Geoderma**, n. 124, p. 37-47, 2005. Disponível em:
<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706104000904>>. Acesso em: 05 jul. 2012.

TERRA LOPES, L. M. et al. Sistema de integração lavoura-pecuária: efeito do manejo da altura em pastagem de aveia preta e azevém anual sobre o rendimento da cultura da soja. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, n.5, 2009. Disponível em:
<<http://www.scielo.br/pdf/cr/v39n5/a196cr611.pdf>>. Acesso em: 22 maio 2013.

TÓTH, G.; STOLBOVOY, V.; MONTANARELLA, L. Soil quality and sustainability evaluation: an integrated approach to support soil-related policies of the European Union. **EUR 22721 EN**. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2007. Disponível em:
<http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/esdb_archive/eusoils_docs/other/EUR22721.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2012.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Paulo: RiMa, IIE, 2003.

UGRTB (RELATÓRIO ZERO DA UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS TIETÊ – BATALHA). 1999. Disponível em:
<<http://www.comitetb.sp.gov.br/index.php?tab=1&acao=com11>>. Acesso em: 08 out. 2012.

VAGEN, T. G.; WALSH, M. G.; SHEPHERD, K. D. Stable isotopes for characterization of trends in soil carbon following deforestation and land use change in the highlands of Madagascar. **Geoderma** n 135, p 133–139, 2006. Disponível em:

- <<http://www.worldagroforestry.org/downloads/publications/PDFs/ja06079.pdf>>. Acesso em: 17 jul. 2012.
- VALENTIN, C.; et al., Gully erosion: impacts, factor and control. **Catena**, v. 63, 2005. Disponível em: <http://terra-geog.lemig2.umontreal.ca/donnees/geo3162/Lectures/C_Hydrologie%20et%20g%C3%A9omorphologie/Valentin2005.pdf>. Acesso em: 22 set. 2012.
- VANDENBYGAART, A. J. et al. Soil C erosion and burial in cropland. **Global Change Biology** (2012) v.18, n. 4, 1441–1452. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2486.2011.02604.x/pdf>>. Acesso em: 02 jul. 2012.
- VEIRA, L. S. **Manual da Ciência do Solo**: com ênfase aos Solos Tropicais. 2. ed. Sao Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 1988.
- VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 4, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832009000400001>. Acesso em: 26 mar. 2012.
- VIEIRA, E. Impacto ambiental em área com aplicação de agrotóxicos no município de Brotas, SP. **Tese** (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2012. Disponível em: <<http://www.pg.fca.unesp.br/Teses/PDFs/Arq0882.pdf>>. Acesso em: 05 ago. 2013.
- VOLK, L. B. de S. **Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e sub-superfície do solo, induzidas por formas de cultivo e de manejo dos resíduos culturais**. Porto Alegre, RS. Dissertação (mestrado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/1569/000351879.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 23 set. 2012.
- VOLK, L. B. de S. et al., Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 4, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v28n4/21799.pdf>>. Acesso em: 23 set. 2012.
- WATSKA, M.; BUCHGRABBER, K.; WANEK, W. Natural ¹⁵N abundance of plants and soils under different management practices in a montane grassland. **Soil Biology & Biochemistry** n. 7, v.38, p. 1564–1576, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S003807170600006X>>. Acesso em: 25 jul. 2012.
- WOLTERS, V. Biodiversity of soil animals and its function. **European Journal of Soil Biology**. v. 37. n. 4. p. 221–227. 2001. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1164556301010883>>. Acesso em: 12 ago. 2012.

- YONEYAMA, T. Characterization of natural ^{15}N abundance soils. In: Boutton, T. W.; Yamasaki, S. **Mass spectrometry of soils**. New York, 1996.
- YOUNG, I. M.; CRAWFORD, J. W. Interactions and Self-Organization in the Soil-Microbe Complex. **Science**. v.304. n. 5677.p. 1634-1637. 2004. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/content/304/5677/1634.short>>. Acesso em: 12 ago. 2012.
- YUN, S. I.; RO, H. M. Natural ^{15}N abundance of plant and soil inorganic-N as evidence for over-fertilization with compost. **Soil Biology & Biochemistry**. n. 7, v. 41, p. 1541–1547, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071709001540>>. Acesso em: 25 jul. 2012.
- ZAGATTO, E. Isótopos de Carbono em Estudos Ambientais. **Apostila-texto de disciplina**, 2000. Disponível em:<<http://web.cena.usp.br/apostilas/Zagatto/FAN2-CarbonoAmbiente.doc>>. Acesso em: 11 jul. 2011.
- ZECH, W. et al. Factors controlling humification and mineralizations of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, 79:117-161. 1997. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706197000402>>. Acesso em: 15 fev. 2012.
- ZONTA, J. H. et al., Práticas de conservação de solo e água. **Circular Técnica 133**. Campina Grande: EMBRAPA Algodão, 2012. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/928493/1/CIRTEC133.pdf>>. Acesso em: 23 set. 2012.

