

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

**Redistribuição e qualidade de solos e sedimentos agrícolas em
vertentes com mata ciliar: estudo de caso em Goiatuba (GO),
Brasil**

Diléia Santana dos Santos

Dissertação apresentada para a obtenção do título
de Mestre em Agronomia. Área de concentração:
Solos e Nutrição de Plantas

**Piracicaba
2007**

Diléia Santana dos Santos
Engenheiro Agrônomo

Redistribuição e qualidade de solos e sedimentos agrícolas em vertentes com mata
ciliar: estudo de caso em Goiatuba (GO), Brasil

Orientador:
Prof. Dr. **GERD SPAROVEK**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em agronomia. Área de concentração: Solos
e Nutrição de Plantas

Piracicaba
2007

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Santos, Diléia Santana dos

Redistribuição e qualidade de solos e sedimentos agrícolas em vertentes com mata ciliar: estudo de casos em Goiatuba (GO), Brasil / Diléia Santana dos Santos. - - Piracicaba, 2007.

103 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007.
Bibliografia.

1. Erosão 2. Matas ciliares 3. Sedimentologia 4. Solos – Qualidade I. Título

CDD 631.45

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

À minha mãe,
que com sua simplicidade e alegria,
me ensina todos os dias a viver melhor,

OFEREÇO

Ao meu filho(a), que ainda tão pequeno(a), já
transforma minha vida,

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, em especial a meus pais, que mesmo diante das inúmeras dificuldades, acreditou na educação como caminho para um futuro melhor.

Agradeço a todos os mestres e professores que fizeram parte dessa longa caminhada de aprendizagem, aos quais tenho profundo respeito e admiração.

Em especial, agradeço ao Prof. Gerd Sparovek, pela confiança e respeito, que sempre foram as bases dessa parceria.

Agradeço a todo o povo brasileiro que pagam seus impostos que sustentam o sistema público de ensino, pois, sem essas condições, seria impossível a realização desse trabalho.

Agradeço aos amigos e colegas, aos quais tive oportunidade de conviver até o momento, com certeza foram pessoas que contribuíram para minha formação como cidadã e para meu desenvolvimento como Ser Humano.

Em especial, agradeço aos queridos amigos Beto, Jane, Benti's e Disk, Alexandre, Mel, Bia e Barrado, Gabirú, Maria Fernanda, Simone, Camila, Bruno, Renata, Luciana, Maza e Bob.

Agradeço às pessoas que se incorporaram ao meu dia-a-dia na etapa final desse trabalho e que fazem parte da minha vida de uma forma muito importante: Sandra, Mário, Lis Íris, Yang, Susi, Rudá, Edmundo e Ana Claudia.

Em especial, agradeço a Eduardo, pela doce companhia, pelo carinho extremo, pelas alegrias, por toda a convivência e por todas as emoções que em mim fez despertar.

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	11
1 INTRODUÇÃO	13
2 DESENVOLVIMENTO	17
2.1 Revisão bibliográfica	17
2.1.1 Erosão do solo em áreas agrícolas	17
2.1.2 Matas Ciliares: Conceitos, definições e função ecológica	19
2.1.2.1 Matas ciliares na retenção de sedimentos	20
2.1.3. Substâncias potencialmente tóxicas em áreas agrícolas	22
2.1.3.1 Metais pesados nos solos	22
2.1.3.2 Pesticidas no solo e o escoamento superficial	24
2.2 Material e métodos	25
2.2.1 Amostragem do solo nos locais de estudo	25
2.2.1.1 Área cultivada com algodão	27
2.2.1.1 Área cultivada com soja	29
2.3 Metodologia	31
2.3.1 A redistribuição do solo nas transeções estudadas.....	31
2.3.1.1 Uso do cézio-137 (¹³⁷ Cs) na determinação da redistribuição do solo.....	32
2.3.1.2 Amostragem do solo em área de referência.....	35
2.3.1.3 A análise morfológica no mapeamento de sedimentos.....	36
2.3.2 Substâncias potencialmente tóxicas nos solos e nos locais de deposição dos sedimentos.....	37
2.3.2.1 Metais pesados nos solos e sedimentos	38
2.3.2.2 Determinação da atividade de pesticidas nos solos e sedimentos	40
2.4 Resultados e Discussões.....	42
2. 4.1 Redistribuição do solo nas vertentes estudadas.....	42
2.4.1.1 Atividade de ¹³⁷ Cs no local de referência	42
2.4.1.2 Atividade de ¹³⁷ Cs - transeção 1	44
2.4.1.3 Caracterização morfológica da área de deposição dos sedimentos - transeção 1	47

2.4.1.4 Redistribuição de solo - Transeção 1	49
2.4.1.5 Atividade de ¹³⁷ Cs - transeção 2	54
2.4.1.6 Caracterização morfológica da área de deposição dos sedimentos - transeção 2	57
2.4.1.7 Redistribuição de solo - transeção 2	59
2.4.2 Substâncias potencialmente tóxicas nos solos e nos locais de deposição de sedimentos	62
2.4.2.1 Metais totais e trocáveis no solo e nos locais de deposição de sedimentos	62
2.4.2.2 Resíduos de Diuron no solo e na área de deposição de sedimentos - transeção 1.....	67
3 CONCLUSÕES	69
REFERÊNCIAS	71
ANEXOS	79

RESUMO

Redistribuição e qualidade de solos e sedimentos agrícolas em vertentes com mata ciliar: estudo de caso em Goiatuba (GO), Brasil.

A erosão do solo constitui um dos grandes problemas de degradação ambiental em virtude do uso inadequado dos recursos naturais na agricultura moderna, provocando impactos intrínsecos à área agrícola, como perda de solo, água e nutrientes, e extrínsecos, como assoreamento e contaminação dos ecossistemas ripários. Na região do cerrado brasileiro, esse problema torna-se mais evidente pelo rápido crescimento das áreas de agricultura e a introdução da monocultura altamente dependente de insumos e de tecnologias agrícolas, o que alavancou o uso de pesticidas e fertilizantes no Brasil. Este trabalho estudou a redistribuição de solo e a eficiência da mata ciliar na retenção dos sedimentos, pela técnica do ^{137}Cs , em duas transeções localizadas em dois locais de intenso uso agrícola, um cultivado com algodão (Transeção 1) em sistema de plantio convencional (SPC) e o outro cultivado com soja (Transeção 2) em sistema de plantio direto (SPD). No estudo, foram avaliadas a ocorrência dos teores totais e trocáveis dos metais Al, Ba, Co, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se e Zn e de resíduo do herbicida diuron nos solos e nas áreas de deposição das vertentes estudadas. Na Transeção 1, a mata ciliar mostrou-se eficiente na retenção de sedimentos, sendo a deposição classificada como resultado do fluxo de enxurrada laminar. Nesse local, os teores médios dos elementos Mn, Fe, Ba, S, Cu, Zn, Co, Cd e Ni foram maiores e estatisticamente diferentes (Wicoxon 5%) na área de deposição dos sedimentos. Na área cultivada com soja, a ocorrência de deposição irregular e a evidências de formação de fluxo de enxurrada turbulento tornou a deposição pouco eficiente, com os sedimentos atingindo o curso d'água a jusante da faixa de mata ciliar. Nesse local, apenas o elemento S foi identificado em maior concentração e estatisticamente diferente (Wilcoxon 5%) na área de deposição dos sedimentos. As características distintas dos dois locais de estudo sugerem que a eficiência da mata ciliar na retenção dos sedimentos gerados na área agrícola, quando nas mesmas condições edafoclimáticas, é dependente do comprimento e da declividade da vertente, o que irá influenciar no tipo de fluxo ocorrente, da qualidade ambiental da vegetação ribeirinha e da largura da mata ciliar.

Palavras-chaves: Erosão; sedimentos; mata ciliar; metais; pesticidas

ABSTRACT

Agrarian soil and sediment redistribution and quality in slopes with riparian forests: a case study for Goiatuba, Brazil

Soil erosion is associated with environmental degradation because of inadequate use of natural resources in modern agriculture, thus promoting in and off-site impacts, represented by soil, water and nutrient losses, silting and contamination of riparian ecosystems. In the Brazilian Cerrado region these impacts become more evident by its fast conversion to agriculture and industrial monoculture crops, highly dependent on chemical supplies and technologies, improving the use of pesticides and chemical fertilizers in Brazil. The aim of this research was to evaluate soil redistribution and sediment retention in riparian forests using the ^{137}Cs assessment. The research site was composed of two transects in intensively commercial agricultural sites, one (Transect 1) under conventional tillage (SPC) and cotton, and the second (Transect 2) under no-tillage (SPD) and soybeans. Total and exchangeable amounts of Al, Ba, Co, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se and Zn, and the residue of the herbicide Diuron were determined along the cultivated slopes and deposition areas in the riparian forest. In Transect 1 the riparian forest was efficient in sediment retention, and deposition was in laminar runoff flow. The concentrations of Mn, Fe, Ba, S, Cu, Zn, Co, Cd and Ni were higher and significantly different in the riparian forest when compared to the erosional slopes (tested by Wilcoxon, 5%). In the transect cultivated with soybeans, the irregular deposition and evidences of turbulent runoff pattern restricted deposition in the riparian areas, and the sediments could reach the river system after the riparian forest. In this transect only the Sulphur had higher concentrations in the riparian forest based on the Wilcoxon mean test at 5%. The opposite patterns observed in both areas suggest that the sediment retention efficiency of the riparian forest, even in equivalent soil and climate conditions, will depend on the length and slope of the erosional landscape, which will define runoff patterns; and on the quality and width of the riparian vegetation.

Key words: Erosion; sediment; riparian forests; metal; pesticide

1 INTRODUÇÃO

A relação entre o desenvolvimento da agricultura e sustentabilidade ambiental tem se mostrado incompatível, principalmente com a introdução da agricultura moderna, sendo marcada pela exaustão dos recursos naturais não-renováveis e pelo uso inadequado dos recursos naturais renováveis, comprometendo a capacidade de resiliência dos ecossistemas e conseqüentemente provocando a queda da produtividade natural das terras agrícolas em todo o mundo. No Brasil, a expansão das áreas agrícolas configura um dos principais impactos da agricultura sobre os recursos naturais. A substituição do uso do solo da vegetação nativa por atividades agropastoris avança com muita intensidade em algumas regiões do país, ameaçando recursos não renováveis, como os da Floresta Amazônica e do Cerrado.

No caso específico da região do cerrado, o rápido crescimento das áreas de monocultura, caracterizada pela produção em grande escala, sempre acompanhada pela difusão de tecnologias na área de sementes, pesticidas, fertilizantes e outros insumos agrícolas (JACCOUD et al., 2003), além de provocar transformações radicais na paisagem natural pela retirada de quase a totalidade da vegetação nativa, propiciou o aumento no consumo desses insumos no Brasil (LAABS et al., 2001).

A cultura da soja é uma das grandes responsáveis por essas alterações ambientais, constituindo-se na cultura anual de maior expressão econômica do agro-negócio brasileiro. Atualmente, mais da metade da produção nacional concentra-se na região do cerrado. A cultura do algodão, que também ocupa grandes extensões na região, foi introduzida como alternativa de rotação com a cultura da soja e estabeleceu-se por encontrar no cerrado condições favoráveis a seu desenvolvimento. Nesse caso, as amplas condições climáticas propiciaram o aparecimento de pragas e doenças que eram pouco expressivas nas regiões tradicionalmente produtoras. Juntamente com a prática de arrancar e queimar a soqueira como medida de controle sanitário, e com a intensa mobilização do solo durante seu preparo, tais condições culminaram em um maior número de pulverizações de pesticidas e recomendações de adubação superiores aos teores retirados pelas fibras e sementes (EMBRAPA, 2007).

Considerando a atividade agrícola propriamente dita, o uso de técnicas inadequadas de preparo do solo e manejo da vegetação são os principais fatores de degradação dos recursos naturais, sendo a erosão do solo uma das conseqüências mais impactantes do manejo inadequado dessas áreas.

Introduzido no Brasil na década de 1970, o sistema de plantio direto (SPD), reconhecido como a prática agrícola de melhor conservação dos solos, surge como uma alternativa ao sistema de plantio convencional (SPC) e como medida mitigadora dos impactos da agricultura sobre os recursos naturais. O Brasil é o segundo país na adoção da prática, com área estimada em aproximadamente 20 milhões de hectares sob plantio direto (CERVI, 2003; FEBRAPDP, 2004). Desse total, cerca de 25% encontra-se na região do cerrado (LOPES, 2004), e em 1998 três milhões de hectares de solos em SPD foram cultivados com soja nessa região (MENDES, 2001).

Um dos grandes entraves à adoção do SPD na região do cerrado diz respeito à dificuldade de produzir e manter a palhada sobre o solo. Isso ocorre principalmente pela falta de plantas adaptadas às condições climáticas da região e pelas altas temperaturas e precipitações concentradas nos meses mais quentes do ano, que estimulam a decomposição dos resíduos, minimizando sua permanência sobre o solo (LANGE, 2002). Assim, a adoção de práticas conservacionistas em associação ao plantio direto, como a construção de terraços para que se tenha um controle efetivo da erosão do solo, são necessárias. Paralelamente, isso evidencia a necessidade de realizar estudos de conservação de solos em áreas sob SPD, uma vez que os benefícios desse sistema podem estar sendo superestimados, principalmente na região dos cerrados.

Além de causar o desgaste e até mesmo o desaparecimento da camada mais fértil do solo, a erosão pode provocar a contaminação dos cursos d'água, pela introdução de partículas sólidas na forma de sedimentos e pelo transporte de contaminantes químicos, como resíduos de fertilizantes e pesticidas que, aplicados na área agrícola, podem ser carreados durante o processo de erosão ligados aos sedimentos. (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990; FILIZOLA et al., 2003, RITTER; SHIRMOHAMMADI, 2001). Quando a deposição dos sedimentos ocorre nas áreas de mata ciliar, esse processo afeta diretamente os ecossistemas ripários, provocando o soterramento do solo e da sua camada mais fértil e o enriquecimento do ecossistema

por substâncias potencialmente tóxicas e por fertilizantes, provocando seu desequilíbrio.

Considerada como uma das práticas vegetativas de mitigação da degradação dos recursos hídricos, a manutenção das zonas ripárias é recomendada ou exigida por lei em diversos países (NISBET, 2001). No caso específico do Brasil, o Código Florestal (Lei 4.771 de 15/09/1965) estabelece faixas de vegetação que devem ser protegidas ao redor dos corpos d'água e nascentes, a título de preservação permanente (APP) constituindo as áreas de matas ciliares. A definição das larguras dessas faixas foi estabelecida com pouco suporte científico e sem levar em consideração características específicas da microbacia, como fisionomia da vegetação, estado de degradação da área, o papel do corredor ecológico, o tipo do solo, a declividade e o comprimento da vertente (FELIPPE, 2006).

Estudos sobre a retenção de sedimentos em zonas ripárias, em paisagens predominantemente agrícolas, são de extrema importância, principalmente na investigação da efetividade das larguras das faixas ciliares na proteção dos recursos hídricos (LOWRANCE et al., 1997; SIMÕES, 2001; PHILLIPS, 1989; SPAROVEK et al., 2001) gerando subsídios para o estabelecimento de larguras ótimas de matas ciliares no exercício do papel filtro na retenção de nutrientes e sedimentos gerados nas áreas agrícolas.

Nesse sentido, o presente trabalho avaliou a redistribuição de solo (determinada pela técnica do ^{137}Cs) em duas vertentes de intenso uso agrícola e com mata ciliar no cerrado brasileiro, uma área cultivada com soja em SPD e outra área cultivada com algodão em SPC. Foi investigada a ocorrência dos metais Al, Ba, Co, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se e Zn e de resíduo do herbicida diuron nos solos e nas áreas de deposição das vertentes estudadas.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão bibliográfica

2.1.1 Erosão do solo em áreas agrícolas

A erosão hídrica, considerada um dos principais fatores da degradação dos solos e conseqüentemente da queda de produtividade das áreas agrícolas (YOUNG et al., 1986; FULLEN et al., 1995), chega a ser relacionada com a escassez de alimentos em algumas partes do mundo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1990). Essa relação é pautada na perda de solo, água e nutrientes provocada pela erosão.

A predisposição de um determinado tipo de solo à erosão é regida por um conjunto de fatores que integrados regulam a infiltração da água e a resistência do solo a desagregação e o transporta de partículas (LAL, 1998b), sendo o processo erosivo determinado pelo regime hídrico, pela topografia do terreno e principalmente pelas práticas agrícolas e o efeito dessas práticas nas características físicas e químicas do solo (EDWARDS; OWENS, 1991). Estudos de avaliação de perdas de solo por erosão em diferentes tipos de manejo agrícola mostram que, de modo geral, os tipos de manejo considerado conservacionistas, como o plantio direto e o cultivo mínimo, que preconizam a manutenção da estrutura do solo, sempre apresentam menores taxas de perdas de solo, independente do tipo de cobertura vegetal, quando na mesma situação topográfica e de regime hídrico, em relação ao sistema de plantio convencional, onde ocorre intensa mobilização do solo (SILVA et al., 1986; LOPES et al., 1987; CONGO et al., 2003; MELLO et al., 2003; BEUTLER et al., 2003).

Na ocasião de um processo erosivo, muitas partículas de solo são desprendidas. Após a pulverização do solo de sua matriz, ele é considerado sedimento e pode ser transportado vertente a baixo. Essa etapa pode se processar de duas formas diferentes: pelo impacto da gota de chuva e o transporte das partículas por um fino fluxo superficial de enxurrada; por meio do fluxo concentrado em canais efêmeros, formado sobre as feições da topografia e rugosidade natural do solo por marcas de equipamentos de cultivo ou marcas de processos erosivos anteriores (IZIDORIO et al.,

2005; RITTER; SHIRMOHAMMADI, 2001). Esses dois processos, também classificados como erosão em entressulcos e em sulcos, normalmente geram sedimentos com características distintas.

A erosão em entressulcos é conhecidamente seletiva quanto às propriedades físicas e químicas do solo, uma vez que esse processo tende a remover as partículas menores, mais leves ou menos densas, constituídas das frações granulométricas menores, como silte, argila e matéria orgânica (REID, 1996), que por sua vez apresentam extensa área superficial e alta superfície relativa de cargas elétricas. Essas partículas constituem os maiores receptores e veículos para o transporte de resíduos de agroquímicos e de pesticidas orgânicos e nutrientes inorgânicos, conferindo aos sedimentos características físicas e químicas diferentes das do solo que os deu origem (YOUNG et al., 1986). Já o processo erosivo em sulco remove a coluna do solo inteira e gera sedimentos com maior proporção de agregados maiores, com distribuição granulométrica parecida com a da matriz do solo (REID, 1996; MOMOLI, 2006).

Essas características do processo erosivo provocam o empobrecimento das áreas erodidas e o enriquecimento nos locais de deposição por nutrientes e resíduos de agroquímicos. De modo geral, os sedimentos gerados nas áreas de entressulcos podem carrear altas concentrações de contaminantes químicos quando produtos químicos são aplicados em superfície, e os sedimentos produzidos nos sulcos podem conter mais contaminantes quando produtos químicos são aplicados de forma localizada e concentrada (IZIDORIO et al., 2005).

Considerando o processo de deposição de sedimentos instantâneo e contínuo (RITTER; SHIRMOHAMMADI, 2001), a maior quantidade de deposição de sedimentos irá ocorrer nos locais em que o fluxo de enxurrada adquirir menores velocidades, ou seja, nas áreas de menor declive ou quando o escoamento superficial for retido pelas plantas, árvores ou qualquer outro tipo de obstáculo (DOUGLAS, 1990).

As perdas efetivas de solo e nutrientes dependem da escala de trabalho e da área de interesse. Quando ocorre a redistribuição do solo dentro de uma área, unidade de estudo, bacia hidrográfica, etc., esse processo não é considerado como perda de solo. As perdas efetivas só poderão ser mensuradas quando medidas no ponto de

saída do fluxo (LAL, 1998a), considerando como taxa de perda de solo o total de sedimentos que alcança o rio dividido pela quantidade total de erosão na bacia.

A entrega efetiva de sedimentos nos corpos d'água provoca imediata redução na penetração da luz no ambiente aquático, podendo provocar ainda a ruptura de células respiratórias das plantas. Altas taxas de sedimento reduzem a quantidade e a diversidade de peixes, invertebrados e outras espécies aquáticas (NIEMINEN et al., 2005). Medidas conservacionistas que visem a retenção dos sedimentos, não apenas reduzem as quantidades totais de erosão e as perdas de solo para o rio como também podem gerar receita agrícola de valor (DOUGLAS, 1990), minimizando os impactos locais da erosão, como perda de solo, água e nutrientes (impactos intrínsecos) e os impactos negativos em todo o agroecossistema, como o assoreamento e eutrofização das zonas ripárias, rios e reservatório de água (impactos extrínsecos).

2.1.2 Matas Ciliares: Conceitos, definições e função ecológica

O conceito de matas ou florestas ciliares envolve todos os tipos de vegetação arbórea vinculadas às beiras de rios. Fitoecologicamente, trata-se da vegetação florestal às margens dos cursos d'água, independente de sua área ou região de ocorrência e de sua composição florística. Para as fisionomias florestais abertas, tipo Cerrado ou Campos do Brasil central podem ser classificadas como florestas de galeria típicas, tais como as ocorrentes nos entremeios das savanas africana (A'B SABER, 2000).

Na literatura nacional, muitas outras nomenclaturas são atribuídas às matas ciliares, sendo diferenciadas das florestas de galerias, por essas atingirem uma maior extensão, podendo abranger todo o fundo de vale e ocorrerem exclusivamente pela presença do curso d'água em região onde a vegetação não constitui floresta contínua. Ainda podem ser denominadas mata de fecho, floresta de condensação, mata aluvial ou floresta paludosa ou de várzea, veredas no agreste nordestino e no Brasil central, quando composta por mata de buritis, floresta beira-rio, ribeirinha, ou ripária (MANTOVANI, 1989).

Seja qual for a definição nomenclatura adotada, a vegetação ocorrente no entorno dos cursos d'água, reservatório, alagadiços e nascentes, possuem características vegetacionais definidas por uma interação complexa de fatores dependentes das condições ambientais ribeirinhas, que por sua vez refletem as características geológicas, geomorfológicas, climáticas, hidrológicas, que atuam como elementos definidores das condições ecológicas locais (RODRIGUES, 2000).

Essas condições ecológicas, que, juntamente com os elementos bióticos, constituem os ecossistemas ripários, sendo extremamente frágeis, por estarem situadas entre dois ecossistemas distintos, o terrestre e o aquático, influenciados por ambos, têm a função de regular as transferências de energia e nutrientes de um ecossistema para o outro (PAULA LIMA, 1989; KAJEYAMA et al., 2002; CAVALCANTI; LOCKABY, 2006). Nesse contexto são também denominadas zonas tampão, que em tese, constituem um ambiente neutro, que permeiam dois outros ambientes diferentes, servindo como redutor de possíveis hostilidades e amenizando as diferenças entre eles, genericamente, as matas ciliares atuando como zonas tampão previnem os movimentos dos nutrientes das áreas agrícolas para as águas superficiais (ADDISCOTT, 1997).

Na legislação brasileira, de acordo com o código florestal (1965), faixas de mata ciliares são consideradas como áreas de preservação permanente (APP's), com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

2.1.2.1 Matas ciliares na retenção de sedimentos

O processo de retenção de sedimentos ocorre naturalmente nas áreas ribeirinhas e está intimamente ligada a gênese das matas ciliares. Geologicamente essa formação desenvolve-se nas superfícies aluviais e nos diques a beira alta dos rios, sendo que uma superfície aluvial será sempre uma área de sedimentação em processo. Considerando que o rio transporta sedimentos de rochas decompostas ou resultantes da erosão do solo, o transbordamento das águas carregadas de sedimentos é o fator mais importante de sedimentação natural nas áreas ribeirinhas (AB' SABER, 2000).

A entrada de sedimentos a partir das áreas adjacentes, transportados pela água das chuvas e dos rios, a entrada de nutrientes através do fluxo lateral do lençol freático, o arrastamento da serrapilheira pela a água dos rios nas áreas inundáveis, faz com que o ambiente ripário seja constantemente perturbado, sendo a ciclagem de nutrientes constante e imprevisível (PAGANO; DURIGAN, 2000).

Com expansão da agricultura, houve uma rápida e profunda alteração no uso e cobertura da terra (DOUGLAS, 1990) com essa expansão as matas ciliares sofreram e vem sofrendo grandes interferências, muitas vezes a vegetação adjacente aos rios são simplesmente suprimidas, dando lugar a áreas degradadas sem nenhum uso agrícola, em outros casos as áreas inundáveis são transformadas em campos agrícolas drenados (BAUDRY, 1997). No entanto, mesmo quando faixas de vegetação são mantidas ao longo dos corpos d'água, as florestas ribeirinhas são bastante prejudicadas pela atividade agrícola e pecuária.

Com a importante função de atuarem como filtros de sedimentos, nutrientes e de poluentes, advindos da área agrícola (SPAROVEK et al., 2002; STEIGER; GURNELL, 2002; LEE et al., 2004; NIEMINEM et al., 2005; CAVALCANTI; LOCKABY, 2006;), as matas ciliares atenuam a velocidade escoamento superficial, por meio de barramentos provocados pela vegetação e pela a estratificação dos depósitos orgânicos da superfície do solo, (CORREL, 1997). Ocorre ainda a absorção dos nutrientes trazidos no escoamento superficial, pelas as raízes das plantas e um aumento significativo da infiltração da água no solo (SYRVESEN; BORCH, 2005), facilitando a remoção dos nutrientes e a deposição de grandes quantidades de sedimentos dispersos na água de enxurrada. Correl (1997) relata que estudos onde se manteve faixas de vegetação como filtro de sedimentos propiciou a ocorrência de menores quantidades de sedimentos em suspensão no corpo d'água comparado com locais onde foi realizado o corte completo da vegetação.

Nesse sentido, começa haver uma preocupação com a sustentabilidade dos ambientes ripários e a tentativa de mensurar a capacidade dessas faixas de vegetação na retenção de sedimentos, sem que suas outras funções sejam afetadas. Um estudo realizado no estado da Geórgia, nos Estados Unidos, demonstrou que a retenção de sedimentos pela vegetação ripária de cerca de 0,2 a 0,3 cm ano⁻¹, afetou a produção

primária da floresta, reduzindo a quantidade do incremento de biomassa, o que aparentemente pode alterar a composição e a estrutura da vegetação, os autores alertam para a necessidade de entendimento dos níveis de sustentabilidade das florestas ripárias em função do risco da sedimentação excessiva, principalmente devido as perturbações causadas pela agricultura e a urbanização (CAVALCANTI; LOCKABY, 2006).

Outro estudo investigou a retenção de partículas do solo pela área de mata ciliar e a ocorrência do nutriente fósforo ligado a essas partículas, o trabalho concluiu que houve importante interação entre o fósforo e as partículas do solo da fração argila depositada na zona ripária, alertando para o risco do carreamento de fósforo e de outros elementos, para essas áreas por meio do escoamento superficial o que pode vir a causar problemas (SYVERSEN; BORCH, 2005).

É cada vez mais freqüentes estudos investigado a ocorrência de nutrientes e ou poluentes ligados aos sedimentos gerados em áreas agrícolas, nos rios, distribuídos na superfície do solo ou retidos nas áreas de mata ciliar (MOLISANI et al, 1999; SPAROVEK et al., 2001; TAO et al., 2004; WU et al., 2006), sendo que cada processo é dependente das variáveis locais tornando impossíveis as extrapolações dos dados obtidos para outras áreas, sendo necessários estudos locais para detectar o enriquecimento dos sistemas ripários, por nutrientes e poluentes, devido a deposição dos sedimentos.

2.1.4 Substâncias potencialmente tóxicas em áreas agrícolas

2.1.4.1 Metais pesados nos solos

A contaminação do solo por metais pesado, poluentes orgânicos e radionuclídeos, podem ocorrer por diversas fontes, pontuais ou difusas (LAL, 1998b). No caso de áreas agrícolas, as fontes de metais pesados no solo podem ser provenientes: das variações geoquímicas locais ou das atividades antropogênicas. Quando eles ocorrem no sistema em altas quantidades podem se tornar tóxicos as plantas, animais e ao homem, os metais mais problemáticos do ponto de vista de

poluição ambiental são o Pb, Zn, Cu e Ni, porém existem evidências de toxidez no sistema solo planta de outros metais como o Mn, Hg e Cr. (ROSS, 1994)

Segundo Malavolta (1994), alguns metais potencialmente tóxicos, são essenciais às plantas e que toxicidade será definida pela dose aplicada, ou pela quantidade disponíveis no solo. O uso intensivo de fertilizantes, corretivos e resíduos orgânicos contaminados, como lodos de esgoto, são os principais contribuintes na introdução de metais nas áreas agrícolas (KABATA-PENDIAS; ADRIANO, 1995; ATTEIA et al., 1995; LAL, 1998b), por serem os mais usados, os fertilizantes fosfatados constitui uma importante fonte muitos metais nas áreas agrícolas (TISDALL; OADES, 1990). No Brasil é comum o uso de resíduos industriais como fonte de micronutrientes ao solo, apesar de as doses de aplicações de micronutrientes serem baixas e as absorções de contaminantes inorgânicos oriundos de fertilizantes contendo micronutrientes pelas plantas serem mínimas, não se tem conhecimento dos efeitos das aplicações de fontes de micronutrientes acumuladas em longo prazo sobre o solo e a planta (RAIJ, 2001). Os solos tropicais geralmente, necessitam de grandes quantidades de corretivos de acidez e de fertilizantes fosfatados, isso porque a além de possuírem alta acidez potencial, apresenta uma alta capacidade tamponante, exigindo maiores quantidades desses insumos para serem efetivamente corrigidos (POWELL et al., 1981) aumentando a introdução indireta de elementos potencialmente tóxicos em áreas agrícolas.

A Lei Federal 4.954/2004 da Legislação Brasileira define quais produtos são considerados como fontes de nutrientes que podem ser utilizados na agricultura e a Portaria 49 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, estabelece os limites máximos de agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas admitidos nos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes.

Uma vez no solo os metais são fixados por substâncias orgânicas, minerais de argila e hidróxidos de Fe e Al, formando diferentes espécies no solo, sendo fortemente retidos na camada arável, podendo ser transportados junto aos sedimentos para as águas superficiais (KABATA-PENDIAS; ADRIANO, 1995) ou acumulados nos locais de deposição. O grau de enriquecimento dos sedimentos dependem da distribuição

granulométrica do solo, da estabilidade dos agregados, da intensidade de chuva, da taxa de enxurrada, da cobertura do solo e da vegetação, da topografia local e da composição química da água (RITTER; SHIRMOHAMMADI, 2001).

2.1.4.2 Pesticidas no solo e o escoamento superficial

O uso de substâncias organossintéticas, ou pesticidas, no controle de plantas daninhas, pragas e doenças nas culturas agrícolas propiciou a expansão das áreas cultivadas e o aumento da produtividade em todo o mundo. Paralelamente, isso aumentou as preocupações com problemas de contaminação da água e do solo e seus efeitos sobre os seres humanos, animais e o ambiente natural.

A contaminação da água e dos ecossistemas ripários por pesticidas pode ocorrer diretamente pela deriva das pulverizações aéreas, pela lixiviação através da água no solo, pelo descarte e lavagem de tanques e embalagens e através da erosão dos solos, que pode provocar o escoamento superficial dos pesticidas (FILIZOLA et al., 2003). Schuz (2001) comparou a contaminação da água causada via deriva de pulverização, durante a aplicação do pesticida, e via escoamento superficial ("runoff"), durante os eventos de chuvas subseqüentes às aplicações de dois pesticidas em campos de fruticultura na África do Sul, e concluiu que a entrada de pesticidas via escoamento superficial pela erosão foi mais significativa que a entradas via deriva de pulverizações.

O escoamento superficial de pesticidas depende dos padrões de uso do solo, das condições climáticas e do relevo local (LAVORENTI et al., 2003), sendo recomendado a adoção de práticas conservacionistas no manejo do solo, que evitem a formação de enxurradas, como alternativa no controle da movimentação dos pesticidas (MERKLE; BOVER, 1974).

Quando uma molécula de determinado pesticida é aplicada no ambiente, na maioria dos casos, ela atinge o solo e pode a partir daí ser retida pelos colóides do solo ou permanecer na solução do solo, podendo ser transformada química ou biologicamente, absorvida pelas raízes ou folhas de plantas, lixiviada ou volatilizada.

O escoamento superficial de pesticidas é considerado uma das principais fontes de contaminação das águas de superfície (MERKLE; BOVER, 1974). Após a aplicação de um determinado pesticida, o escoamento superficial poderá ocorrer durante ou logo após um evento de chuva, sendo tanto as moléculas dissolvidas e/ou suspensas na solução do solo como as moléculas sorvidas às partículas do solo transportadas pela água da enxurrada (LEONARD, 1990, SCHUZ, 2001, WU et al., 2003).

Sparovek et al. (2001) avaliando a ocorrência de compostos organoclorados em uma bacia hidrográfica cultivada com cana de açúcar, na região de Piracicaba observou acúmulo desses compostos nos sedimentos (2 a 3 vezes) e nos organismos do solo (20 vezes) em áreas ripárias. Outro estudo observou aumento na concentração de pesticidas do grupo dos pyretroides nos sedimentos depositados ao longo de uma linha de drenagem, que recebe água do escoamento superficial, em Irvine, Califórnia, EUA. O enriquecimento foi atribuído à seleção das partículas do solo por tamanho, durante o processo de deposição, uma vez que, nos pontos onde foram observado enriquecimento por moléculas dos pesticidas, houve também o enriquecimento dos sedimentos por argila e carbono orgânico, sugerindo um maior potencial de contaminação das partículas mais finas quando enriquecidas quimicamente (GAN et al, 2005).

2.2 Material e métodos

2.2.1 Amostragem do solo nos locais de estudo

Para esse estudo foram selecionados dois locais sob intenso uso agrícola, no município de Goiatuba, GO (latitude 18° 00' 39" sul, longitude 49° 21' 51" oeste) região Centro Oeste do país. Esses locais apresentam as mesmas condições de clima, tipo de solo e fisionomia florestal, com diferentes históricos de ocupação, uso e de manejo do solo, conforme descritos nos itens 2.2.1.1 e 2.2.1.2.

A vegetação nativa apresenta fisionomia de savana arborizada sob o domínio do bioma Cerrado. Porém, toda a região é caracterizada pelo uso agrícola de grandes

NITOSSOLO VERMELHO Distrófico, sendo que em observações de campo foram identificados a ocorrência de Gleissolos e Cambissolos.

2.2.1.1 Área Cultivada com algodão

A primeira transeção estudada (Transeção 1), localiza-se na microbacia hidrográfica do Córrego do Lajedo. A área de influencia do ponto de amostragem encontra-se parcialmente ocupada pela cultura do algodão cultivado em sistema de plantio convencional (SPC). Foi traçado um transector partindo da área agrícola passando por uma faixa de mata ciliar remanescente com largura média de 40 m as margens do Córrego do Lajedo (Figura 2), a montante dessa área, o solo é ocupado por pastagem cultivada. A declividade média é de 5% na transeção estudada (204 m) e de 3,6% na área de mata ciliar (40 m).

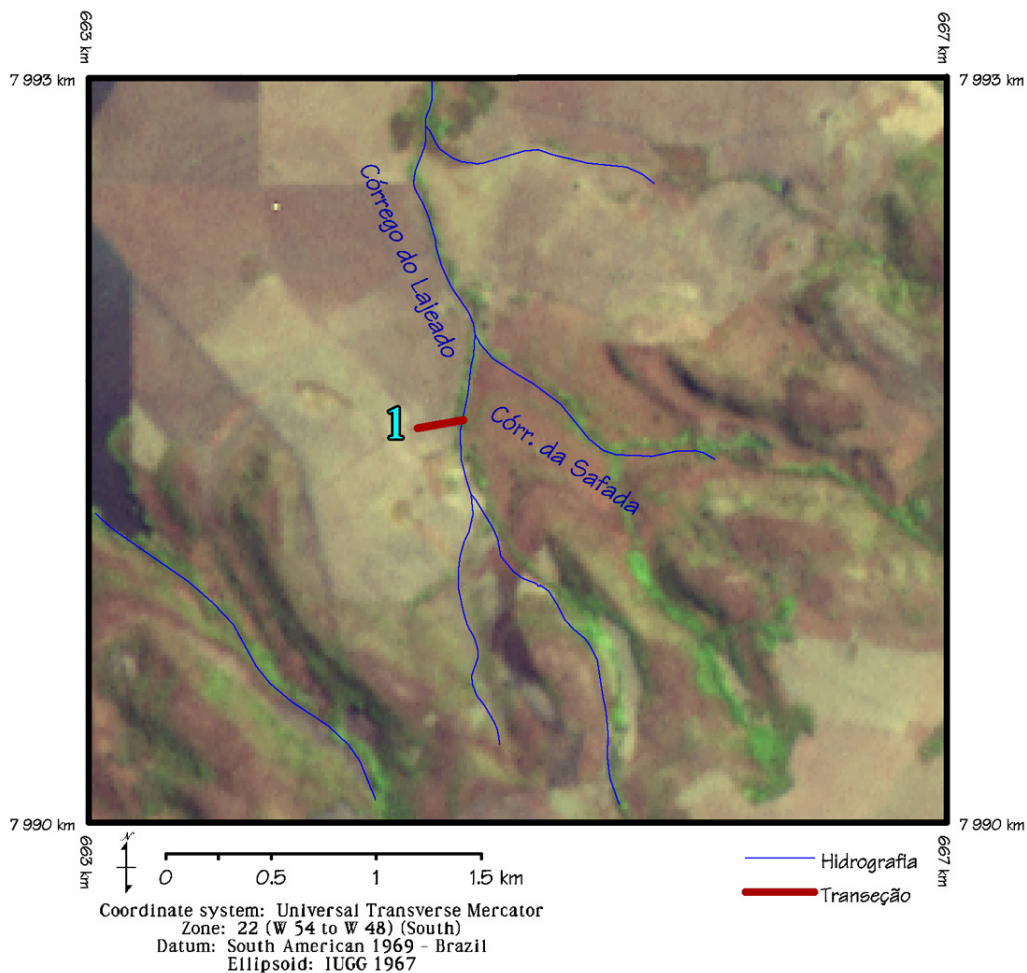


Figura 2 - Vista geral da microbacia do Córrego do Lajeado, com a localização da transeção 1, na área cultivada com algodão

A ocupação do solo ocorreu na década de 1940, quando a cobertura original de Cerrado foi substituída pelo cultivo de pastagens e posteriormente por culturas agrícolas. No ano de 1997 a área passou a ser cultivada com algodão, rotacionado com culturas de milho (milho safrinha) e milho na entressafra.

A Floresta ribeirinha apresenta bom estado de conservação, onde é possível observar a ocorrência de indivíduos arbóreos com Diâmetro a Altura do Peito (DAP) superior a 2 metros, sendo comum à ocorrência de árvores de raízes tubulares, que funcionam como barreira ao fluxo de enxurrada, provocando a retenção dos sedimentos (Figura 3).

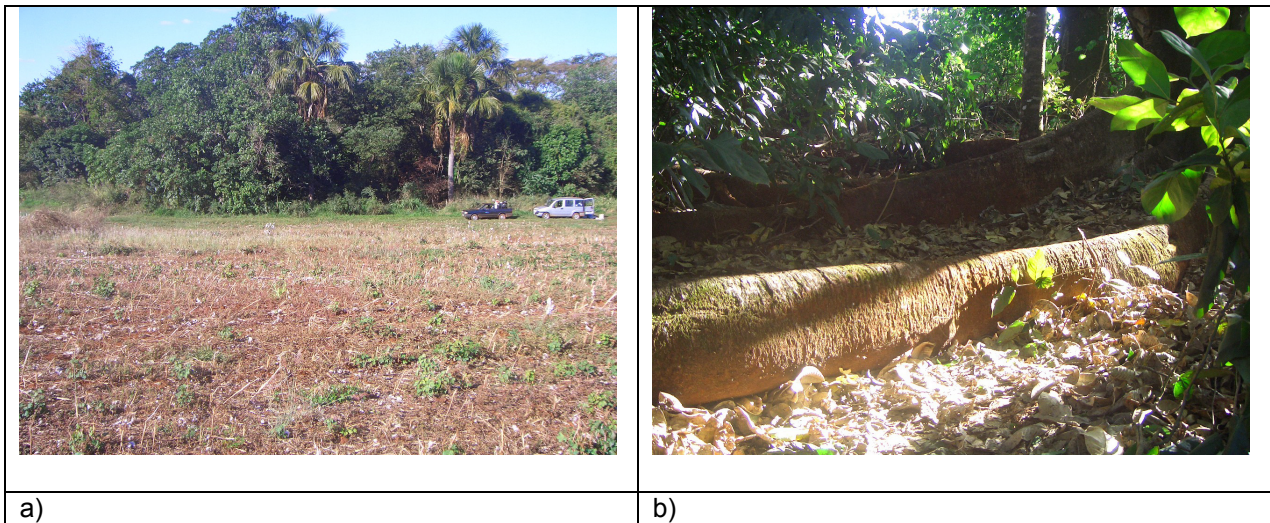


Figura 3 - Mata ciliar em área de cultivo de algodão. Goiatuba, GO (a). Detalhe da mata ciliar, evidenciando a deposição de sedimentos nas raízes das árvores (b)

2.2.1.2 Área Cultivada com Soja

A segunda transeção (Transeção 2), localiza-se na microbacia hidrográfica do Córrego da Ponte Nova. A área de influência do local de amostragem encontra-se totalmente ocupada pelo o cultivo de soja em sistema de plantio direto. A Jusante dessa área existe um remanescente florestal de largura média de 25 m circundando uma área de vereda, típica da região. A transeção foi traçada partindo da área agrícola em linha reta passando pelo remanescente florestal, finalizando no início da área alagada (vereda) (Figura 4), a declividade média é de 9% na transeção estudada (160 m) e de 13,3% na área de mata ciliar (25 m).

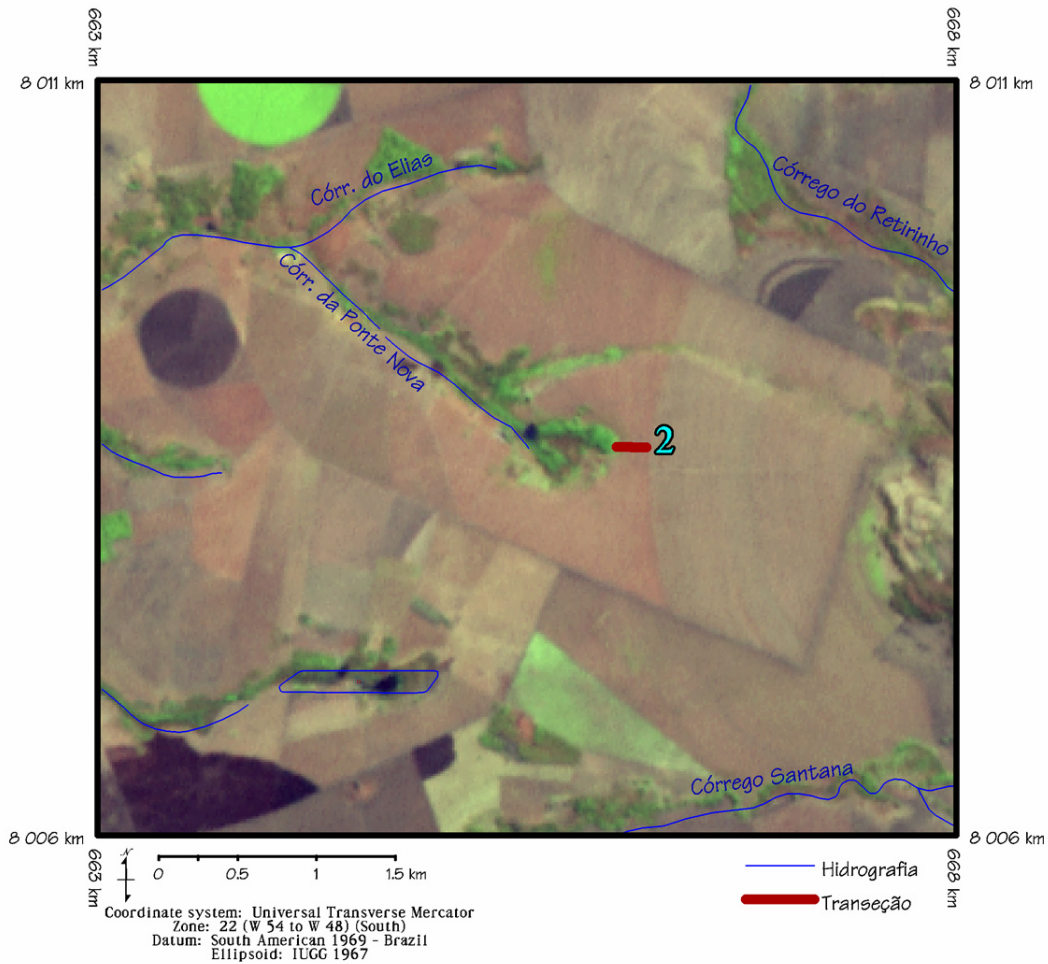


Figura 4 - Vista geral da microbacia do Córrego da Ponte Nova, com a localização da transeção 2, na área cultivada com Soja

A ocupação do solo ocorreu na década de 1970, quando a cobertura vegetal nativa de Cerrado foi substituída pelo cultivo de culturas agrícolas em Sistema de plantio Convencional, até o ano de 1997. A partir de 1998, a área de influência do ponto de coleta passou a ser cultivada sobre o Sistema de plantio Direto (SPD), onde a semeadura é feita diretamente sobre os restos culturais do ano subsequente, sem que ocorra o revolvimento do solo. Em 2005 durante o período de amostragem, foi feita a operação de gradagem para incorporação de calcário e também a retirada dos terraços de infiltração existentes, porém não houve influência desse tipo de uso no local de

coleta das amostras de solo, uma vez que não houve ocorrência de eventos chuvosos entre a operação de gradagem e a amostragem da área.