ANEXO 1

Ficha de Campo para levantamento dos indicadores de erosão.

P – PRESENTE OU AUSENTE

0 – ausente, 1 – pouco, 2 – médio, 3 – freqüente, 4 – muito frequente.

Número	Indicadores de erosão	Pontos de Amostragem					
		1	2	3	4	5	n
1	Pedestais de salpicamento						
2	Lavagem de camada						
3	Ravinas						
4	Raízes expostas						
5	Sedimentação						
6	Rompimentos de estruturas ligadas à conservação do solo						
7	Pedregosidade						
8	Afloramentos rochosos						
9	Voçorocas						
10	Solos vermelhos						
11	Solos soltos						

ANEXO 2 – Determinações índices físicos e isotópicos e teores C e N de amostras coletadas nos primeiros 20 cm de profundidade do solo.

Pontos de amostragem	Coord. Geográf. UTM	Índices Físicos			Isótopos estáveis de C e N			Teores de C e N		
		Umidade (%)	Grau de Saturação (%)	Porosidade (%)	Densidade aparente (g.dm ⁻³)	δ ¹³ C	δ ¹⁵ N	C	N	(g.Kg ⁻¹)
1	694210	7550180	4.80	15.35	43.38	1.82	-20.220	7.190	16.548	1.825
2	693819	7550625	7.24	18.79	58.44	1.63	-26.748	8.380	33.942	3.214
3	694533	7552823	6.91	22.16	42.35	1.82	-19.580	8.790	42.507	3.762
4	695708	7552862	6.17	18.07	48.81	1.75	-23.404	7.220	40.430	3.829
5	695573	7552857	10.29	32.89	41.31	1.82	-23.764	6.380	31.633	3.573
6	696025	7551433	5.80	16.8	49.81	1.74	-24.385	9.760	26.095	2.672
7	695355	7551155	5.16	13.62	58.1	1.64	-19.253	10.070	22.888	2.138
8	695299	7551166	9.38	24.58	56.36	1.64	-20.909	8.640	15.008	1.585
9	694808	7549663	7.55	25.57	38.93	1.87	-20.047	8.380	32.562	2.283
10	695847	7551141	6.46	22.73	37.28	1.9	-19.322	8.870	24.433	2.262
11	697104	7552173	6.80	25.77	33.59	1.95	-20.255	8.460	40.881	3.322
12	697938	7552254	6.21	18.78	46.5	1.77	-23.266	9.280	27.432	2.320
13	698647	7552003	5.48	19.23	37.75	1.9	-21.329	8.993	36.070	4.846
14	697302	7552734	5.00	16.08	42.96	1.83	-23.525	8.266	30.575	2.967
15	697295	7551701	4.59	14.2	45.65	1.79	-18.459	6.464	25.442	3.369
16	698340	7551446	11.17	39.82	35.08	1.91	-20.583	9.671	28.123	2.464
17	696718	7552521	19.47	69.56	32.54	1.91	-23.793	7.275	22.403	2.470
18	696995	7553074	7.19	21.23	47.73	1.75	-24.573	8.608	25.437	3.356
19	695281	7553799	7.49	22.1	47.69	1.75	-17.292	7.835	32.741	2.600
20	694433	7553833	6.90	23.74	38.29	1.88	-21.052	8.917	36.817	3.689
21	693779	7552022	7.00	19.94	50.57	1.72	-23.615	7.433	34.815	4.034
22	693403	7550823	5.85	23.32	31.62	1.99	-22.753	7.290	38.521	3.764
23	694353	7550081	7.17	22.58	43.42	1.81	-18.810	7.233	44.072	3.388
24	694439	7549809	6.25	20.08	42.56	1.82	-19.160	9.384	43.605	3.377
25	693323	7548275	2.97	9.27	45.69	1.8	-22.280	9.105	67.809	4.926
26	695010	7549354	4.18	13.29	44.09	1.82	-22.295	8.734	28.073	2.371
27	697219	7548147	7.05	29.1	29.75	2.01	-22.015	8.891	17.154	1.417
28	697355	7549228	9.67	42.99	26.46	2.05	-21.310	8.520	31.014	2.513