A Mata remanescente encontra-se bastante descaracterizada, sendo observado a ocorrência de clareiras e evidências de retirada dos indivíduos arbóreos de maior porte, o sub-bosque é povoado por arbustos e gramíneas (Figura 5).

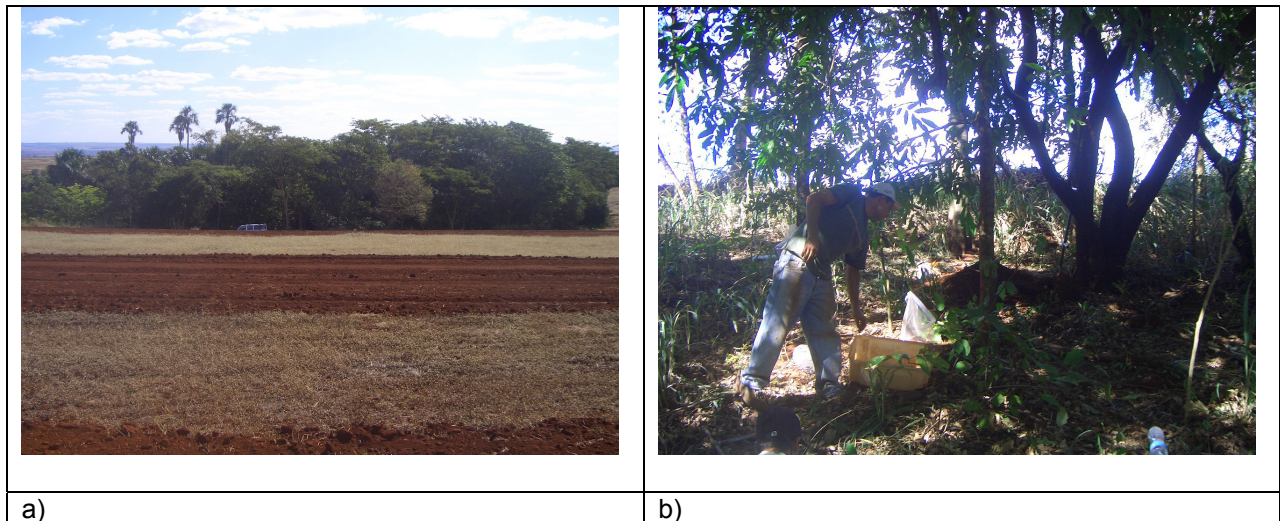


Figura 5 - Remanescente florestal em área de cultivo de soja. Goiatuba (a). Detalhe da mata ciliar evidenciando o raleamento as vegetação. (b)

2.3 Metodologia

Para a avaliação das perdas de solo e as deposições dos sedimentos ao longo das vertentes foi utilizada a técnica do ^{137}Cs , por meio da amostragem nas transeções pré definidas representativa dos solos e das movimentações de sedimentos. Para avaliar a deposição dos sedimentos dentro da mata ciliar, foram realizadas análises morfológicas do solo, em trincheiras, que além da classificação do perfil, possibilita uma visão das camadas bilaterais dos sedimentos no solo ao longo da transeção.

Para investigar a ocorrência dos metais e de resíduos de herbicida nos solos e nas áreas de deposição dos sedimentos, foram feitas amostragens, em transeções paralelas as utilizadas para o estudo do ^{137}Cs , sendo determinado os teores totais e trocáveis dos metais Al, Ba, Co, As, Cd, Cr, Cu, Fé, Hg, Mn, Mg, Ni, Pb, Se e Zn e a ocorrência de resíduos do herbicida diuron nas amostras de solo.

2.3.1 A redistribuição do solo nas transeções estudadas

2.3.1.1 Uso do céσιο-137 (^{137}Cs) na determinação da redistribuição do solo

O ^{137}Cs é um radionuclídeo, produto da fissão nuclear do urânio-238 e do plutônio-239, introduzido no meio ambiente por meio de testes nucleares, entre o início da década de 1950 e meados da década de 1970. O ^{137}Cs foi depositado sobre a superfície terrestre pela precipitação radioativa ("fallout") dos produtos da fissão gerados após a detonação. A deposição do ^{137}Cs foi mais intensa no hemisfério norte, onde se concentrou a maior parte das detonações nucleares.

A rápida e forte adsorção do ^{137}Cs aos minerais de argila e à matéria orgânica do solo conferem-lhe baixa movimentação vertical, concentrando-se principalmente nas camadas superficiais do solo. Essa particularidade permite utilizar o ^{137}Cs como traçador, pois permite relacionar a atividade do ^{137}Cs com a redistribuição dos sedimentos e perdas de solo por escoamento superficial junto aos processos de erosão (WALING; QUINE, 1993; BACCHI et al. 2000; ANDRELLO, 2003; CORRECHEL, 2003; SCHULLER, 2003).

A técnica estima as taxas de erosão e baseia-se nas diferenças entre valores dos inventários de ^{137}Cs medidos (atividade total em Bequerél (Bq) por unidade de área) no perfil do solo objeto de estudo e aqueles obtidos em local referência, sem ocorrência de processos erosivos. O valor de referência representa a quantidade de ^{137}Cs adicionada ao solo em condições locais, permitindo avaliar, por comparação, as situações de perdas e acúmulos de sedimentos pelo processo erosivo (WALING; QUINE, 1993). Assim, pontos de amostragem que apresentem valores de inventários menores que os valores obtidos no local de referência, representa uma situação de perda de solo, e locais onde os valores do inventário forem superiores aos valores obtidos no local de referência representa uma situação de deposição de sedimentos.

Em cada local de estudo, foi locado 1 transecto em linha reta partindo da área agrícola, passando pela mata ciliar em direção ao rio, buscando dessa forma representar os tipos de solos, a perda de solo e a deposição dos sedimentos na vertente. Na Transeção 1 (área do algodão) 10 pontos foram amostrados, sendo 5 na área agrícola e 5 na área de mata ciliar, na Transeção 2 (área da soja) 8 pontos foram

amostrados, sendo 5 na área agrícola e 3 na área de mata ciliar. As amostras foram coletadas com o auxílio de um trado, sendo compostas por 3 sub-amostras distanciadas 5m, em linha perpendicular a transeção, nas profundidades de 0 a 20, de 20 a 40 e de 40 a 60 centímetros. Especificamente na área de mata ciliar foram abertas trincheiras com dimensões 1m × 1m × 1m, sendo duas na área da soja e três na área do algodão. As trincheiras foram amostradas em 5/5 cm de profundidade, até onde foi evidenciado o depósito de sedimentos, em blocos de 20 cm × 20 cm de lado, obtendo aproximadamente 2 kg de solo. A Figura 6, representa o esquema de amostragem feito em campo para o estudo do ^{137}Cs .

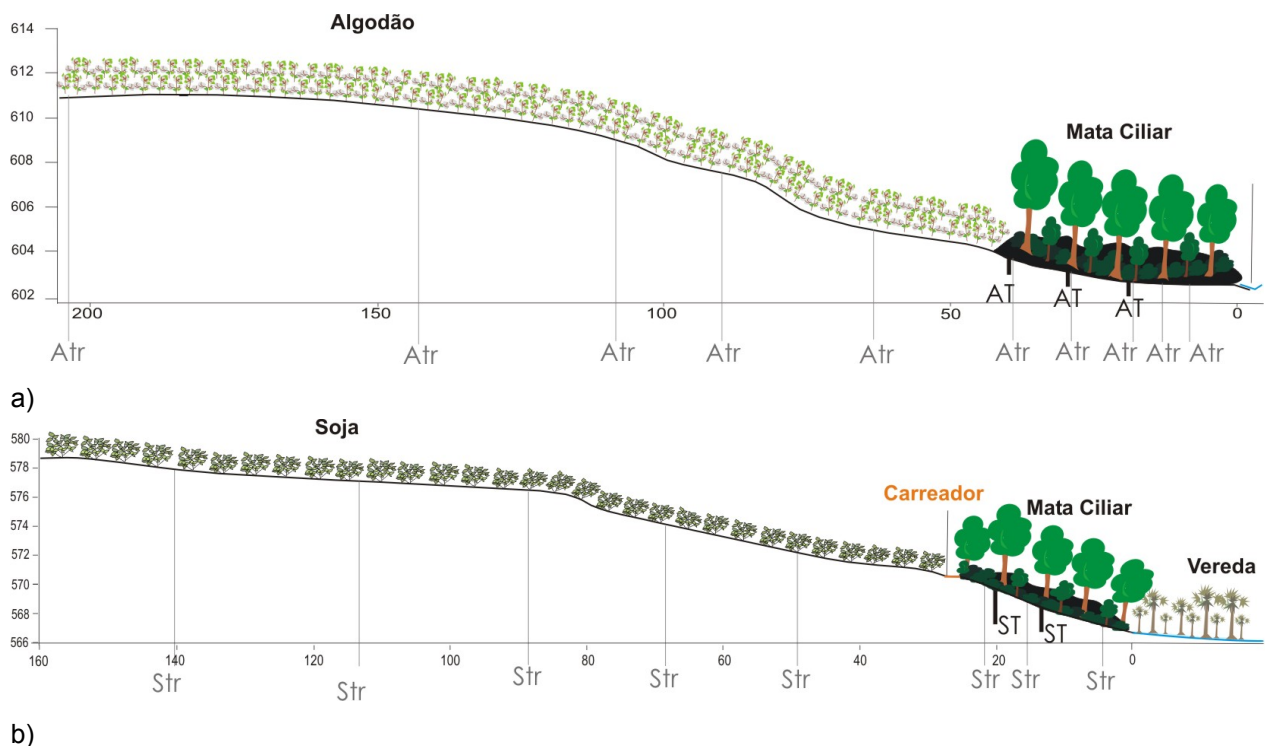


Figura 6 - Perfil das vertentes amostradas com a localização das tradagens (ATr e STr) e das trincheiras (AT e ST). Área do Algodão (a) e área da Soja (b)
Onde: A = Algodão, S = Soja, T = Trincheira e Tr = Tradagens.

As amostras foram submetidas à análise da atividade do ^{137}Cs , com o auxílio de um detector de radiação que fornece as taxas reais deste elemento no solo. Para isso béqueres Marinelli de 1 litro foram preenchidos com TFSA e levados a um detector de Germânio Hiperpuro de alta resolução, modelo GEM-20180P, PopTop, (EG&ORTEC) acoplado a um analisador multicanal. A eficiência de detecção do

equipamento é de 0,7% para a geometria utilizada. A atividade mínima detectável é da ordem de $0,2 \text{ Bq kg}^{-1}$, abaixo da qual os erros de integração dos picos são superiores a 20% para o tempo de contagem definido de 24 horas. As amostras foram analisadas por um período mínimo de 86.400 segundos (24 horas) para amostras com maior atividade de ^{137}Cs e por um período máximo de 200.000 segundos (\cong 56 horas) para amostras de menor atividade.

Os dados de atividade do ^{137}Cs foram convertidos em taxas de perdas e ganho de solo por erosão e sedimentação pelo Método Proporcional (WALLING; QUINE, 1993). Para cada perfil das transeções de estudo será calculada a diferença do inventário de ^{137}Cs em relação ao inventário médio de ^{137}Cs do local de referência (equação 1).

$$\Delta A_{Cs} = \left(\frac{A_{Csp} - A_{Csref}}{A_{Csref}} \right) * 100 \quad (1)$$

onde, ΔA_{Cs} é a porcentagem de perda ou ganho de ^{137}Cs ; A_{Csp} é o valor do inventário de ^{137}Cs no ponto da transeção, em Bq m^{-2} e A_{CsRef} é o valor médio dos inventários do local de referência em Bq m^{-2} . Para converter os valores dos inventários de ^{137}Cs em taxas de erosão será usado o método proporcional (WALLING; HE, 1997) (equação 2).

$$E = \left(\frac{\Delta A_{Cs} \times d_s \times z}{TF} \right) \times 10 \quad (2)$$

onde, E é a taxa média anual de erosão, em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; ΔA_{Cs} é a porcentagem de perda ou ganho de ^{137}Cs , d_s é a densidade do solo expressa em kg m^{-3} ; z é a profundidade da camada arável em m (tomada como 0,2 m); T é o tempo decorrido desde o início do “fallout” do ^{137}Cs , expresso em *anos* e F é o fator de correção para tamanho de partículas. Para os cálculos das taxas de erosão assume-se que o ^{137}Cs está misturado à camada arável de maneira uniforme. As taxas de erosão calculadas

com base no método do ^{137}Cs permitem uma análise retrospectiva aos últimos 41 anos de uso do solo uma vez que o pico do “fallout” do ^{137}Cs no hemisfério sul ocorreu em 1964 (amostragem em 2005). Um maior detalhamento do procedimento metodológico de análise de ^{137}Cs está descrito em Bacchi et al., 2000, Correchel et al., 2003 e Sparovek et al., 2005.

2.3.1.2 Amostragem do solo em área de referência

Para a avaliação das taxas de erosão ocorrida nos locais de estudo pela técnica do ^{137}Cs , foi amostrado uma área considerada referencia “baseline” da atividade do ^{137}Cs . Selecionou-se um local situado em uma posição na paisagem desfavorável ao acúmulo ou perda de solo, resultando em uma condição de não erosão ou pouca erosão, na mesma região dos locais de estudo. O valor da atividade do ^{137}Cs encontrado nesse local representa a quantidade de ^{137}Cs adicionada ao solo em condições locais por meio do “fallout” radiotivo.

Para a amostragem do solo do local referência foram abertas trincheiras (Figura 7) com dimensões de 20 x 20 cm, sendo o solo coletado em camadas de 5 cm nas profundidade 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30 e 30-35. Obtendo dessa forma um volume de aproximadamente de 2.000 cm³ de solo por amostra.



Figura 7 – Trincheira aberta para coleta das amostras de solo do local de referencia

O local de referência consiste em uma área localizada na mesma microregião dos locais de estudo no Município de Goiatuba, Go. Em uma área de aproximadamente 30 ha com declividade média 1,0% sob cobertura de pastagem. Essa pastagem, implantada antes de 1962, (Figura 8), apresenta boa cobertura do solo e segundo relatos dos moradores da propriedade onde a área está inserida, a pastagem não foi submetida à reforma desde a sua implantação. Foram amostrados três pontos na área referência e as amostras foram analisadas quanto a distribuição da atividade de ^{137}Cs .



Figura 8 – área de pastagem selecionada como referência para o estudo de perda e ganho de solo

2.3.1.3 A análise morfológica no mapeamento de sedimentos

A determinação da área de deposição dos sedimentos na mata ciliar, nos dois locais de estudo, foi realizada por meio da construção do perfil bi-dimensional das camadas de sedimentos e de solo. Descrições morfológicas foram realizadas nas trincheiras abertas na mata ciliar para o estudo do ^{137}Cs , sendo acrescentada duas trincheiras na área do algodão, abertas exclusivamente para fazer a descrição morfológica dos perfis, resultando dessa forma em 5 trincheiras observadas na mata ciliar da área do algodão (AT40, AT30, AT20, AT10 e AT4), localizadas, respectivamente a 40, 30 20, 10 e 4 m do curso d'água, e 2 trincheiras na mata ciliar da

área da soja (ST21 e ST14) localizadas, respectivamente a 21 e 14 m da área alagada, com dimensões de 1m x 1m x 1m.

Os horizontes foram separados em classes de centímetros e os dados trabalhados em planilha eletrônica obtendo a configuração bidimensional da distribuição dos sedimentos no perfil.

Durante a observação morfológica das trincheiras, foram coletadas amostras de solo em cada camada diferenciável morfológicamente resultando em 16 (dezesesseis) amostras na área de mata ciliar da cultura do algodão e 9 (nove) amostras da área de mata ciliar da cultura da soja. Essas amostras foram submetidas à análises químicas para fins de fertilidade (Raij & Quaggio, 1983) e a análise granulométrica, pelo método do densímetro de Bouyoucos (Kiehl, 1979), utilizando solução de NaOH 1 mol L⁻¹ com dispersão lenta, foi feito ainda a análise granulométrica pelo mesmo método, porém sem o uso do dispersante (dispersão em água). Para fins de comparação foram coletadas amostras em 3 (três) pontos da área agrícola de 0-5 e de 5-10cm. Esses dados serão utilizados como para apoiar a classificação dos solos e a definição das camadas de sedimentos.

2.3.2 Substâncias potencialmente tóxicas nos solos e nos sedimentos

Para a investigação da ocorrência de substâncias potencialmente tóxicas nas áreas de estudo, foi feito um desenho amostral em transeção paralela a utilizado para a análise da redistribuição dos solos, onde foram coletas amostras de solo em trincheiras abertas com dimensões de 0,2 m x 0,2 m de lado em fatias de 5 cm de espessura nas diferentes profundidades, conforme exemplificado na tabela 1.

Tabela 1 - Desenho amostral das coletas feitas nas duas áreas de estudo, para investigação de substâncias potencialmente tóxicas

	Cultura do Algodão			Cultura da Soja		
	Ponto de coleta	Profundidade amostrada (cm)	Distância do curso d'água	Ponto de coleta	Profundidade amostrada (cm)	Distância do curso d'água
Área agrícola	AT 204	0-5	204	ST 140	0-5	140
		5-10			5-10	
	AT 104	0-5	104	ST 90	0-5	90
5-10		5-10				
Área agrícola	AT 64	0-5	64	ST 50	0-5	50
		5-10			5-10	
Área de mata ciliar	AT 40	0-5	40	ST 21	0-5	21
		5-10			5-10	
		10-15			10-15	
		35-40			30-35	
	AT 30	0-5	30	ST 14	0-5	14
		5-10			5-10	
		10-15			10-15	
		35-40			35-40	
	AT 20	0-5	20	ST 05	0-5	5
		5-10			5-10	
	AT 10	0-5	10			
		5-10				
AT 04	0-5	5				
	5-10					

As amostras foram secas ao ar peneiradas, em peneiras 2 mm e submetidas a duas extrações diferentes e analisadas quanto a ocorrência dos teores totais e trocáveis dos elementos Al, Ba, Co, As, Cd, Cr, Cu, Fé, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se e Zn.

Para as amostras de solo coletadas na área de estudo do algodão, além da determinação dos teores totais e trocáveis dos metais, as amostras foram submetidas a análise de ocorrência de resíduo do herbicida Diuron.

As metodologias de extração e determinação utilizada em cada análise estão explicitadas nos itens 2.3.2.1 e 2.3.2.2.

2.3.2.1 Metais pesados nos solos e sedimentos

Para o estudo da ocorrência de metais pesados nas amostras de solo, foram analisadas quanto aos teores totais e trocáveis, de Al, Ba, Co, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg,

Mn, Mo, Ni, Pb, Se e Zn, esses elementos foram selecionados por estarem constantemente presentes em insumos agrícolas, na forma de impurezas.

Para a determinação dos teores trocáveis nos metais nas amostras de solo, foi feita a extração, com HCl 0,5 mol l⁻¹ por agitação durante 8 h na proporção de 2 g de solo por 50 ml da solução (1/25), o extrato foi filtrado em papel de filtro 0,45 µm e analisados por espectrometria de emissão ótica com fonte de plasma acoplado indutivamente ICP-OES.

Para a determinação dos teores totais dos metais, cerca de 0,5 g de solo ou sedimento foram digeridas em 10 ml de HNO₃ concentrado em frascos hermeticamente fechados e aquecidas em forno de microondas por 10 min, método EPA 3051, descrito em Andrade; Abreu (2006), e analisados por espectrometria de emissão ótica com fonte de plasma acoplado indutivamente ICP-OES.

Os dados foram submetidos ao tratamento estatístico onde foi feita a comparação das médias entre os teores de metais encontrados nos pontos e profundidades amostradas na área agrícola e os teores encontrados nos pontos e profundidade da área de mata ciliar (área de deposição dos sedimentos), em cada local de estudo, aplicando para isso o teste de Wicoxon da estatística não paramétrica que testa a nulidade entre as médias.

Complementarmente, os teores totais obtidos para os elementos estudados foram comparados aos valores orientadores para solos do estado de São Paulo, que estabelece os valores de referencia de qualidade de prevenção e de intervenção em solos, com base em extrações dos teores totais desses elementos extraídos pelo método EPA 3051, ou similar.

Os valores orientadores de referência de qualidade dos solos foram definidos como a concentração de determinada substância que no solo, o classifica como limpo. Foram determinados com base em interpretações estatísticas de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos do Estado de São Paulo, sendo utilizado nas ações de prevenção da poluição do solo.

O valor de prevenção é a concentração de determinada substancia que acima da qual pode ocorrer alterações prejudiciais a qualidade do solo, prejudicando a suas

funções primárias. Foram estabelecidos com base em ensaios com receptores ecológicos.

O valor de intervenção é a concentração de determinada substância no solo, acima da qual existem riscos potenciais à saúde humana, foram estabelecidos com base na avaliação de risco a saúde humana dessas substâncias. Uma área é classificada como contaminada quando for constatado a presença de contaminantes no solo em concentrações acima dos valores de intervenção.

2.3.2.2 Determinação da atividade de pesticidas nos solos e sedimentos

A avaliação do potencial de carreamento de determinado pesticida por escoamento superficial é relativamente complexa, pois necessita levar em consideração características e propriedades específicas do pesticida, do solo e do clima, além do manejo da área em questão (GOSS, 1992). No entanto, modelos de avaliação preliminar ("screening") são freqüentemente utilizados para avaliar o risco de contaminação do ambiente por escoamento superficial. O "modelo de Goss", por exemplo, propõe que algumas propriedades dos pesticidas, tais como o tempo de residência no solo (meia-vida – $t_{1/2}$), a solubilidade em água (S_w) e o coeficiente de sorção normalizado ao teor de carbono orgânico do solo (K_{oc}) permitem prever o potencial de carreamento de moléculas de pesticidas junto aos sedimentos, em locais com histórico de uso do pesticida e problemas de erosão. O uso de modelos como esse constituem em importante ferramenta em estudos de comportamento ambiental de pesticidas, pois permite dentre selecionar aqueles com maior potencial teórico de carreamento superficial por erosão, restringindo a quantidade de moléculas a serem investigadas a campo, possibilitando economia de tempo e de recursos financeiros, uma vez que as análises ambientais destas moléculas, por técnicas cromatográficas, são bastante caras e trabalhosas.

O método de Goss (1992) estabelece que moléculas com $K_{oc} \geq 1000$ e $t_{1/2} \geq 40$ dias ou aquelas com $K_{oc} \geq 500$, $t_{1/2} \geq 40$ dias e $S_w \leq 0,5 \text{ mg l}^{-1}$ apresentam potencial de transporte associado aos sedimentos. Em outras palavras, quanto maior o potencial de sorção e o tempo de residência e menor a solubilidade do pesticida, maior o seu

potencial de escoamento superficial. A partir deste ponto, estabeleceu-se que seria estudado o escoamento superficial do diuron na área do algodão, assumindo sua relevância para a cultura e alto volume de aplicação (1,2 a 2,0 e 0,8 a 1,6 kg i.a. ha⁻¹ para tratamentos em pré- e pós-emergência, respectivamente), além de suas propriedades ($K_{oc} = 480 \text{ l kg}^{-1}$, $t_{1/2} = 90$ dias e $S_w = 42 \text{ mg l}^{-1}$) e relatos na literatura sugerindo a existência de problemas de escoamento superficial para este produto (GREEN; YOUNG, 2006; RUPP et al., 2006). É importante salientar que os proprietários de ambas as áreas, algodão e soja, não possuíam registros anuais das aplicações de pesticidas, conforme seria de interesse ao projeto. Eles apenas nos forneceram os nomes dos pesticidas aplicados na safra 2004/2005, conforme apresentado na tabela 2.

Tabela 2 - Pesticidas utilizados na cultura de soja e algodão (nomes comerciais e ou dos princípios ativo) na safra 2004/2005

Cultura da Soja		Cultura do Algodão	
Nome Comercial	Princípio ativo	Nome Comercial	Princípio ativo
GLIFOSATO 480	Glyphosate Chlorimuron Ethyl 2,4 D	PRIORI XTRA	Azoxystrobin *
		FURY 200	Zetacipermetrina
		PARATHION	Parathion methyl
VERDICT	Aloxifop Metil	FURY 400	Zetacipermetrina
COBRA	Lactofen	MATCH	Lufenuron
FLEX	Fomesafen	POLO	Diafenturon
POAST	Sethoxydim	PIX	Cloreto de mepiquat
PIVOT	Imazethapyr	MARSHAL	Carbosulfan
	Cypermethrin	CARMEX	Diuron
	Permethrin	GLIFOSATO 480	Glyphosate
	Methamidophós	AURORA	Carfentrazone
AGROPHOS	Monocrotophos	MATCH	Azoxystrobin *
	Lufenuron		
	Triflumuron *		
	Diflubenzuron		
	Endosulfan		

Com a avaliação preliminar, para a área da soja apenas o herbicida Glyphosate, apresentou potencial de ser carregado junto aos sedimentos, para a área de algodão apresentaram potencial de serem carregados junto aos sedimentos os seguintes pesticidas: Cloreto de mepiquat (PIX), Glyphosate (GLIFOSATO 480), Carbosulfan (MARSHAL), e Parathion methyl (PARATHION), o herbicida Diuron (CARMEX) foi classificado como de médio potencial de carregamento. Devido a falta ou a dificuldade de

algumas metodologias disponíveis para análise da atividade de pesticidas em solo, foi selecionado o Diuron para ser investigado, sendo analisado somente as amostras da área do algodão onde essa molécula foi aplicada.

Para a determinação da presença de atividade do herbicida Diuron, nas amostras de solo, foi realizado o procedimento de extração com metanol por agitação por 60min com temperatura controlada a 25° C, na proporção de 20 g de solo para 75 ml de metanol, após o repouso de 30min, a solução foi filtrada com o auxílio de um funil de büchner, em filtro de fibra de vidro sob vácuo, sendo o processo repetido por mais duas vezes utilizando 35 ml de metanol. O filtrado foi totalmente transferido para o um balão de 250 ml e o solvente evaporado em um rota evaporador a 45° C e 120 rpm. A solução é então transferida para um tubo graduado de 10 ml e a amostra é totalmente seca com uso de nitrogênio comercial, posteriormente é feita a ressuspensão da amostra com 4 ml da fase móvel (50:50; metanol HPL:água Miliq) e filtrada em filtro Milipore HV de porosidade 0,45µm passando para um vial de 2 ml para HPLC, que injeta 20 µl no cromatógrafo HPLC, LEQ-016. O resultado é dado em comprimento de onda e a conversão para a concentração de herbicida no solo é feita por meio da construção de uma curva cromatográfica, onde são analisadas amostras fortificadas com concentrações conhecidas da molécula em questão.

Os resultados obtidos submetidos ao tratamento estatístico onde foi feita a comparação das médias entre os teores de metais encontrados nos pontos e profundidades amostradas na área agrícola e os teores encontrados nos pontos e profundidade da área de mata ciliar (área de deposição dos sedimentos) por meio da aplicação do teste de Wicoxon da estatística não paramétrica que testa a nulidade entre as médias.

2.4 Resultados e Discussões

2.4.1 Redistribuição do solo nas vertentes estudadas

2.4.1.1 Atividade de ¹³⁷Cs no local de referência

Os valores dos inventários do ^{137}Cs nos três pontos amostrados no local de referência, expressos em Bq m^{-2} , são apresentados na figura 9:

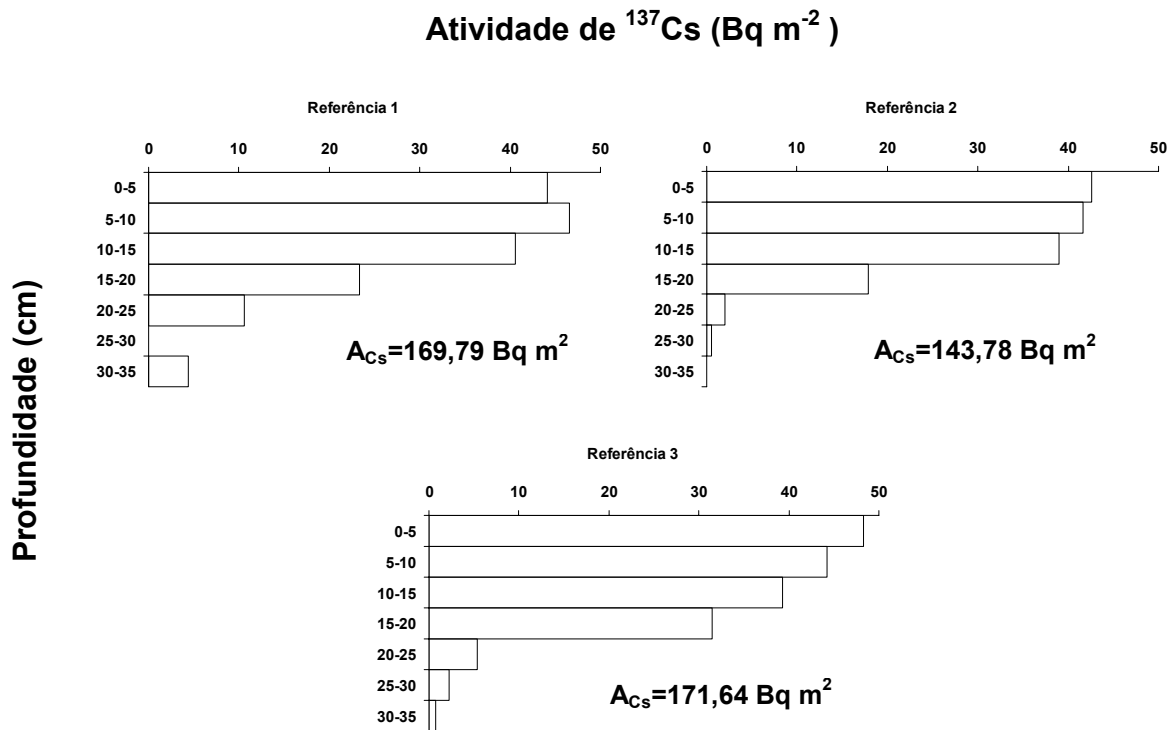


Figura 9 - Inventário de ^{137}Cs nos três pontos amostrados no local de referência, Goiatuba,GO

Os valores das atividades do ^{137}Cs nos três pontos amostrados apresentam uma tendência de decréscimo da atividade com a profundidade. Nesses pontos (Referência 1, Referência 2 e Referência 3), os 20 primeiros centímetros concentra respectivamente, 91%, 98% e 95%, do total da atividade de ^{137}Cs nos perfis. Esse mesmo comportamento foi observado nos estudos realizados por Correchel (2003), que amostrou 4 (quatro) áreas de referência nos municípios de Campinas, Piracicaba, Anhembi e Nova Odessa. Tal comportamento, segundo a autora, classifica o local como um bom local de referência. No entanto, os valores dos inventários encontrados, 169,79, 143,78 e 171,64 (Média = 161,74) nos pontos amostrados são bem menores em relação a outros levantamentos realizados no Brasil, que apresentam valores de inventários variando de 264 Bq m^{-2} a 422 Bq m^{-2} (CORRECHELL, 2003; ANDRELLO et al., 2003; GUIMARÃES, 1988; BACCHI et al., 2000).

Considerando que a variação espacial do “fallout” torna-se evidente somente em escala global, com menores deposições no hemisfério sul em relação ao norte, onde concentrou a maior parte dos testes nucleares, o valor de referência obtido no município de Goiatuba, quando comparado aos dados levantados em outras regiões do Brasil, pode não refletir o valor de ^{137}Cs adicionado ao solo em condições locais. Sugere-se que houve perda de solo do local de referência, provocando a obtenção de resultados subestimados de perda de solo e super-estimados de deposição de sedimentos nos cálculos efetuados a partir desse valor de referência. No entanto, as causas da variabilidade espacial do “fallout” do ^{137}Cs não são bem compreendidas, sendo relacionadas com as taxas de precipitação e distribuição anual das chuvas nos locais estudados no período do “fallout” radioativo (DAVIS, 1963 in CORRECHEL, 2003) o que poderia explicar o baixo valor encontrado nesse estudo.

De uma forma ou de outra, os resultados obtidos com o uso do valor de referência apresentado neste trabalho representam a tendência de perda e ganho de solo nas vertentes estudadas, e será discutido nos itens 2.4.1.4 e 2.4.1.7.

Para o cálculo de ganho e perda de solo, foi utilizado o valor médio dos inventários dos pontos do local de referência: $A_{\text{Cs}} \text{ média} = 161,74 \text{ Bq m}^{-2}$.

2.4.1.2 Atividade de ^{137}Cs - transeção 1

Os resultados da atividade de ^{137}Cs (Bq m^{-2}) obtidos por meio de tradagens nas profundidades 0-20, 20-40 e 40-60, na transeção 1 são apresentados na figura 10.

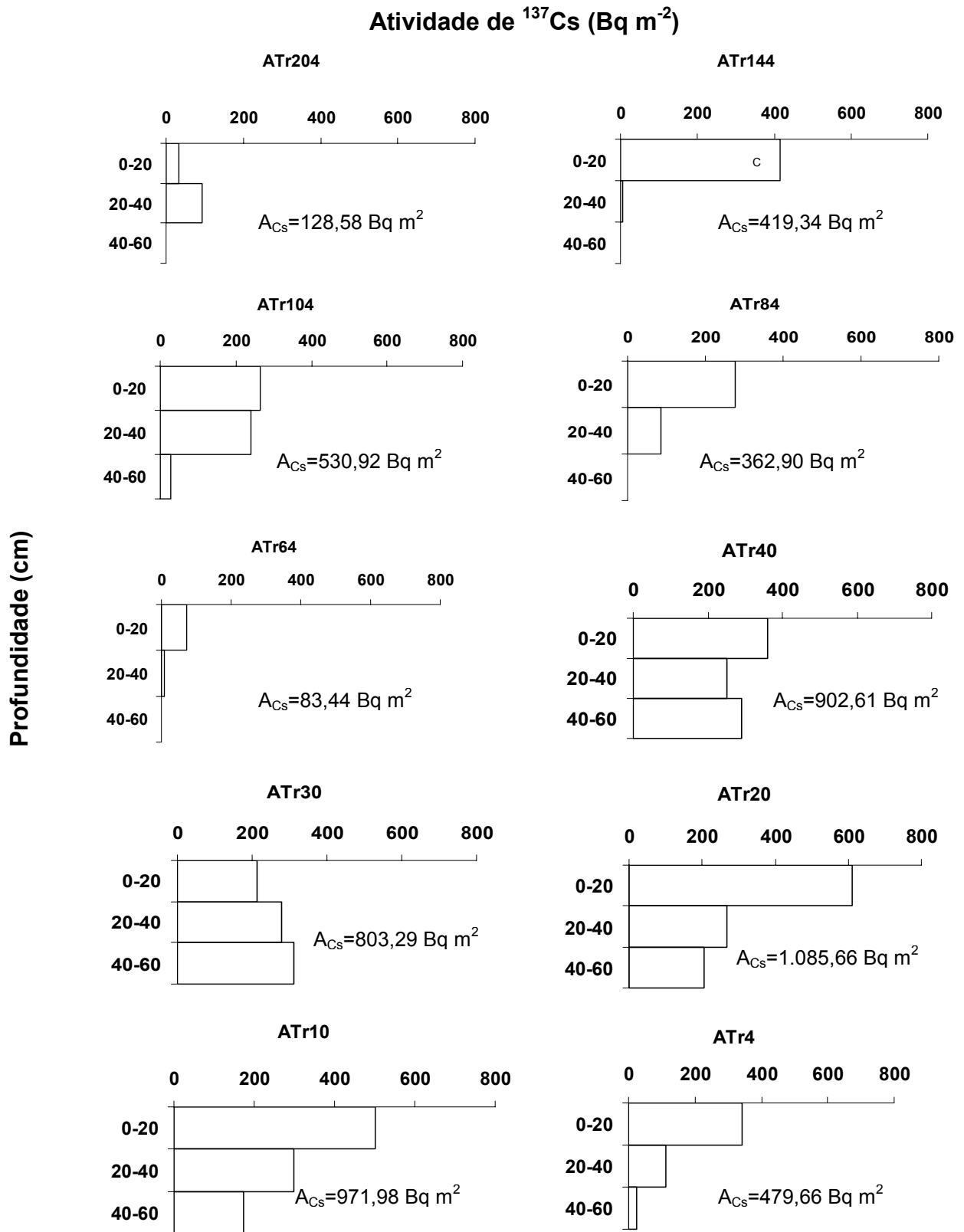


Figura 10 - Atividade de ^{137}CS , em Bq m^{-2} nos pontos amostrados por tradagens, na área agrícola cultivada com algodão e na área de mata ciliar (Transeção 1)

Onde: A = Algodão, Tr = Tradagens e o índice numero variando de 204 a 4 indica a distancia, em metros, do ponto amostrado ao final da transeção no curso d'água.

Os valores dos inventários de ^{137}Cs , em Bq m^{-2} , foram organizados de acordo com a distribuição espacial dos pontos amostrados e são apresentados na figura 11.

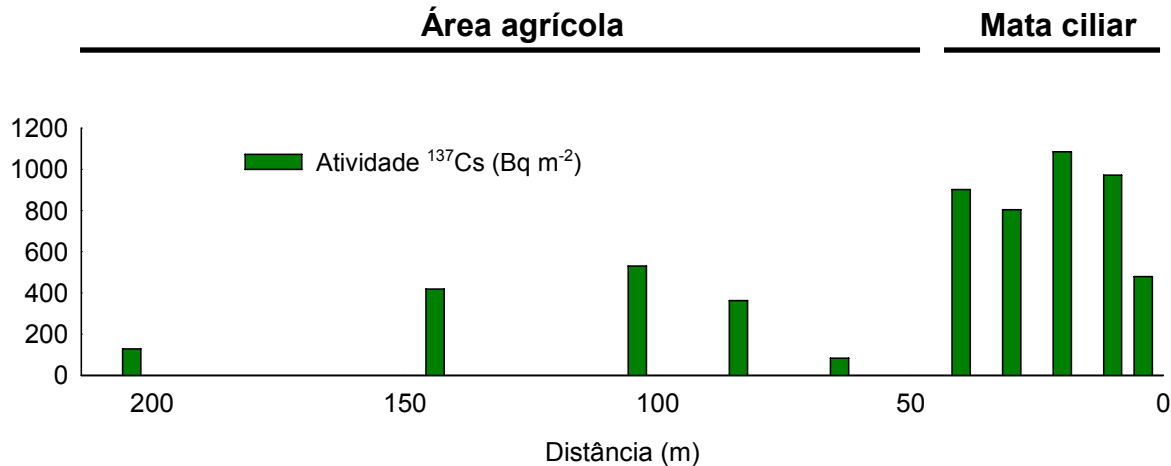


Figura 11 - Valores dos inventários de ^{137}Cs nos pontos amostrados, na área agrícola cultivada com algodão e na área de mata ciliar (Transeção 1)

Os pontos localizados na área de mata ciliar, são os que apresentam a maior atividade do ^{137}Cs . A média dos inventários dos pontos da área agrícola é de $305,037 \text{ Bq m}^{-2}$, enquanto que a média dos inventários dos pontos da área de mata ciliar é de $848,642 \text{ Bq m}^{-2}$. Observando a distribuição da atividade ^{137}Cs nas três profundidades amostradas, dos pontos localizados na área agrícola, com exceção, do ATr204, que apresenta a maior atividade do ^{137}Cs na camada 20-40 cm e do ATr104, onde a atividade do ^{137}Cs encontra-se distribuída nas camadas 0-20 e 20-40, os demais pontos apresentam a maior concentração do ^{137}Cs na primeira camada amostrada de 0-20 cm, sendo que somente no ATr104, foi detectada uma pequena atividade do ^{137}Cs na camada 40-60 cm. Já nos pontos localizados dentro da área de mata ciliar, a atividade de ^{137}Cs , encontra-se distribuída nas 3 camadas amostradas, sendo que nos dois primeiros pontos (ATr40 e ATr30) a distribuição é praticamente homogenia, e nos três demais pontos (ATr20, ATr10 e ATr4) a distribuição é decrescente com a profundidade, seguindo o padrão da área de referência, sendo que o ponto ATr20 é o que apresenta a maior atividade de ^{137}Cs na camada de 0-20cm.

A análise detalhadas da atividade de ^{137}Cs nas trincheiras abertas dentro da mata ciliar são apresentadas na figura 12.

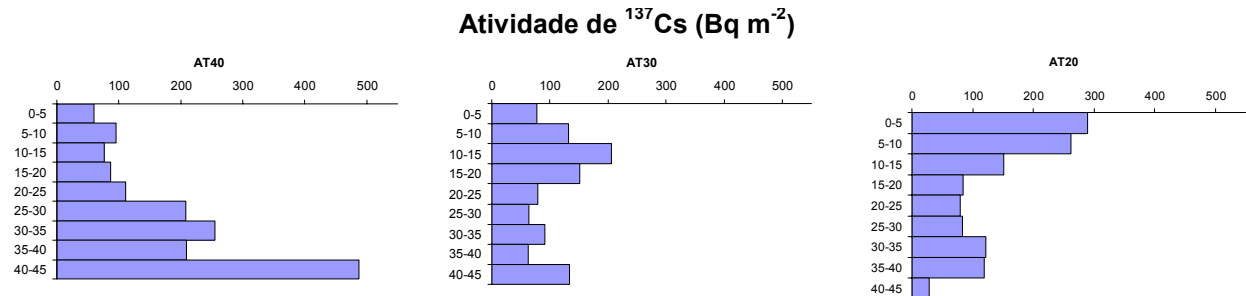


Figura 12 - Atividade de ^{137}Cs em camadas de 5/5 cm nas trincheiras AT40, AT30 e AT20, área de mata ciliar – Transeção 1

As três trincheiras analisadas apresentam diferentes padrões de distribuição da atividade de ^{137}Cs . Na AT40 há um aumento na atividade de ^{137}Cs com a profundidade, apresentando um pico na última profundidade amostrada de 40 a 45 cm. Na AT30 não há uma tendência definida na distribuição da atividade de ^{137}Cs no perfil, sendo observados 2 picos principais, um na profundidade de 10 a 15 cm e outro na profundidade de 40 a 45 cm e na AT20 há uma tendência de decréscimo na atividade de ^{137}Cs até os 30 cm, apresentando um acréscimo nas camadas de 30 a 35 e 35 a 40, diminuindo novamente na última camada amostrada.

Esse comportamento sugere que as três trincheiras encontram-se em locais que apresentam diferentes dinâmicas de deposição de sedimentos.

2.4.1.3 Caracterização morfológica da área de deposição de sedimentos - transeção 1

As descrições morfológicas completas das trincheiras observadas dentro da área de mata ciliar são apresentadas no Anexo A e as análises fertilidade e granulométrica de cada camada diferenciável morfológica mais três pontos na área agrícola, são apresentadas no Anexo B.

Os dados analisados revelam que houve retenção de sedimentos na área de mata ciliar e que a o fim da área de deposição encontra-se entre os 14 e os 24 m do

início da mata. Na primeira trincheira observada (AT40), a 4 metros da borda da mata, foi possível visualizar duas camadas de sedimentos com espessura de 8 e 14 cm, distintos entre si pela maior compactação da segunda camada de sedimentos, na AT30, a 14 metros da borda da mata, uma única camada de sedimentos foi identificada com espessura 11 cm. Nas demais trincheiras (AT20, AT10 e AT4), localizadas respectivamente a 24, 34 e 44 metros da borda da mata, não foi evidenciado a existência de camada superficial de sedimentos, sendo identificado o horizonte A em superfície.

O perfil bidimensional dos horizontes obtidos por meio das observações morfológicas das trincheiras é apresentado na figura 14.

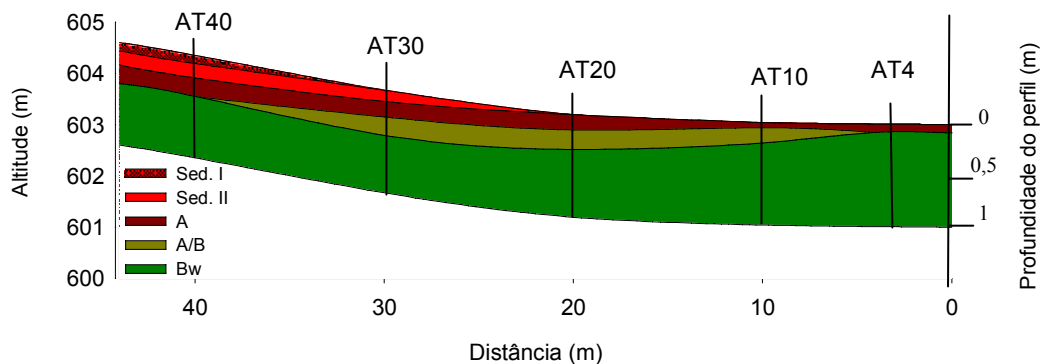


Figura14 - Descrição morfológica do perfil (horizontes) com a localização das trincheiras observadas, Onde: A = Algodão, T = Trincheiras e o índice numérico indica a distancia em metros, entre a localização da trincheira e o curso d'água

A descrição morfológica das trincheiras classificou as camadas superficiais de sedimentos principalmente com base na observação de cor e na caracterização da estrutura. Os sedimentos apresentam cor relativamente mais clara com o a matiz vermelha mais intensa, porém a cor do perfil quando úmido é bastante homogêneo. Quanto à estrutura, a camada de sedimentos apresentava estrutura granular muito fina de grau moderado, devido a presença de micro agregados, que se desmanchavam quando friccionados contra a mão na presença de água, comportando-se como grãos soltos, sem nenhuma orientação e sem a formação de torrão.

O horizonte A enterrado que na AT40 apresenta espessura de 18 cm e na AT30 espessura de 15 cm, é caracterizado pela estrutura granular pequena de grau forte com transição abrupta entre os sedimentos e o horizonte A. O horizonte Bw é caracterizado por estrutura em blocos subangulares de grau moderado a forte na AT40, e de estrutura maciça na AT30.

Nas trincheiras AT20 e AT10, foi identificada a ocorrência de um horizonte A/B, apresentando estrutura granular de grau moderado, nessas trincheiras e também na AT5 o horizonte A é caracterizado por estrutura em blocos subangulares de grau moderado e o horizonte Bw por estrutura maciça.

Quanto a textura dos perfis observados, apesar da textura predominantemente argilosa, as camadas analisadas apresentaram graus variados de plasticidades e pegajosidade, sugerindo diferenças no teor de argila desses horizontes. Nas trincheiras AT40 e AT30 o Bw foi classificado como argiloso que os horizontes subseqüentes, nas trincheiras AT20, AT10 e AT4, o horizonte A foi o que apresentou a maior plasticidade e pegajosidade, esses dados são confirmados pelos teores de argila dispersa em solução de NaOH determinadas em laboratório (Anexo B).

2.4.1.4 Redistribuição de solo - transeção 1

Os dados dos inventários de ^{137}Cs , em cada ponto convertidos em valores de perda e ganho de solo, mais o perfil topográfico da transeção 1, são apresentados na figura 13:

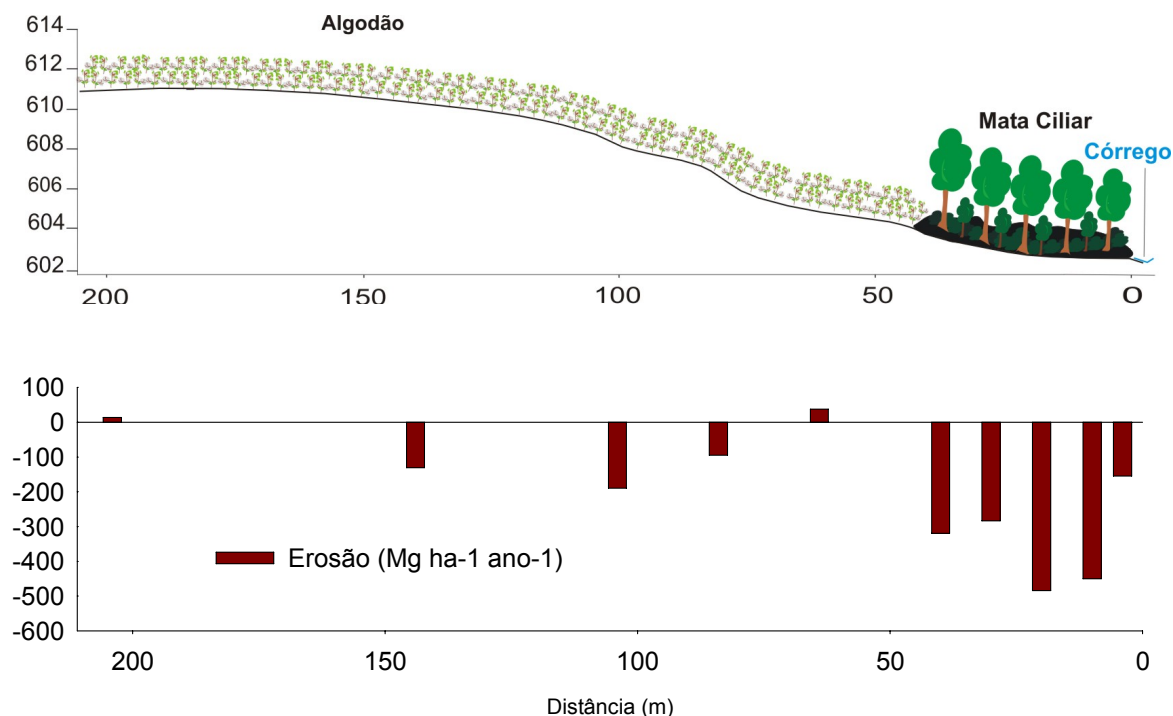


Figura 13 - Perfil topográfico com uso do solo e taxa de erosão ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) na transeção 1

Houve deposição de sedimentos em praticamente todos os pontos amostrados, apenas em dois pontos (ATr204 e ATr64) na área agrícola, houve a ocorrência de perda de solo por erosão. Esse fato é explicado pela localização da transeção na paisagem que foi alocada no terço inferior da vertente que apresenta aproximadamente 600 m, do curso d'água até o topo. A parte superior da vertente na época da amostragem encontrava-se sobre cobertura de pastagem degradada, o que provavelmente tenha gerado grandes quantidades de sedimentos os quais foram depositados a jusante nos locais de menor declive e nos terraços de infiltração existentes na área agrícola que atuam como obstáculo ao fluxo de enxurrada provocando a deposição dos sedimentos.

A área agrícola apresentou valores perda e ganha de solo variando de $37,17 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de perda de solo por erosão no ponto ATr64, à $189,68 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de deposição de sedimentos no ponto ATr104. Na área de mata ciliar o ponto ATr20, localizado a 24 metros do início da mata, foi o que apresentou o maior valor de deposição de sedimentos, na ordem de $484,02 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto que o ponto ATr4 o menor valor, $154,36 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. O valor médio de deposição foi de $338,42 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, considerando a densidade média da camada de 0-20 cm dessa área é de

1.617,45 kg m⁻³, a cada ano, desde o pico do “fallout” do ¹³⁷Cs, houve a deposição de uma camada de 2,1 cm de sedimento na área de mata ciliar.

Os dados de deposição de solo pelo uso da técnica do ¹³⁷Cs, mostram-se discrepantes quando confrontados com os dados obtidos pela descrição morfológica dos perfis. Pela técnica do ¹³⁷Cs, os pontos ATr20 e ATr10 foram os que apresentaram o maior valor de deposição de sedimentos, respectivamente 484,02 e 449,79 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, com o ponto ATr4, o mais próximo do curso d'água apresentando uma deposição de 154,36 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, no entanto, não foi observado em campo a ocorrência de depósitos de sedimentos e nenhum desses pontos.

Esses dados refletem a dinâmica de deposição dos sedimentos na área de mata ciliar, durante o processo erosivo. É de esperar que de todo o sedimento disperso na água de enxurrada, as frações mais grosseiras sejam as primeiras a serem depositadas (SYVERSEN; BORCH, 2005), no caso dessa área considerando a textura natural dos solos, predominantemente argiloso, muito dessas partículas grosseiras são compostas por microagregados de argila, no entanto a argila dispersa na água da enxurrada durante o processo erosivo, será a última fração a ser depositada, juntamente com a matéria orgânica, que podem ser transportadas tão longe quanto a água devido a sua baixa velocidade de decantação (RITTER; SHIRMOHAMMADI, 2001). Considerando que ¹³⁷Cs, é um radionúcleo de forte adsorção aos minerais de argila é de se esperar que nesses locais sejam detectados a maior atividade de ¹³⁷Cs, e conseqüentemente os valores de deposição de sedimentos obtidos pela técnica sejam mais elevados.

Assim, mesmo não sendo observado depósitos de sedimentos nas três últimas trincheiras analisadas (AT20, AT10 e AT4) nesses locais ocorrem as maiores deposição de argila enriquecida por ¹³⁷Cs. Essa argila dispersa pode ter percolado, juntamente com a água de enxurrada em profundidade, impregnado nos primeiros centímetros do solo. A análise granulométrica revela teores de 68, 64 e 58 % de argila nas camadas superficiais das respectivas trincheiras.

Comparando os valores da atividade de ¹³⁷Cs nas trincheiras analisadas de 5 em 5 cm com as descrições morfológicas. Na AT40 a partir da superfície há um aumento na atividade do ¹³⁷Cs, na camada dos 25 aos 40 cm, onde de acordo com a

descrição morfológica está localizado o horizonte A enterrado, justificando esse aumento, no entanto após essa camada, a profundidade de 45 a 50 cm analisada, apresenta atividade de ^{137}Cs ainda maior, o que não é comum em horizonte B, conforme classificado na observação morfológica, que originalmente na época do “fallout” radioativo (considerando as camadas de sedimentos depositadas pós “fallout”) estaria localizado à 15 cm da superfície.

Comportamentos similares podem ser observados nas duas outras trincheiras analisadas, na AT30, há um aumento na atividade do ^{137}Cs , a partir da profundidade 10 cm, onde tem-se o início do horizonte A, que na descrição morfológica foi classificada como o horizonte localizado entre os 11 e 26 cm, nas camadas subseqüentes ocorre uma diminuição progressiva relativamente regular até os 40 cm, com um novo aumento na atividade de ^{137}Cs , na camada de 40 a 45 cm. Na AT20, a maior atividade de ^{137}Cs , foi observada nas 3 primeiras camadas analisadas de 0 a 5, 5 a 10 e 10 a 15 cm, coincidindo com o horizonte A morfológico, as três camadas subseqüentes de 15 a 20, 20 a 25 e 25 a 30 cm, apresentam valores bastante semelhantes entre si e menores que os da camadas superficiais, sendo observado um novo aumento nas camada de 30 a 35 e 35 a 40, diminuindo bastante na camada de 40 a 45 cm.

Essas diferenças na atividade de ^{137}Cs , na maioria das vezes coincidem com as diferentes camadas identificadas em campo, como pode ser observado no Anexo A. Essas evidências sugerem que, apesar de apresentarem características pedológicas de horizonte A e A/B as camadas identificadas como tal nas descrições morfológicas na verdade correspondem a camadas mais antiga de sedimentos que com o passar do tempo sofreu os processos pedológicos apresentando características de solos.

Em um estudo semelhante desenvolvido por Filipe (2006) na região de Iracemapolis, onde foi feita descrições morfológicas dos solos em área de deposição de sedimentos em floresta ribeirinha, no mesmo perfil analisado foram identificados 2 horizontes com características de horizonte A. Nesse estudo a análise de ^{137}Cs efetuada até a profundidade de 60 cm, revelou que houve deposição de sedimentos sobre o horizonte A verdadeiro e que essa camada com o passar do tempo submetida aos processos de agregação e de formação de porosidade passou a apresentar características de horizonte A.

No entanto outra hipótese pode ser levantada, os aumentos em subsuperfície na atividade do ^{137}Cs , coincidem com o início do horizonte Bw, onde foi detectado a um aumento no teor de argila, em relação aos horizontes superficiais, esse fato deve-se a percolação da argila no perfil do solo decorrente dos processos pedológicos, e conseqüentemente a lixiviação do ^{137}Cs , ligadas as partículas de argila. Comportamento semelhante foi observado em um estudo desenvolvido por Correchel (2003), onde foi detectado em uma área de referencia atividade de ^{137}Cs até a profundidade 45 cm, ocorrente com uma pequena fração mais fina do solo.

Para a confirmação das hipóteses levantadas, fazem-se necessárias novas amostragens nessa área, investigando até que profundidade é detectada a atividade de ^{137}Cs , possibilitando uma melhor classificação dos horizontes analisados.

A identificação de camadas distintas de sedimentos pressupõe que as deposições tenham ocorrido em épocas distintas e bem definidas, que hipoteticamente podem ser resultados de eventos chuvosos únicos de grande intensidade de precipitação, os eventos extremos, ou podem ser resultados de deposições provenientes de épocas de chuvas diferentes. Embora a produção de sedimentos possa ocorrer em qualquer tipo de evento chuvoso (OLIVEIRA et al. 1992), os eventos extremos, podem contribuir com os maiores aportes de sedimentos (EDWARDS: OWENS, 1991; DOUGLAS, 1990), pela alta energia cinética envolvida no processo. No entanto, em estudo de intensidade e freqüência de eventos de chuva citado em Morean (1997) os fenômenos dominantes e principais responsáveis pela erosão, foram classificados como eventos de média intensidade e com período de retorno entre 1,33 e 2 anos.

Pelas características dos depósitos de sedimentos na área de mata ciliar, o processo de transporte e deposição dos sedimentos, nessa área foi resultante de fluxo laminar, sem a predominância de fluxo turbulento, e conseqüentemente sem a formação de grades canais de drenagem ou sulcos de erosão na área agrícola e principalmente dentro da área de mata ciliar. Apesar da possibilidade desses “pacotes de sedimentos” terem sido gerados em eventos de chuva de altamente erosíveis, a formação de fluxo laminar é possível quando consideramos o tamanho relativamente pequeno da vertente e a declividade pouco acentuada, que na transeção estudada

apresenta média de 5% de declive, coincidindo com as condições apresentadas por Correl (1997), para a formação desse tipo de fluxo. Esse fato associado ao bom estado de conservação da floresta ribeirinha aumentou a eficiência da mata ciliar na retenção dos sedimentos gerados na área agrícola (LAL, 1998a; CORREL1997).

2.4.1.5 Atividade de ^{137}Cs - transeção 2

Os resultados da atividade de ^{137}Cs (Bq m^{-2}) obtidos por meio de tradagens nas profundidades 0-20, 20-40 e 40-60, na transeção 2 são apresentados nas figuras 15.

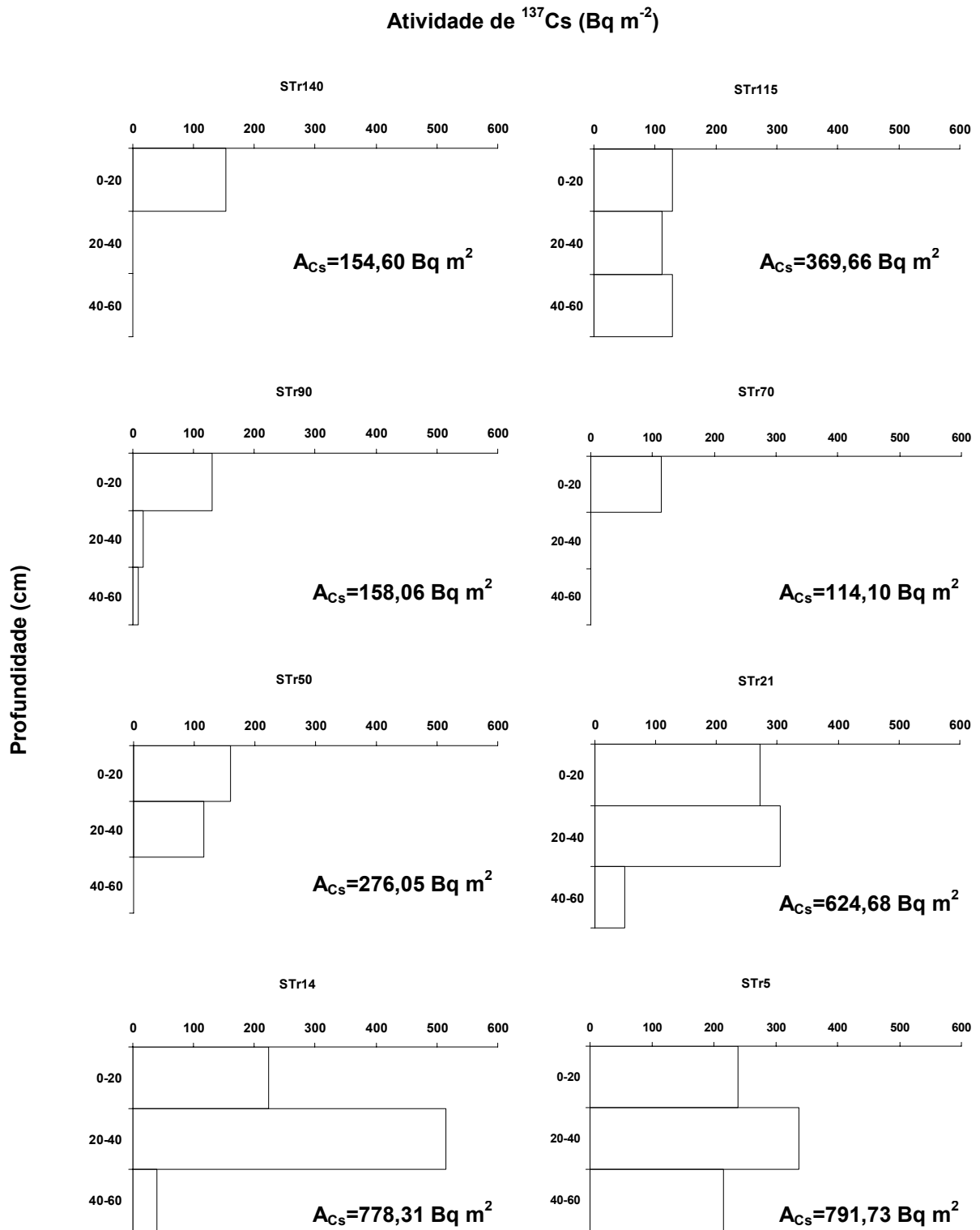


Figura 15 - Inventário de ^{137}CS , em Bq m^{-2} na Transeção 2, nos pontos amostrados na área agrícola cultivada com soja e na área de mata ciliar

Onde: S = Soja, Tr = Tradagens e o índice numérico variando de 140 a 5 indica a distancia entre o ponto amostrado e a área alagada.

Os valores dos inventários de ^{137}Cs , em Bq m^{-2} , foram organizados de acordo com a distribuição espacial dos pontos amostrados e são apresentados na figura 16.

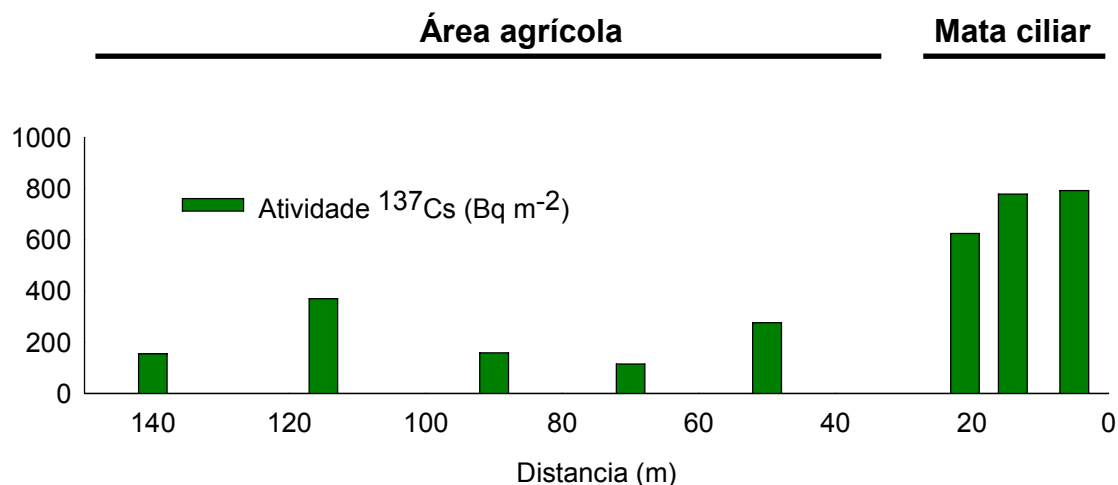


Figura 16 - Atividade ^{137}Cs nos pontos amostrados na Transeção 1, na área agrícola cultivada com algodão e na área de mata ciliar, soma das 3 profundidades

Assim como observado na transeção 1 (área do algodão), há um aumento significativo da atividade de ^{137}Cs na área de mata ciliar, a média dos inventários dos pontos amostrados na área agrícola é $214,502 \text{ Bq m}^{-2}$ enquanto que a média dos inventários dos pontos amostrados na área de mata ciliar é de $731,586 \text{ Bq m}^{-2}$. Observando a distribuição da atividade do ^{137}Cs nas profundidades amostradas, na área agrícola, com exceção do ponto STr115, que apresenta atividade do ^{137}Cs distribuída nas três camadas amostradas e STr50, em que atividade do ^{137}Cs , encontra-se dividida entre a camada 0-20 e 20-40 cm, os demais pontos apresentam a maior concentração do ^{137}Cs , localizado na camada superficial do solo (0-20 cm), sendo que para os pontos STr140 e STr70, não foi detectada atividade de ^{137}Cs , nas camadas inferiores amostradas. Nos três pontos localizados na área de mata ciliar foi detectada a atividade de ^{137}Cs , nas três profundidades amostradas, sendo que a camada de 20-40 cm foi a que apresentou a maior concentração da atividade de ^{137}Cs .

A análise detalhada da atividade de ^{137}Cs nas trincheiras abertas dentro da mata ciliar são apresentadas na figura 17.

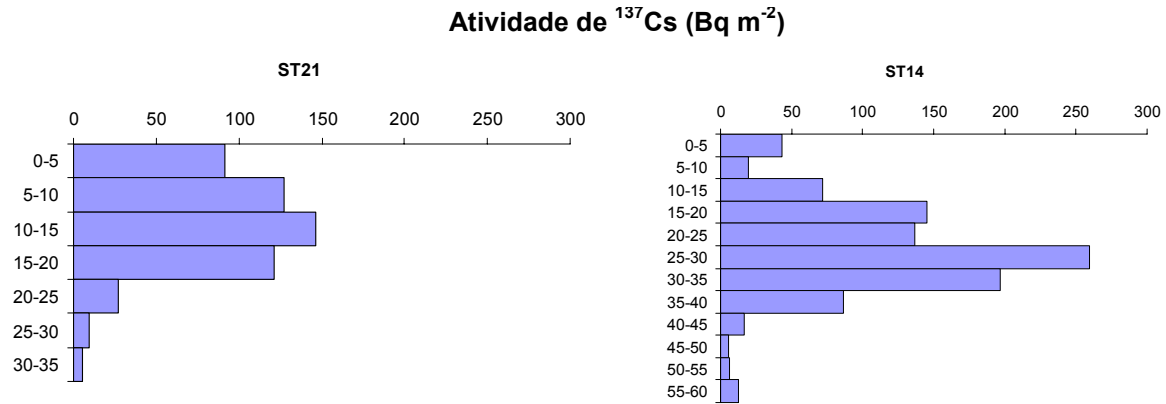


Figura 17 - Atividade de ^{137}Cs em camadas de 5/5 cm nas trincheiras ST21 e ST14, área de mata ciliar – Transeção 2.

A primeira trincheira analisada (AT21) mostra um aumento gradativo da atividade de ^{137}Cs , com a profundidade até a camada 10 a 15 cm, com uma pequena diminuição na camada 15 a 20 cm e posterior diminuição brusca nas camadas subseqüentes até a última camada analisada, que apresenta atividade de ^{137}Cs , muito pequena. A segunda trincheira analisada (AT14), a atividade de ^{137}Cs , aumenta de maneira irregular com a profundidade, apresentando um pico de atividade na camada 25 a 30 cm, diminuindo gradativamente até a última camada analisada que apresenta baixa atividade de ^{137}Cs .

2.4.1.6 Caracterização morfológica da área de deposição de sedimentos - transeção 2

As descrições morfológicas completas das trincheiras observadas dentro da área de mata ciliar são apresentadas no Anexo A, e as análises fertilidade e granulométrica de cada camada diferenciável morfológicamente mais três pontos na área agrícola, na transeção 2, são apresentadas no Anexo B.

Na área de mata ciliar da transeção 2 foi feita a observação morfológica de duas trincheiras (AT21 e AT14) localizadas respectivamente, a 4 e 14 m do início da mata ciliar, sendo evidenciado a deposição de sedimentos nos dois locais. Não foi possível a observação morfológica de uma terceira trincheira (AT5) aberta a 21 metros do início da mata ciliar, devido o afloramento do lençol freático, porém em observação

da área foi possível constatar que a uma manta de sedimentos se estendia por toda a largura da mata atingindo a área de vereda a jusante.

O perfil bidimensional dos horizontes obtidos por meio das observações morfológicas das trincheiras é apresentado na figura 19.

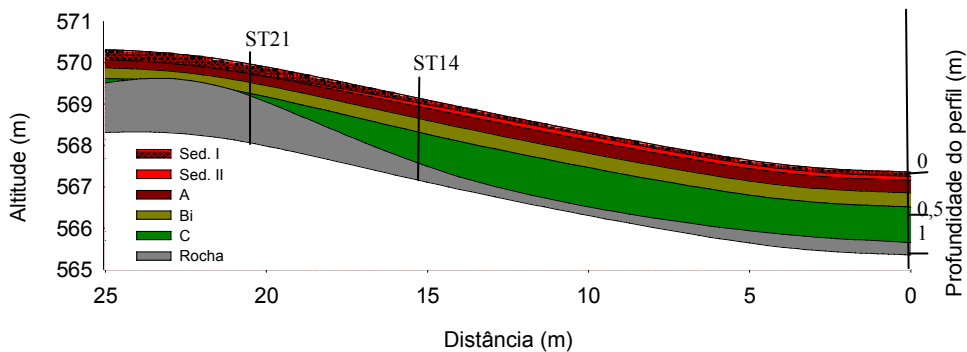


Figura 19 - Descrição morfológica do perfil (horizontes) com a localização das trincheiras observadas na área de mata ciliar - Traseção 2 (Área da Soja) em Goiatuba, GO

Na primeira trincheira (ST21) foi observada a ocorrência de uma camada de sedimentos com espessura de 12 cm. Essa camada apresenta cor mais clara que o horizonte A e a estrutura granular muito pequena, sem a formação de torrão. O horizonte A caracteriza-se pela estrutura em blocos subangulares, pequena com a formação de macroestrutura firme, o horizonte B com 13 cm de espessura foi diagnosticado como horizonte B incipiente, principalmente pela presença de saprólitos de rocha, sendo identificado ainda um horizonte C, composto de alterita de rocha, abaixo desse horizonte foi possível observar a rocha mãe inalterada. Na segunda trincheira (ST14), foi possível observar a ocorrência de duas camadas de sedimentos com espessura de 5 cm cada, distintas entre si pelo fato que a segunda camada apresenta estrutura granular mais desenvolvida e uma pequena diferença de cor enquanto seco. Nessa trincheira o horizonte A apresenta as mesmas características do que na primeira trincheira, apenas com a estrutura um pouco maior, e o horizonte Bi apresenta textura mais fina, nessa trincheira também foi diagnosticado a presença do horizonte C e da rocha mãe.

2.4.1.7 Redistribuição de solo - transeção 2.

Os dados dos inventários de ^{137}Cs , em cada ponto convertidos em valores de perda e ganho de solo, e o perfil topográfico da transeção 2, são apresentados na figura 18:

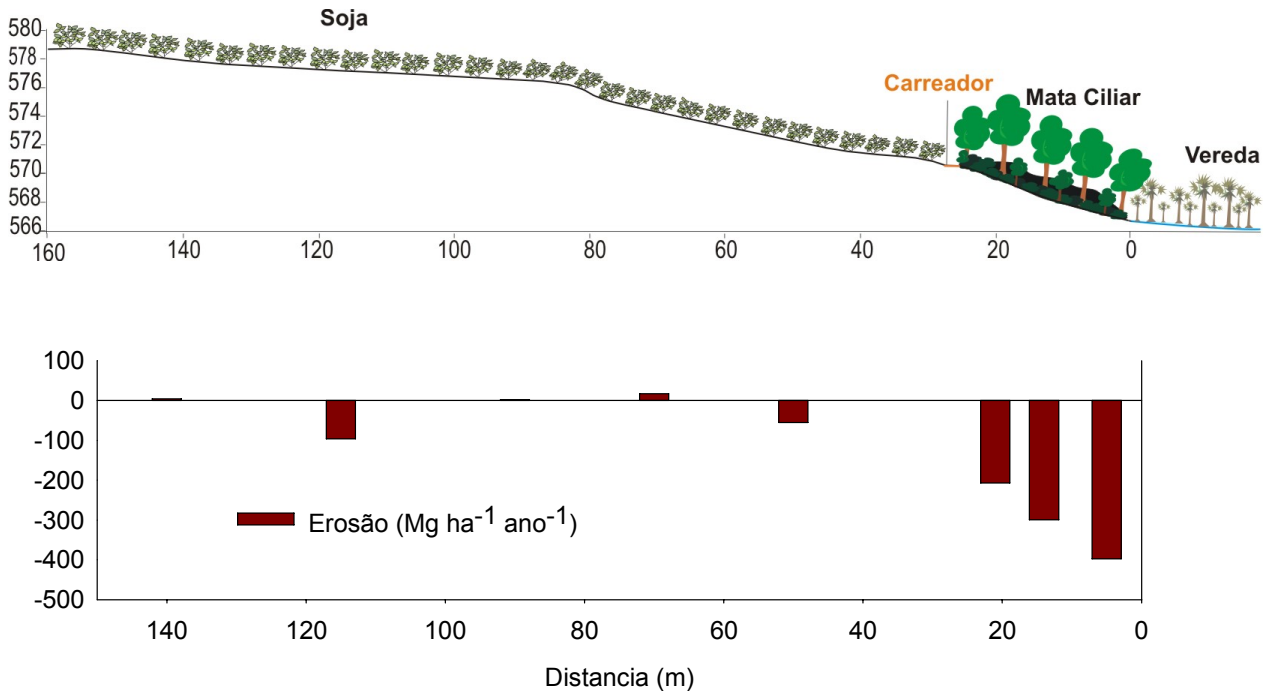


Figura 18 - Perfil topográfico com uso do solo e taxa de erosão ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) na transeção 2

Na área agrícola, houve deposição de sedimentos em dois pontos amostrados (STr115 e STr50) nos demais pontos foi registrada a perda de solo por erosão. Esses dados evidenciam a redistribuição de solo dentro dos limites da área agrícola, essa deposição ocorre devido a existência de terraços de infiltração, que atuam como obstáculo ao fluxo de enxurrada provocando a deposição de sedimentos, reforçado pelo fato que a transeção estudada encontra-se localizada na parte inferior da vertente que possui aproximadamente 1000 m, da área alagada até o topo.

A área agrícola apresentou valores de perda e ganho de solo variando de $16,67 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de perda de solo por erosão a $96,86 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de ganho de solo por deposição dos sedimentos. Na área de mata ciliar a deposição foi crescente com o aumento da largura da mata, a menor deposição ocorreu no primeiro ponto amostrado

STr21, localizado a 4 m da borda da mata, com deposição de $207,02 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, no segundo ponto amostrado STr14, á 11 m da borda da mata foi registrado uma deposição de $299,60 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, e no terceiro ponto amostrado, STr5, a 20 metros da borda da mata, foi registrado a maior deposição de $397,53 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e A média de deposição de sedimentos na mata ciliar foi de $338,41 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e considerando a densidade do solo na camada 0-20 cm nessa área igual a $1.728,67 \text{ kg m}^{-3}$, esse valor equivale a deposição de uma camada de 1,7 cm de sedimentos na área de mata ciliar.

O confrontamento dos dados de perdas e ganhos de solo obtidos pela técnica do ^{137}Cs com os dados das observações morfológicas, mostram que pelo fato da técnica do ^{137}Cs , não ser sensível a deposição das partículas mais grosseiras do solo, os dados são discrepantes quanto ao volume de sedimentos depositados. Na primeira trincheira analisada STr21, localizada a 4 metros da borda da mata foi registrado uma camada de 12 cm de sedimento e na segunda trincheira STr14 localizada a 11 m da borda da mata, as duas camadas identificadas juntas possuem a espessura de 10 cm, no entanto, pela técnica do ^{137}Cs , aos 11 metros da borda da mata (STr14) a deposição de sedimentos foi maior que aos 4 m (STr21), Assim como, a observação de campo constatou a presença de finas camadas de sedimentos nas proximidades do ponto STr5, localizado a 20 m da borda mata, no entanto nesse ponto pela a técnica do ^{137}Cs , foi detectado a maior deposição de sedimentos na vertente ($397,53 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), esse fato evidencia mais uma vez que as frações mais finas dos sedimentos e mais enriquecidas com ^{137}Cs , tendem em ser as últimas a serem depositadas, conferindo valores crescente na deposição de sedimentos, a medida que a transeção adentra na mata..

Quando comparados os dados das observações morfológicas das duas trincheiras, com as análises de ^{137}Cs , feitas em camadas de 5 em 5 cm nas mesmas trincheiras, na ST21 os dados são coincidentes quanto as localizações dos horizontes. Com o horizonte A enterrado localizado entre as profundidades 12 a 22 cm, onde também foi detectado um pico na atividade do ^{137}Cs . Já na trincheira ST14, o horizonte Bi foi o que apresentou a maior atividade de ^{137}Cs , esse fato pode ser explicado por duas hipóteses já levantadas anteriormente. A primeira é que o horizonte identificado como Bi na verdade seja o horizonte A, e que a camada identificada como horizonte A,

seja composta por uma camada antiga de sedimentos que sofreu processos pedológicos adquirindo características de solo. A segunda hipótese é que tenha ocorrido a percolação das partículas mais finas de solo, do horizonte A para o Bi, as quais contem a maior quantidade de ^{137}Cs adsorvido. A observação morfológica das trincheiras identificou uma maior quantidade de argila no horizonte Bi, que parte dessa argila pode ser resultante da percolação dessas partículas, no entanto as análises granulométricas, revelaram os menores teores de argila nos horizontes Bi e C, das duas trincheiras analisadas. A análise granulométrica pode ter tido os valores camuflados pela presença de concreções ferruginosas, resultante da segregação dos óxidos de ferro, componente da fração argila, que na forma de concreções passam a compor a fração areia juntamente com os de fragmentos de rocha identificados nesse horizonte.

A observação de uma camada de sedimentos na primeira trincheira e de duas camadas na segunda trincheira, evidência que a retenção de sedimentos pela mata ciliar torna-se mais eficiente à medida que aumenta a largura da mata. Reforçado pelo fato que primeira trincheira, ST21 encontra-se localizada no início da mata ciliar, a 4 metros da borda, em um local com declive bastante acentuado, 14,7%, aliado a baixa qualidade da cobertura vegetal essa situação não propicia uma diminuição efetiva da velocidade da enxurrada, não favorecendo a deposição de sedimentos. A segunda trincheira, ST14, localizada a 11 metros do início da mata e em declividade de 12,3%, encontra-se em uma condição mais favorável a diminuição da velocidade da enxurrada possibilitando maiores deposições de sedimentos nesse local.

Assim como no local de estudo cultivado com algodão, a observação de camadas de sedimentos sugere que a deposição tenha ocorrido em épocas distintas e bem definidas, no entanto as características dos depósitos de sedimentos nessa transeção, são típicas da formação de fluxo de enxurrada turbulento, que foi constatado em observações no campo, onde eram evidentes a ocorrência de canais de escoamento dentro da mata ciliar, com conseqüente formações de sulcos de erosão (Figura 17a). Esse fato associado a baixa qualidade da vegetação não possibilitou uma efetiva retenção de sedimentos pela mata ciliar, sendo a deposição observada em toda a extensão da mata atingindo a área de vereda a jusante (Figura 17b).



Figura 20 - a) Evidência de formação de sulcos de erosão dentro da área de mata ciliar; b) depósito de sedimentos na área alagada (vereda) a jusante d transeção 2.

2.4.2 Substâncias potencialmente tóxicas nos solos e nos locais de deposição de sedimentos

Dos dados obtidos, 2 fontes foram utilizadas para a análise qualitativa dos solos e sedimentos ao longo das transeções nos locais de estudo: I) Determinação da ocorrência dos teores totais e trocáveis dos metais Al, Ba, Co, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Se e Zn em amostras de solo e sedimentos coletadas em três pontos das área agrícola nas profundidades 0-5 e 5-10 e em trincheiras locadas nas áreas de mata ciliar em diferentes profundidades nos dois locais de estudo conforme exemplificado na tabela 1 e II) Determinação da atividade de resíduos do herbicida Diuron na mesmas amostras de solo e sedimentos, submetidas as análises de ocorrência de metais somente para a transeção 1 (Cultivada com Algodão).

2.4.2.1 Metais totais e trocáveis no solo e nos locais de deposição de sedimentos

Os resultados completos das determinações dos teores totais e trocáveis dos metais estudados são apresentados em anexo (anexo C)

As médias dos teores totais e obtidos, de cada elemento, para a área agrícola e para a área de mata ciliar na transeção 1 são apresentados na tabela 3

Tabela 3 - Médias dos teores totais e trocáveis dos elementos na área agrícola e na área de mata ciliar (Área agrícola: Média de 6 amostra e área de mata ciliar: Média de 14 amostras) Transeção 1

Elemento	Valores Orientadores (CETESB)			Totais		Trocáveis	
	Referência	Prevenção	Intervenção	Agrícola	Mata Ciliar	Agrícola	Mata Ciliar
-----mg kg ⁻¹ -----							
Al				7.044,5a	5.921,9a	1761,1a	1.480,5a
Mn				358,9a	803,2b	89,7a	200,8b
Fe				143,1a	989,2b	35,8a	247,3b
Ba	75	150	300	*111,1a	***514,6b	27,9a	128,7b
S				57,8a	126,3b	14,4a	31,6b
Cu	35	60	200	*40,7a	**90,0b	10,2a	22,5b
Zn	60	300	450	10,9a	26,9b	2,7a	6,7b
Co	13	25	35	10,0a	**26,6b	2,5a	6,6b
B				4,9a	<0,1a	1,2a	<0,1a
P				4,4a	3,4a	1,1a	0,8a
As	3,5	15	35	2,6a	2,7a	0,7a	0,7a
Pb	17	72	180	1,9a	0,4b	0,5a	0,1b
Cr	40	75	150	-	-	-	-
Cd	< 0,5	1,3	3	<0,1a	0,1b	<0,1a	<0,1b
Ni	13	30	70	<0,1a	2,6b	<0,1a	0,7b
Hg	0,05	0,5	12	-	-	-	-
Mo	< 4	30	50	-	-	-	-
Se	0,25	5		-	-	-	-

Valores seguidos de mesma letra, para cada tipo de extração não diferem entre si a 5% pelo teste de Wilcoxon.

_. Elemento Não detectado.

*. Teor encontrado acima do valor Referência de qualidade (Valores orientadores para solos e água subterrânea no Estado de São Paulo).

** . Teor encontrado acima do valor Prevenção (Valores orientadores para solos e água subterrânea no Estado de São Paulo).

***. Teor encontrado acima do valor Intervenção (Valores orientadores para solos e água subterrânea no Estado de São Paulo).

Os elementos Mn, Fe, Ba, S, Cu, Zn, Co, Pb, Cd e Ni apresentaram diferenças significativas ao nível de 5% pelo teste de Wilcoxon entre as duas áreas amostradas (agrícola e mata ciliar) tanto para os teores totais quanto trocáveis. Desses somente o chumbo (Pb) apresentou teor mais elevado na área agrícola em relação à área de mata

ciliar, os demais elementos citados foram detectados em teores maiores na área de mata ciliar em relação a área agrícola, nos dois métodos de extração utilizados.

Houve um processo de enriquecimento da área de deposição de sedimentos por esses elementos trazidos da área agrícola, que por ventura tenham sido introduzidos na forma de impurezas junto aos corretivos e fertilizantes. O valor do enriquecimento expresso pelo número de vezes que o teor do elemento encontrado na área de deposição dos sedimentos é maior do que o encontrado na área agrícola, calculados com base nos resultados dos teores totais, são apresentados na tabela 4.

Tabela 4 – Enriquecimento dos metais estudados na área de deposição dos sedimentos em relação a área agrícola

Elemento	Enriquecimento
Mn	2,24
Fe	6,91
Ba	4,61
S	2,18
Cu	2,21
Zn	2,46
Co	2,65
Cd	105
Ni	2.639

Apesar dos altos valores de enriquecimento do o Cd e o Ni na área de deposição, os teores desses elementos mostram-se insignificantes quanto aos níveis de poluição e contaminação dos solos.

Considerando o processo de erosão ocorrido nesse local, por meio do fluxo laminar e a eficiência da mata ciliar na deposição dos sedimentos, como discutido anteriormente, é provável que esteja ocorrendo o transporte e a deposição seletiva das partículas do solo, propiciando o enriquecimento das áreas de deposições por partículas de elementos químicos trazidos da área agrícola. Isso ocorre porque durante o fluxo laminar há o desprendimento, transporte e conseqüente deposição preferencial das partículas mais finas, que são potencialmente as maiores transportadoras de elementos químicos, com o processo de enriquecimento ocorrendo em todas as fases. De acordo com Ritter; Shirmohammadi (2001) o grau de enriquecimento dos sedimentos aumenta, com o aumento da cobertura do solo e a rugosidade da superfície e a diminuição da intensidade da chuva e do gradiente de declividade.

Quando comparados os valores orientadores para solo do Estado de São Paulo da Companhia de tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB, os teores médios encontrados de bário (Ba) e de cobre (Cu) na área agrícola foram superiores ao valor de referência de qualidade. Na área de mata ciliar o teor de Ba foi superior ao valor de intervenção e o Cu superior ao valor de prevenção. O cobalto (Co) apresentou o teor superior ao valor prevenção na área de mata ciliar. Quantidades elevadas de Co e Cu, são esperadas em rochas básicas, como o basalto, podendo esses elementos serem originados por meio do intemperismo da rocha mãe, no entanto teores elevados de Ba são mais comuns em rochas ácidas (KABATA-PENDIAS; ADRIANO, 1995)

Nesse contexto a área de mata ciliar encontra-se com alterações prejudiciais a qualidade do solo, devido aos teores de Ba, Cu e Co, sendo necessário a avaliação da atividade agrícola desenvolvida a montante, com levantando das fontes potenciais desses elementos afim de aplicar medidas que disciplinem a introdução dessas substâncias no solo, devendo ocorrer ainda o monitoramento dos impactos decorrentes. Quanto aos teores de Ba, que ultrapassam os valores de intervenção, a área pode ser classificada como uma área contaminada existindo riscos potenciais a saúde humana, sendo necessárias ações que impeça novas introduções desse elemento na área, como monitoramento dos teores desses elementos nos insumos agrícolas aplicados e o controle da erosão do solo, evitando o carreamento seletivo desse elemento presente no solo agrícola até a área de mata ciliar, afim de mitigar os impactos negativos ao ecossistema ripário.

As médias dos teores totais e trocáveis obtidos para cada elemento na área agrícola e na área de mata ciliar na transeção 2 são apresentados na tabela 5.

Tabela 5 - Médias dos teores totais e trocáveis dos elementos na área agrícola e na área de mata ciliar (Área agrícola: Média de 6 amostra e área de mata ciliar: Média de 10 amostras) Transeção 2

Elemento	Valores Orientadores (CETESB)			Totais		Trocáveis	
	Referência	Prevenção	Intervenção	Agrícola	Mata Ciliar	Agrícola	Mata Ciliar
	-----mg kg ⁻¹ -----						
Al				6.760,6a	5.903,1a	1.690,2a	1.475,8a
Mn				560,6a	657,5a	140,1a	164,4a
Ba	75	150	300	***452,9a	***464,7a	113,2a	116,2a
S				132,7a	217,9b	33,2a	54,5b
Fe				37,1a	97,6a	9,3a	24,4a
Cu	35	60	200	31,5a	22,0a	7,9a	5,5a
Co	13	25	35	**26,1a	*23,5a	6,5a	5,9a
Zn	60	300	450	21,6a	17,1a	5,4a	4,3a
P				6,8a	5,0a	1,7a	1,3a
As	3,5	15	35	0,9a	0,7a	0,2a	0,2a
Ni	13	30	70	0,5a	1,1a	0,1a	0,3a
Cr	40	75	150	-	-	0,1a	0,1a
Se	0,25	5		0,1a	0,1a	<0,1a	<0,1a
Cd	< 0,5	1,3	3	-	-	<0,1a	<0,1a
Hg	0,05	0,5	12	-	-	-	-
B				-	-	-	-
Mo	< 4	30	50	-	-	-	-
Pb	17	72	180	-	-	-	-

Valores seguidos de mesma letra, para cada tipo de extração não diferem entre si a 5% pelo teste de Wilcoxon.

*. Teor encontrado acima do valor Referência de qualidade (Valores orientadores para solos e água subterrânea no Estado de São Paulo).

** Teor encontrado acima do valor Prevenção (Valores orientadores para solos e água subterrânea no Estado de São Paulo).

***. Teor encontrado acima do valor Intervenção (Valores orientadores para solos e água subterrânea no Estado de São Paulo).

Para as médias dos teores totais e trocáveis analisados no local de estudo cultivado com soja somente o Enxofre (S) apresentou teores diferentes ao nível de significância de 5% entre as áreas analisadas, com valor desse elemento 1,64 vezes maior na área de mata ciliar em relação a área agrícola, os demais elementos estudados não apresentaram diferenças entre as áreas, sendo a ocorrência dos mesmos irregular. Esses dados evidenciam uma homogeneização entre os teores dos elementos nas áreas estudadas, fortalecendo a hipótese de que nesse local de estudo o transporte e deposição dos sedimentos foi predominantemente proveniente de fluxo

turbulento, não ocorrendo seletividade nos processo de desprendimento, transporte e deposição (YOUNG et al. 1986).

As médias dos teores encontrados para o bário (Ba), foram superiores ao valor de intervenção estabelecido pela CETESB para solos do estado de São Paulo tanto na área agrícola como na área de mata ciliar esse fato sugeri que seja comum o uso de insumos agrícolas que contenha esse elemento na região dos locais de estudo.

2.4.2.2 Resíduos de Diuron no solo e na área de deposição de sedimentos - transeção 1

Os resultados mostram que a presença do herbicida diuron foi detectada em todas as amostras da área agrícola, evidenciando a permanência dessa substância no solo após sua aplicação, principalmente na camada de 0 a 5 cm de profundidade (Tabela XX). O diuron apresenta $t_{1/2} = 90$ dias, o que permite inferir que a maioria das moléculas já estivesse degradado na época de amostragem.

Já na área de mata ciliar, apenas nos pontos AT40 (5-10 e 10-15 cm) e AT30 (0-5 cm) foi detectada a presença de resíduos do herbicida no solo e/ou sedimentos. Pela localização dos pontos, os quais estão localizados a 4 (AT40) e 14 (AT30) metros do início da mata ciliar, a jusante do final da área agrícola, e pelo fato dessas profundidades apresentarem depósitos de sedimentos, conforme discutido anteriormente, duas hipóteses podem ser levantadas: I) a introdução do diuron na área de mata ciliar ocorreu por meio de deriva aérea na ocasião da pulverização, ou II) houve carregamento dessa molécula ligada aos sedimentos ou livre na solução do solo, por meio do escoamento superficial.

Os resultados obtidos na determinação de atividade de resíduo do herbicida diuron (mg kg^{-1}), juntamente com os dados de carbono total (%) são apresentados na tabela 6.

Tabela 6 - Concentração de Diuron em mg kg⁻¹ nas amostras de solo e sedimentos - transeção 1

	Identificação	Diuron (mg kg)
Área Agrícola	AT 204 0-5	0,114
	AT 204 5-10	0,038
	AT 104 0-5	0,107
	AT 104 5-10	0,046
	AT 64 0-5	0,108
	AT 64 5-10	0,017
Área de Mata Ciliar	AT 40 0-5	0,000
	AT 40 5-10	0,018
	AT 40 10-15	0,030
	AT 40 35-40	0,000
	AT 30 0-5	0,017
	AT 30 5-10	0,000
	AT 30 10-15	0,000
	AT 30 35-40	0,000
	AT 20 0-5	0,000
	AT 20 5-10	0,000
	AT 20 10-15	0,000
	AT 20 35-40	0,000
	AT 10 0-5	0,000
	AT 10 5-10	0,000
	AT 04 0-5	0,000
	AT 04 5-10	0,000

Para que a primeira hipótese seja verdadeira, após a pulverização e a ocorrência da deriva deveria ter ocorrido um evento de chuva com formação de escoamento superficial, produção e transporte de sedimentos os quais foram depositados no ponto AT40, soterrando a camada de solo que recebeu a molécula via deriva. Para que a segunda hipótese seja verdadeira, dois eventos de chuva distintos deveriam ter ocorrido: o primeiro capaz de promover o carreamento das moléculas do diuron ligadas aos sedimentos, até a área de deposição dentro da mata ciliar, e o segundo capaz de gerar sedimentos suficientes para soterrar a camada superficial em profundidade de 5 a 15 cm no ponto AT40. Devido à falta de registros quanto às datas de pulverização e aos eventos chuvosos com produção e deposição de sedimentos, tornou-se impossível inferir sobre qual seria a hipótese verdadeira. O fato é que houve introdução da molécula de diuron no ecossistema ripário, mas a baixa concentração encontrada sugere que a taxa de transporte superficial seja desprezível e/ou que sua taxa de decomposição seja superior à sua taxa de introdução na área de mata ciliar, reduzindo o risco de acúmulo do diuron nesse ecossistema.

3 CONCLUSÕES

3.1 A redistribuição de solo nas transeções estudadas caracterizou-se por perdas e deposições de baixa intensidade distribuídas de maneira mais dispersa ao longo da área agrícola e deposição concentrada e intensa na área de mata ciliar, evidenciando a eficiência desse tipo de vegetação na retenção de sedimentos.

3.2 O processo de deposição dos sedimentos na área cultivada com algodão (transeção 1) apresenta características decorrente do fluxo superficial laminar. Tal fato, aliado à boa qualidade da mata ciliar, propiciou uma maior efetividade dessa área na retenção dos sedimentos gerados na área agrícola quando comparado à área cultivada com soja, onde foi observada uma deposição de sedimentos na vereda localizada a jusante da faixa de mata ciliar. Nesse local, o processo de erosão foi caracterizado como decorrente do fluxo turbulento.

3.3 A área agrícola na transeção 2 (cultivada com soja em SPD) apresentou as menores perdas efetivas de solo quando comparada à área agrícola na transeção 2 (cultivada com algodão em SPC). No entanto, esses resultados podem ter sido camuflados pelo processo de deposição de sedimentos ocorrente na área agrícola nos dois locais de estudo, não sendo conclusivos quanto às diferenças de perdas de solo entre os dois sistemas de cultivo.

3.4 A detecção do enriquecimento da área de deposição de sedimentos na transeção 1 reforça a hipótese de ocorrência de fluxo laminar e conseqüente seletividade dos sedimentos produzidos nessa área, em detrimento dos resultados obtidos para a transeção 2, em que foi constatada uma homogeneização entre a área agrícola e a área de deposição de sedimentos característica de fluxo superficial turbulento. Dessa forma, são necessários estudos específicos de distribuição granulométrica dos sedimentos para a confirmação das hipóteses levantadas.

3.5 A baixa concentração encontrada da molécula de diuron na área de deposição dos sedimentos na transeção 1 sugere que a taxa de transporte superficial seja desprezível e/ou que sua taxa de decomposição seja superior à sua taxa de introdução na área de mata ciliar, reduzindo o risco de acúmulo do diuron nesse ecossistema.

3.6 A efetiva eficiência das faixas de matas ciliares na retenção dos sedimentos gerados na área agrícola, quando em mesma situação edafoclimática, depende do comprimento e declividade da vertente, da qualidade da vegetação ribeirinha e da largura da mata ciliar, sendo recomendada a manutenção desse tipo de vegetação como medida mitigadora dos impactos da agricultura sobre os recursos naturais. No entanto, a sedimentação excessiva nessas áreas pode provocar impactos negativos para a sustentabilidade desse ecossistema, sendo necessário o emprego de medidas conservacionistas em toda a bacia hidrográfica a fim reduzir as quantidades de sedimentos que atingem zonas ripárias e de estudos que avaliem a tolerância desse ecossistema à deposição dos sedimentos em diferentes situações de paisagem, gerando subsídios para o estabelecimento de larguras ótimas de matas ciliares.

REFERÊNCIAS

AB' SÁBER, A. N. O suporte geológico das florestas beradeiras. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F.: **Matas Ciliares: Conservação e recuperação**. São Paulo. EDUSP/FAPESP, 2000. p. 15 – 25.

ADDISCOTT, T. M. A critical review of the value of buffer zone environments as a pollution control tool. In: HAYCOCK, N.E.; BURT, T.P.; GOULDING ,K.W.T. ; PINAY, G. (Ed.). **Buffer zones: their processes and potential in water protection**. Harpenden: Quest Environmental, 1997. p. 236 – 242.

ANDRADE, J.C.; ABREU, M.F. (Ed.) **Análise química de resíduos sólidos para monitoramento e estudos agroambientais**. Campinas: IAC, 2006. 178p.

ANDRELLO, A.C.; APPOLONI, C.R.; GUIMARÃES, M.F. Soil erosion determination in a watershed from northern Paraná (Brazil) using 137Cs. **Brazilian Archives biological Technology**, Curitiba, v. 47, n. 4, p. 659-667, 2004.

ANDRELLO, A.C.; APPOLONI, C.R.; GUIMARÃES, M.F. Uso do Césio – 137 para avaliar taxas de erosão em cultura de soja, café e pastagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27 n. 2, p. 223-229, 2003.

ATTEIA, O.; PFEIFER, H.R. ; DUBOIS, J.P.; HUNZIKER J.C. A search for the origin of cadmium in the soil of the Swiss Jura. **Geoderma**, Amsterdam, v.68, p. 149-172, 1995

BACCHI, O.O.S.; REICHARD, K.; SPAROVEK, G. RANIERI, S.B.L. Soil erosion evaluation in small watershed in Brazil through 137Cs fallout redistribution analysis and conventional models. **Acta Geologica Hispanica**, Barcelona, v.35, n. 3/4, p. 251-259, 2000.

BAUDRY, J. Buffer zones and farming systems. In: HAYCOCK, N.E.; BURT, T.P.; GOULDING ,K.W.T. ; PINAY, G. (Ed.). **Buffer zones: their processes and potential in water protection**. Harpenden: Quest Environmental, 1997. p. 275–282.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 355p.

BEUTLER, J.F.; BERTOL, I.; VEIGA, M.; WIDNER, L.P. Perdas de solo e água num Latossolo Vermelho aluminoférrico a diferentes sistemas de preparo e cultivo sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 27, n. 3, p. 509-517, 2003.

BRASIL. Decreto Nº 4.954, de 14 de Janeiro de 2004. Dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes e biofertilizantes destinados à Agricultura. **Diário Oficial da União**. Brasília, s. 1, p. 21, Jan., 2004.

BRASIL. Portaria Nº 49, de 25 de Abril de 2005. Projeto de Instrução Normativa que aprova os limites máximos de agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas admitidos nos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes. **Diário Oficial da União**, Brasília, s.1, p. 20, abr., 2005.

CAVALCANTI, G.G.; LOCKABY, B.G. Effects of sediment deposition on aboveground net primary productivity, vegetation composition, and structure in riparian forests. **Wetlands**. Washington D.C., v. 26, n.2, p. 400 - 409, jun. 2006

CERVI, E.U. A revolução da palha. **Revista Plantio Direto**. Passo Fundo, n, 73, p. 8 - 12, jan. 2003.

CORRELL, D.L. Buffer zones and water quality protection: general principles. In: HAYCOCK, N.E.; BURT, T.P.; GOULDING, K.W.T. ; PINAY, G. (Ed.). **Buffer zones: their processes and potential in water protection**. Harpenden: Quest Environmental, 1997. p. 7-20.

CORRECHEL, V. **Avaliação dos índices de erodibilidade do solo através da técnica da análise da redistribuição do “fallout” do ¹³⁷Cs**. 2003. 79 p Tese (Doutorado em ciências – Área de concentração: Energia nuclear na Agricultura) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

COGO, N.P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R.A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por métodos de preparo, classes de declives e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n.4, p. 743-753, 2003.

DOUGLAS, I. Sediment transfer and siltation. **The earth as transformed by human action**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. p. 215-234.

EDWARDS, W.M.; ORWENS, L.B. large storm effects on total soil erosion. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.46, n.1, p.75-78, jan./fev.1991.

EMBRAPA – **Cultura do algodão no cerrado**. Disponível em: <<http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Algodao/AlgodaoCerrado/index.htm>>. Acesso em: 15 mai. 2007.

FEBRAPDP – Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha. **Área de plantio direto por Estado 1997-2001**. Disponível em: <www.febrapdp.org.br/area_PD_Brasil_2002.htm>. Acesso em: 04 mar. 2005.

FILIPPE, J. **Avaliação da largura ideal de florestas ribeirinhas considerando modelagem matemática, estimativa de erosão por ¹³⁷Cs e aspectos ecológicos**. 2006. 144 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Faculdade de Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

FILIZOLA, H.F.; FERRACINI, V L.; SANS, L.M.A. Monitoramento e avaliação do risco de contaminação por pesticidas em água superficial e subterrânea na região de Guaíra. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.37, n. 5, p.659 – 667, Mai. 2003.

FULLEN, M.A.; YI, Z.; BRANDSMA, R.T. Comparison of soil and sediment properties of a loamy sand soil. **Soil Technology**, Amsterdam, v.10, p. 35-45, 1996.

GAN, J.; LEE, S.J.; LIU, W.P.; HAVER, D.L.; KABASHIMA, J.N. Distribution and persistence of pyrethroids in runoff sediments. **Journal Environmental Quality**, Madison, v. 34, p. 836-841, 2005.

GUIMARÃES, M. F. **¹³⁷Cs da precipitação radioativa do (fallout) no estudo da erosão e sedimentação de solo**. 1998. 150 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1998.

GOSS, D.W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts, **Weed Technology**, Washington, v. 6, p. 701-708, 1992.

IZIDORIO, R.; MARTINS FILHO, M.; MARQUES JUNIOR, J.; SOUZA, Z.M. de; PEREIRA, G.T. perdas de nutrientes por erosão e sua distribuição espacial em área sob cana de açúcar. **Engenharia Agrícola**. Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 660-670, set/dez.2005.

JACCOUD, D.; STEPHAN, P.; SÁ, R.L.; RICHARDSON, S. Avaliação de sustentabilidade da expansão do cultivo de soja para exportação no Brasil. **WWF Brasil**. 2003. Disponível em: <http://www.bothends.org/strategic/soy26.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2005.

KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D.C. Trace metals. In: RECHCIGL, J.E. (Ed.). **Soil amendments and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p. 139-168.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D. **Restauração da mata ciliar – Manual para recuperação de áreas ciliares e microbacias**. Brasília: Secretaria de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, 2002. 245p.

LAABS, V.; AMELUNG, W.; PINTO, A.; ZECH, W. Fate of pesticide in tropical soils of Brazil under field conditions. Organic compounds in the environment. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 3, p. 256-268, 2002.

LAL, R. Agronomic consequences of soil erosion. In: PENING DE VRIES, F.W.T.; AGUS, F.; KERR, J.M. (Ed.). **Soil erosion at multiple scales: principles and methods for assessing causes and impacts**. London: CAB International, 1998a. p. 149-160.

LAL, R. **Methods for assessment of soil degradation**. Boca Raton: CRC Press, 1998b. 558p. (Advances in Soil Science).

LANGE, A. **Palhada e nitrogênio afetando propriedades do solo e rendimento de milho em sistema plantio direto no cerrado**. 2002. 148 p. Dissertação (Mestrado em solos e nutrição de plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2002.

LAVORENTI, A.; PRATA, F.; REGITANO, J.B. Comportamento de pesticidas em solos - Fundamentos, In **Tópicos em Ciência do Solo**, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003, v. 3, p. 335-400.

LEE, P.; SMYTH, C.; BOUTIN, S. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. **Journal Environmental Management**. British Columbia, v. 70, p. 165-180, 2004.

LEONARD, R.A. Movement of pesticides into surface waters. **Pesticides in the soil environment: Processes, impacts, and modeling**, Tifton, 1990. p. 303-350.

LOWRANCE, R., ALTIER, L.S., NEWBOLD, J.D., SCHANABEL, R.R., GROFFMAN, P.M., DENVER, J.M., CORREL, D.L., GILLIAN, J.W., ROBINSON, J.L., BRONSFIELD, R.B., STAVER, K.W., LUCAS, W., TODD, A.H. Water quality functions of riparian buffers in Chesapeake Bay watersheds. **Environmental Management**, New York, v. 21, p. 687-712, Sep. 1997.

LOPES, A.S.; WIETHOLTER, S.; GUIMARÃES, L.R.G.; SILVA, C.A. **Sistema plantio direto: bases para o manejo da fertilidade do solo**. São Paulo: ANDA, 2004. 215p.

LOPES, P.R.C.; COGO, N.P.; CASSOL, E.A. Eficácia relativa de tipo e quantidade de resíduos culturais espalhados uniformemente sobre o solo na redução da erosão hídrica. **Revista brasileira de Ciência do Solo**. Campinas. v.11. p. 71-75, 1987.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos**. São Paulo: ProdQuímica. 1994. 153p.

MANTOVANI, W. Conceitos e fatores condicionantes. In. BARBOSA, L.M. (Coord.). In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, Campinas, 1998. **Anais...** Campinas:Fundação Cargil,1998. p. 11–19.

MELLO, E.L.; BERTOL, A.L.V.; ZAPOROLLI, A.L.V.; CARRAFA, M.R. Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um nitossolo háplico submetido à chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 27, n. 5, p. 901-909, 2003.

MERKLE, M.G.; BOVEY, R.W. Movement of Pesticides in Surface Water. In: GUENZL, W.D. (Ed.). **Pesticide in Soil and Water**. Soil Science Society of America, Madison, 1974. p. 250-321.

MENDES, I.C.; HUNGRIA, M. Resposta da soja à adubação nitrogenada na semeadura. **Embrapa Cerrados**. (2001). Disponível em: <[www.radiobras.gov.br/ct/artigos/2001/artigo_060701,htm](http://www.radiobras.gov.br/ct/artigos/2001/artigo_060701.htm)>. Acesso em 4 mar. 2005.

MOLISAN, M.M.; SALOMÃO, M.S.M.B.; OVALLE, A.R.C.; REZENDE, C.E.; LACERDA, L.D.; CARVALHO, C.E.V. Heavy metal in sediments of the lower Paraíba do Sul River and Estuary, R.J., Brazil. **Environmental Contamination and toxicology**, New York, v. 63, p. 682 – 690, 1999.

MOMOLI, R.S. **Caracterização e distribuição espacial dos sedimentos depositados numa zona ripária reflorestada**. 2006. 107 p. Dissertação (Mestrado em agronomia. Área de concentração em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

NIEMINEN, M.; AHTI, E.; NOUSIAINEN, S.J.; VOULLEKOSKI, M. Capacity of riparian buffer zones to reduce sediment concentrations in discharge from peatlands drained for forest. **Silva Fennica**, Helsinki, v. 39, n. 3, p. 331-339, 2005.

PAGANO, S.N.; DURIGAN, G. Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do oeste do Estado de São Paulo. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F.: **Matas Ciliares: Conservação e recuperação**. São Paulo. EDUSP/FAPESP. p. 109 - 123. 2000.

PAULA LIMA, W. de. Função hidrológica da mata ciliar. In: BARBOSA, L.M. (Coord.). In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, Campinas, 1998. **Anais...** Campinas:Fundação Cargil,1998. p. 25 -42.

PHILLIPS, J. D. An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. **Journal of Hidrology**, New England, v. 107, p. 133-145, Set 1989.

POWELL, P.E.; LINE, G.R. & REID, C.P.P. Ocurrance of hydroximath siderophore iron chelators in soils. **Nature**, London, n. 287, p. 833-834, 1981.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001. 170p.

REID, L.M.; DUNNE, T. **Rapid evaluation of sediment budget**. Reiskirchen: Catena Verl., 1996. 164p. (GeoEcology paperback).

RITTER, W.F.; SHIRMOHAMMADI, A. **Agricultural nonpoint source pollution**. Boca Raton: CRC Press, 2001.342p.

RODRIGUES, R.R. Uma discussão nomenclatural sobre as formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F.: **Matas Ciliares: Conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP. 2000. p. 91-99.

ROSS, J. **Ecogeografia do Brasil. Subsídios para o planejamento ambiental**. São Paulo: Oficina de textos, 2006. 208p.

ROSS, S.M. **Toxic metals in soil-plant systems**. Chichester: Wiley, 1994. 469 p.

SCHULLER, P.; WALLING, D.E.; SEPULVEDA, A.; TRUMPER, R.E.; ROUANET, J.L.; PINO, I.; CASTILLO, A. Use of ¹³⁷Cs measurements to estimate changes in soil erosion rates associated with changes in soil management practices on cultivated land. **Applied Radiation and Isotopes**, Surrey, v. 60, p.759–766, 2004.

SCHULZ, R. Comparison of spray drift and runoff related input of azinphos-methyl and endosulfan from fruit orchards into the Lourens River, South Africa. **Chemosphere**, St. Louis, v. 45, p. 543-541, 2001.

SIMÕES, L. B. **Integração entre um modelo de simulação hidrológica e sistema de informação geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias**. 2001. 125 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2001.

SILVA, I. F.; ANDRADE, A.P.; CAMPOS FILHO, O.R.; OLIVEIRA, F.A.P. Efeito de diferentes coberturas vegetais e de práticas conservacionistas no controle da erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas. v. 10, n. 3, 1986.

SPAROVEK, G.; ANISIMOVA, M.A.; KOLB, M.; BAHADIR, M.; WEHAGE, H.; SCHNUG, E. Organochloride compounds in a brasilian watershed with sugarcane and intense sediment redistribution. **Jounal Environmental Quality**, British Columbia, v. 30, p. 2006-2010, 2001.

SPAROVEK, G.; RANIERI, S.B.L.; GASSNER, A.; DE MARIA, I.C.; SCHNUG, E.; SANTOS, R.F.; JOUBERT, A. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.90, p. 169-175, 2001.

STEIGER, J.; GURNELL, A.M. Spatial hydrogeomorphological influences on sediment and deposition in riparian zones: observations from the Garonne River, France.

Geomorphology, Birmingham, v. 49, p 1 – 23, 2002.

SYVERSEN, N.; BORCH, H. Retention of soil particle and phosphorus in cold-climate buffer zones. **Ecological Engineering**, Norway, v. 25, p. 382-394, 2005.

TAO, Q. TANG, H. Effect of dye compounds on the adsorption of atrazine by natural sediment. **Chemosphere**, St. Louis, v. 56, p. 31-38, 2004.

TISDALL, J.M; OADES, J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v.33, p.141-163,1982. URE, A.M. Methods of analysis for heavy metals in soils. In: ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. Glasgow: Blackie, 1990. p.40-71.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Method 3051A: Microwave assisted acids digestion of sediments, sludges, soils and oils**. IN: SW-846: Test methods for evaluation solid waste, physical and chemical methods; office of solid waste, U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC, 1998. 1 – 20p

WALLING, D.E.; QUINE, T.A. Use of ¹³⁷Cs measurements to investigate soil erosion on arable fields in the UK: potential applications and limitations. **Journal of Soil Science**, Philadelphia, n. 42, p. 147-165, 1991

WU, Q.; RIISE, G.; LUNDEKVAM, H.; MULDER. J.; HAUGEN, L.E.; Influence of suspended particles on the runoff of pesticides from an agricultural field at Askim. SE-Norway. **Environment Geochemistry and Health**, Heidelberg, v. 26, p. 295-302, 2004.

YOUNG, R.A.; OLNES, A.E.; MUTCHLER, C.K.; MOLDENHAUER, W.C. Chemical and physical enrichments of sediment from cropland. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 29, n. 1, p.165 - 169, jan – fev,1986.

ANEXOS

Anexo A – Descrição morfológica completas dos perfis de solo estudados.**Perfil 1 – AT40, mata ciliar, área do algodão**

DATA: 16/07/2005

CLASSIFICAÇÃO: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico

UNIDADE DE MAPEAMENTO: LVef

LOCALIZAÇÃO: Descrito e coletado em trincheira na transeção locada dentro dos limites da floresta ripária, na microbacia do Córrego do Lajedo, na área cultivada com algodão (AT1),

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Trincheira localizada no terço superior da floresta ripária, com declive aproximado de 4,7%, coberto por serrapilheira,

ALTITUDE: 604 m,

LITOLOGIA: Basalto,

FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Formação Serra Geral

PERÍODO: Jurássico/Cretácio

MATERIAL ORIGINÁRIO - Produto do intemperismo do basalto,

PEDREGOSIDADE - Não pedregoso

ROCHOSIDADE - Não rochoso

RELEVO LOCAL - Suave ondulado

RELEVO REGIONAL - Suave ondulado

EROSÃO – Deposito de sedimentos

DRENAGEM – Boa

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Savana Arborizada (Cerrado)

USO ATUAL – Remanescente de Savana Arborizada - Área de Preservação

Permanente (APP)

CLIMA - AW

DESCRITO E COLETADO POR – Gerd Sparovek e Diléia Santana dos Santos,

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

SEDIMENTOS 0 - 8 cm; vermelho (2,5YR 3/4, úmido); argilosa; moderada, granular, muito pequena; muitos poros; solta, plástica e ligeiramente pegajosa; transição abrupta e cerosidade ausente,

SEDIMENTOS 8 - 22 cm; vermelho escuro (2,5YR 3/2, úmido); argiloso; moderada, granular, muito pequena; muitos poros; muito friável, plástica e ligeiramente pegajosa; transição abrupta e cerosidade ausente,

A 22 – 40 cm; vermelho escuro (2,5YR 2,5/2, úmido); argilosa, forte, granular, pequena; poros comuns; firme, plástica e ligeiramente pegajosa, transição clara e cerosidade ausente,

Bw 40-100+cm; vermelho escuro (2,5YR 2,5/4, úmido); argilosa, moderada a forte, blocos subangulares, médio; firme, plástico e muito pegajoso; cerosidade pouco e comum ,

RAÍZES – Ausência de raízes na primeira camada de sedimentos, poucas raízes finas e médias segunda camada e no A enterrado, ausentes nos horizontes inferiores,

OBSERVAÇÕES – Visível a condição de sedimentos das duas primeiras camadas,

Perfil 2 – AT30, mata ciliar, área do algodão

DATA: 16/07/2005

CLASSIFICAÇÃO: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico,

UNIDADE DE MAPEAMENTO: LVef

LOCALIZAÇÃO: Descrito e coletado em trincheira na transeção locada dentro dos limites da floresta ripária, na microbacia hidrográfica do Córrego do Lajedo, na área cultivada com algodão (AT2),

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Trincheira localizada no terço médio da floresta ripária, com declive aproximado de 7,7%, coberto por serrapilheira,

ALTITUDE: 604 M,

LITOLOGIA: Basalto,

FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Formação Serra Geral

PERÍODO: Jurássico/Cretácio

MATERIAL ORIGINÁRIO - Produto do intemperismo do basalto,

PEDREGOSIDADE - Não pedregoso

ROCHOSIDADE - Não rochoso

RELEVO LOCAL - Suave ondulado

RELEVO REGIONAL - Suave ondulado

EROSÃO - Deposição de sedimentos

DRENAGEM - Boa

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Savana Arborizada (Cerrado)

USO ATUAL – Remanescente de Savana Arborizada - Área de Preservação

Permanente (APP),

CLIMA - AW

DESCRITO E COLETADO POR – Gerd Sparovek e Diléia Santana dos Santos,

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

SEDIMENTOS	0 - 11 cm; vermelho (2,5YR 3/6, úmido); argiloso; moderada, granular muito pequena; muitos poros; solta, pouco plástica e ligeiramente pegajosa; transição abrupta e cerosidade ausente,
A	11 - 26 cm; vermelho escuro (2,5YR 3/4, úmido); argiloso; forte, granular, pequena; poros comuns; firme, plástica e ligeiramente pegajosa; transição clara e cerosidade ausente,
A/B	26 – 44 cm; vermelho escuro (2,5YR 2,5/2, úmido); argilosa; maciça; poros comuns; poucos mosqueados, médios e difusos; firme, plástica e pegajosa, transição clara e cerosidade ausente,
Bw	44 - 100 cm; vermelho escuro (2,5YR 2,5/4, úmido); argilosa, maciça; poucos poros; firme, plástico e muito pegajoso; cerosidade ausente,

RAÍZES – Poucas raízes finas nos sedimentos, raízes médias a partir do horizonte A enterrado,

OBSERVAÇÕES – Primeira camada extremamente solta, pouca presença de material orgânico, característico de depósito de sedimentos,

Perfil 3 – AT20, mata ciliar, área do algodão

DATA: 16/07/2005

CLASSIFICAÇÃO: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico

UNIDADE DE MAPEAMENTO: LVef

LOCALIZAÇÃO: Descrito e coletado em trincheira na transeção locada dentro dos limites da floresta ripária, na microbacia hidrográfica do Córrego do Lajeado, na área cultivada com algodão (AT3),

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Trincheira localizada no terço inferior da floresta ripária, com declive aproximado de 3,5%, coberto por serrapilheira,

ALTITUDE: 604 m,

LITOLOGIA: Basalto,

FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Formação Serra Geral

PERÍODO: Jurássico/Cretácio

MATERIAL ORIGINÁRIO - Produto do intemperismo do basalto,

PEDREGOSIDADE - Não pedregoso

ROCHOSIDADE - Não rochoso

RELEVO LOCAL - Suave ondulado

RELEVO REGIONAL - Suave ondulado

EROSÃO - Não aparente

DRENAGEM - Boa

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA - Savana Arborizada (Cerrado)

USO ATUAL – Remanescente de Savana Arborizada - Área de Preservação

Permanente (APP),

CLIMA - AW

DESCRITO E COLETADO POR – Gerd Sparovek e Diléia Santana dos Santos,

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A 0 - 15 cm; vermelho (2,5YR 3/4, úmido); argilosa; moderada, blocos subangulares, média; poros comuns; frível, muito plástica e muito pegajosa; transição clara e cerosidade ausente,

A/B 15 – 34 cm; vermelho escuro (2,5YR 2,5/2, úmido); argilosa; moderada, granular, média; poros comuns; friável, plástica e ligeiramente pegajosa, transição clara e cerosidade ausente,

Bw 34 – 90 cm; vermelho escuro (2,5YR 3/4, úmido); argilosa, maciça; poucos poros; firme, plástico e pegajoso; cerosidade ausente,

RAÍZES – Poucas raízes finas na camada de sedimentos e no horizonte A/B, raízes médias no horizonte Bw,

OBSERVAÇÕES – Afloramento do lençol freático a partir dos 90cm de profundidade,

Perfil 4 – AT10, mata ciliar, área do algodão

DATA: 16/07/2005

CLASSIFICAÇÃO: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico

UNIDADE DE MAPEAMENTO: LVe

LOCALIZAÇÃO: Descrito e coletado em trincheira na transeção locada dentro dos limites da floresta ripária, na microbacia hidrográfica do Córrego do lajeado na área cultivada com algodão (AT3),

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Trincheira localizada no terço inferior da floresta ripária, com declive aproximado de 3,5%, coberto por serrapilheira,

ALTITUDE: 604 m,

LITOLOGIA: Basalto,

FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Formação Serra Geral

PERÍODO: Jurássico/Cretácio

MATERIAL ORIGINÁRIO - Produto do intemperismo do basalto,

PEDREGOSIDADE - Não pedregoso

ROCHOSIDADE - Não rochoso

RELEVO LOCAL - Suave ondulado

RELEVO REGIONAL - Suave ondulado

EROSÃO - Não aparente

DRENAGEM - Boa

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Savana Arborizada (Cerrado)

USO ATUAL - Área de Preservação Permanente (APP) remanescente,

CLIMA - AW

DESCRITO E COLETADO POR – Gerd Sparovek e Diléia Santana dos Santos,

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

- A 0 - 5 cm; vermelho escuro (2,5YR 2,5/2, úmido); argilosa; moderada, blocos subangulares, média; poros comuns; friável, muito plástica e muito pegajosa; transição clara e cerosidade ausente,
- A/B 5 – 15 cm; vermelho (2,5YR 3/4, úmido); argilosa; moderada, granular, média; poros comuns; friável, plástica e ligeiramente pegajosa, transição clara e cerosidade ausente,
- BW 15 - 60+cm; vermelho (2,5YR 3/4, úmido); argilosa, maciça; poucos poros; firme, plástico e pegajoso; cerosidade ausente,
- RAÍZES – Poucas raízes finas na camada de sedimentos e no horizonte II A, raízes médias no horizonte BW,
- OBSERVAÇÕES – Afloramento do lençol freático a partir dos 60cm de profundidade,

Perfil 4 – AT4, mata ciliar, área do algodão

DATA: 16/07/2005

CLASSIFICAÇÃO: LATOSSOLO VERMELHO Distrófico

UNIDADE DE MAPEAMENTO: LVef

LOCALIZAÇÃO: Descrito e coletado em trincheira na transeção locada dentro dos limites da floresta ripária, na microbacia hidrográfica do Córrego do Lageado, na área cultivada com algodão (AT3),

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Trincheira localizada no terço inferior da floresta ripária, com declive aproximado de 3,5%, coberto por serrapilheira,

ALTITUDE: 604 m,

LITOLOGIA: Basalto,

FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Formação Serra Geral

PERÍODO: Jurássico/Cretácio

MATERIAL ORIGINÁRIO - Produto do intemperismo do basalto,

PEDREGOSIDADE - Não pedregoso

ROCHOSIDADE - Não rochoso

RELEVO LOCAL - Suave ondulado

RELEVO REGIONAL - Suave ondulado

EROSÃO - Não aparente

DRENAGEM - Boa

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Savana Arborizada (Cerrado)

USO ATUAL – Remanescente de Savana Arborizada - Área de Preservação

Permanente (APP),

CLIMA – AW,

DESCRITO E COLETADO POR – Gerd Sparovek e Diléia Santana dos Santos,

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

A	0 - 10 cm; vermelho escuro (2,5YR 2,5/2, úmido); argilosa; moderada, blocos subangulares, média; poros comuns; frável, muito plástica e muito pegajosa; transição clara e cerosidade ausente,
Bw	10 – 40+ cm; vermelho (2,5YR 3/4, úmido); argilosa, maciça; poucos poros; firme, pouco plástico e ligeiramente pegajoso; cerosidade ausente,

RAÍZES – Poucas raízes finas no horizonte II A, raízes médias no horizonte II BW,

OBSERVAÇÕES – Afloramento do lençol freático a partir dos 45cm de profundidade,

Perfil 6 – ST21, mata ciliar, área da soja

DATA: 17/07/2005

CLASSIFICAÇÃO: CAMBISSOLOS HÁPLICOS Tb Eutróficos

UNIDADE DE MAPEAMENTO: CXe

LOCALIZAÇÃO: Descrito e coletado em trincheira na transeção locada dentro dos limites da floresta ripária, na microbacia hidrográfica do Córrego da Ponte Nova, na área cultivada com soja (ST1),

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Trincheira localizada no terço superior da floresta ripária, com declive aproximado de 14,7%, coberto por serrapilheira

ALTITUDE: 570 m,

LITOLOGIA: Basalto,

FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Formação Serra Geral

PERÍODO: Jurássico/Cretácio

MATERIAL ORIGINÁRIO - Produto do intemperismo do basalto,

PEDREGOSIDADE – Presença de laterita,

ROCHOSIDADE - Presença de rocha aos 40cm

RELEVO LOCAL - Suave ondulado

RELEVO REGIONAL - Suave ondulado

EROSÃO - Depósito de sedimentos, evidência de sulco de erosão dentro dentro da área de mata ciliar, próximo a trincheira estudada,

DRENAGEM - Boa

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Savana Arborizada (Cerrado)

USO ATUAL – Remanescente de Savana Arborizada - Área de Preservação

Permanente (APP) remanescente,

CLIMA - AW

DESCRITO E COLETADO POR – Gerd Sparovek e Diléia Santana dos Santos,

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

SEDIMENTOS 0 - 12 cm; vermelho (10R 3/4, úmido); argiloso; moderada, granular, muito pequena; muitos poros; solta, plástica e ligeiramente pegajosa; transição abrupta e cerosidade ausente,

A 12 – 22 cm; vermelho escuro (10R 3/2, umido); argilosa, moderada, blocos subangulares, pequena; poros comuns; firme, ligeiramente plástica e pegajosa, transição clara e cerosidade ausente, presença de poucas concreções ferruginosas,

Bi 22 -35 cm; vermelho escuro (10R 3/3, umido); argilosa, moderada, blocos subangulares, médio; firme, plástico e muito pegajoso; cerosidade ausente, presença de concreções ferruginosas e de saprólitos de rocha,

C 35 – 40 cm; rocha alterada .

RAÍZES – Poucas raízes finas e médias nos sedimentos recentes, raízes médias no horizonte B

OBSERVAÇÕES – Presença de roça a partir dos 40 cm.

Perfil 7 – AT14, mata ciliar, área da soja

DATA: 17/07/2005

CLASSIFICAÇÃO: CAMBISSOLOS HÁPLICOS Tb Eutróficos

UNIDADE DE MAPEAMENTO: CXe

LOCALIZAÇÃO: Descrito e coletado em trincheira na transeção locada dentro dos limites da floresta ripária, na microbacia hidrográfica do Córrego da Ponte Nova, na área cultivada com soja (ST1),

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL: Trincheira localizada no terço médio da floresta ripária, com declive aproximado de 12,3%, coberto por serrapilheira,

ALTITUDE: 570 m,

LITOLOGIA: Basalto,

FORMAÇÃO GEOLÓGICA: Formação Serra Geral

PERÍODO: Jurássico/Cretácio

MATERIAL ORIGINÁRIO - Produto do intemperismo do basalto,

PEDREGOSIDADE – Presença de laterita,

ROCHOSIDADE – presença de rocha ao 75 cm

RELEVO LOCAL - Suave ondulado

RELEVO REGIONAL - Suave ondulado

EROSÃO - Não aparente

DRENAGEM - Boa

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA - Cerrado

USO ATUAL - Área de Preservação Permanente (APP) remanescente,

CLIMA - AW

DESCRITO E COLETADO POR – Gerd Sparovek e Diléia Santana dos Santos,

DESCRIÇÃO MORFOLÓGICA

SEDIMENTOS 0 - 5 cm; vermelho (10R 3/4, úmido); argiloso; fraca, granular, muito pequena; solta, plástica e ligeiramente pegajosa; transição abrupta e cerosidade ausente,

SEDIMENTOS 5 - 10 cm; vermelho escuro (10R 3/4, úmido); argiloso; moderada, granular, pequena; muitos poros; muito friável, plástica e ligeiramente pegajosa; transição abrupta e cerosidade ausente,

A 10 – 25 cm; vermelho escuro (2,5YR 2,5/2, úmido); argiloso; moderada, blocos angulares, média; poros comuns; firme, ligeiramente plástica e pegajosa; transição clara e cerosidade ausente,

Bi 25 – 42 cm; vermelho escuro (2,5YR 2,5/2); argilosa, moderada, blocos angulares, média; poros comuns; firme, plástica e muito pegajosa, transição clara e cerosidade ausente, presença de concreções ferruginosas e de saprólitos de rocha.

C 42 – 75 cm; Rocha alterada, com mosqueados comum, médio e distinto,

RAÍZES – Poucas raízes finas e médias nas primeiras camadas de sedimentos ,aumentando gradativamente em quantidade e espessura nas camadas subseqüentes,

OBSERVAÇÕES – Presença de rocha a partir dos 75 cm,

Anexo B – Análises químicas e granulométrica das trincheiras observadas mais três pontos na área agrícola.

Tabela 1 - Caracterização química e granulométrica das amostras coletada nas trincheiras alocadas na área de mata ciliar e na área agrícola - Transeção 1 (Cultura do Algodão).

Camadas	Horiz.	pH	M,O, g dm ⁻³	P mg dm ⁻³	K	Ca	Mg	H +Al mmol _c dm ⁻³	SB	T	V %	Granulometria - disp.			Granulometria - água		
												Arg.	Sil.	Are.	Arg.	Sil.	Are.
AT204 0-5	A	5,21	55,18	22,2	9,69	24,33	13,33	51,04	47,35	98,39	48,12	60	16	24	0	36	64
AT204 5-10	A	5,16	53,01	13,68	6,22	26,67	13,00	52,68	45,89	98,57	46,56	62	14	24	0	34	66
AT104 0-5	A	5,00	49,29	8,28	7,99	21,00	8,33	56,7	37,32	94,02	39,69	54	16	30	0	32	68
AT104 5-10	A	4,93	51,46	13,44	4,9	21,00	9,00	62,12	34,90	97,02	35,97	54	18	28	0	34	66
AT64 0-5	A	5,37	48,36	10,08	7,49	23,33	10,67	42,66	41,49	84,15	49,30	56	14	30	0	36	64
AT64 5-10	A	5,24	42,47	3,6	4,49	18,50	8,50	44,19	31,49	75,68	41,61	57	13	30	0	38	62
AT40 0-8	Sed	5,62	63,86	24,72	10,8	60,67	18,67	44,54	90,14	134,68	66,93	60	22	18	4	40	56
AT40 8-22	Sed	5,63	48,36	16,56	5,87	42,33	12,67	40,48	60,87	101,35	60,06	58	10	32	0	32	68
AT40 22-40	A	5,39	69,13	22,56	3,55	61,67	20,33	50,17	85,55	135,72	63,03	58	18	24	0	38	62
AT40 40-100	Bw	4,73	40,15	5,76	2,72	9,67	8,00	66,19	20,39	86,58	23,55	68	20	12	0	18	82
AT30 0-11	Sed	5,55	58,13	23,88	5,4	47,67	13,67	43,72	66,74	110,46	60,42	52	12	36	2	58	40
AT30 11-26	A	5,37	73,78	55,08	4,27	77,67	25,00	52,13	106,94	159,07	67,23	56	20	24	0	48	52
AT30 26-44	A/B	4,40	37,67	12,72	3,74	14,67	9,33	96,37	27,74	124,11	22,35	60	20	20	0	36	64
AT30 44-100	Bw	4,18	39,99	18,60	2,86	21,67	12,67	132,66	37,20	169,86	21,90	62	20	18	0	46	54
AT20 0-15	A	6,01	83,24	45,12	5,95	113,33	30,33	33,25	149,61	182,86	81,82	68	18	14	6	58	36
AT20 15-34	A/B	4,02	46,04	17,64	2,56	13,67	6,67	164,52	22,9	187,42	12,22	62	26	12	16	48	36
AT20 34-100	Bw	3,84	39,68	19,80	2,26	7,00	3,33	166,17	12,59	178,76	7,04	62	26	12	0	60	40
AT10 0-5	A	4,23	49,6	18,12	2,37	14,00	6,67	130,38	23,04	153,42	15,02	64	22	14	10	50	40
AT10 5-15	A/B+	4,01	36,74	10,56	1,68	5,67	2,67	122,81	10,02	132,83	7,54	58	14	28	0	42	58
AT04 0-8	A	4,97	72,70	20,16	4,46	55,00	21,33	66,88	80,79	147,67	54,71	58	20	22	2	34	64
AT04 8-40+	Bw	4,31	44,02	17,04	2,17	20,00	9,00	113,82	31,17	144,99	21,50	44	16	40	0	0	100

Onde: A = Algodão, T = Trincheira, o primeiro índice numero indica a distancia entre a trincheira amostrada e o curso d'água e o segundo e terceiro índice numero separado por hífen, indica a profundidade amostrada.

Tabela 2 - Caracterização química e granulométrica das amostras coletadas nas trincheiras alocadas na área de mata ciliar e na área agrícola - transeção 2 (Cultura da soja)

Identificação	Horiz,	pH	M,O, CaCl ² g dm ⁻³	P mg dm ⁻³	K	Ca	Mg	H +Al mmol _c dm ⁻³	SB	T	V %	Granulom, – disp,			Granulometria - água		
												Arg,	Sil,	Are,	Arg,	Sil,	Are,
ST140 0-5	A	5,58	67,43	19,80	9,86	52,00	18,67	39,33	80,53	119,74	67,25	58	18	24	2	38	60
ST140 5-10	A	5,25	56,11	25,80	9,91	43,67	13,00	51,21	66,58	117,79	56,52	58	18	24	0	40	60
ST90 0-5	A	6,13	56,73	43,80	8,98	67,33	27,00	25,01	103,31	128,33	80,51	56	22	22	0	42	58
ST90 5-10	A	5,71	52,39	57,72	6,42	52,00	16,00	36,05	74,42	110,46	67,37	60	18	22	0	42	58
ST50 0-5	A	5,77	64,48	53,76	4,90	53,00	19,00	34,80	76,90	111,70	68,85	43	19	38	0	30	70
ST50 5-10	A	5,51	57,66	55,80	3,25	38,00	12,00	43,42	53,25	96,67	55,08	46	18	36	0	36	64
ST21 0-12	Sed	5,68	69,75	32,16	5,98	81,33	15,00	38,66	102,31	140,97	72,57	52	20	28	0	40	60
ST21 12-22	A	5,57	61,07	31,08	4,52	78,00	13,33	42,51	95,85	138,36	69,27	50	24	26	0	44	56
ST21 22-35	Bi	5,67	22,63	4,32	3,36	40,00	12,67	29,94	56,02	85,96	65,17	38	8	54	0	46	54
ST21 35-40	C -	5,76	18,91	1,92	3,44	25,00	8,67	25,73	37,11	62,84	59,05	38	8	54	0	38	62
ST14 0-5	Sed	6,45	89,75	45,96	10,41	121,00	19,33	20,91	150,74	171,66	87,82	52	20	28	2	38	60
ST14 5-10	Sed	6,29	69,60	22,92	8,87	93,33	15,67	23,90	117,87	141,77	83,14	56	18	26	0	46	54
ST14 10-25	A	5,89	58,59	20,88	6,44	59,00	16,33	33,73	81,78	115,51	70,80	56	16	28	0	38	62
ST14 25-42	Bi	5,54	52,70	10,32	9,25	62,33	14,33	40,33	85,92	126,25	68,05	50	14	36	0	54	46
ST14 42-75	C	5,62	21,24	1,44	9,75	37,33	8,33	27,72	55,42	83,13	66,66	56	16	28	0	66	34

Onde: A = Algodão, T = Trincheira, o primeiro índice numero indica a distancia entre a trincheira amostrada e o curso d'água e o segundo e terceiro índice numero separado por hífen, indica a profundidade amostrada.

Anexo C – Metais totais e tocáveis nos solos e sedimentos nas duas áreas de estudo

Tabela 1 - Metais totais nos solos e nos sedimentos na transeção 1. Área do Algodão

Identificação	Al	Ba	Co	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo	(Continua)
												mg kg ⁻¹
AT 204 0-5	6834,829	6778,241	9,316	8,145	4765,232	0,967	0,821	30,444	91,226	1176,657	439,287	
AT 204 5-10	7002,009	6945,421	7,847	6,675	3835,912	0,998	0,717	28,278	75,383	938,423	325,478	
AT 104 0-5	7787,669	7731,081	12,286	11,114	4298,202	0,985	1,687	35,722	106,252	781,989	375,426	
AT 104 5-10	7675,339	7618,751	9,786	8,614	3876,432	1,022	0,801	33,450	82,391	727,875	292,364	
AT 64 0-5	6624,949	6568,361	15,670	14,498	3650,592	0,973	0,867	31,340	227,237	736,811	384,955	
AT 64 5-10	6341,999	6285,411	13,050	11,878	3297,782	0,987	0,821	32,666	255,356	652,660	313,845	
AT 40 0-5	7519,939	7463,351	18,309	17,137	7991,542	0,949	0,986	32,607	144,303	1231,507	554,559	
AT 40 5-10	6818,329	6761,741	17,385	16,213	6621,282	0,984	1,112	34,011	249,898	1057,187	483,569	
AT 40 10-15	6709,579	6652,991	14,554	13,382	6367,462	0,978	1,226	31,829	287,259	1008,247	389,156	
AT 40 35-40	6504,649	6448,061	16,763	15,592	5287,472	1,095	2,400	64,007	944,418	1474,707	204,712	
AT 30 0-5	7525,729	7469,141	28,669	27,497	12292,212	1,015	1,387	41,516	309,105	1771,737	948,362	
AT 30 5-10	5999,269	5942,681	38,970	37,798	15338,212	1,194	2,171	61,216	1689,170	2346,097	1223,059	
AT 30 10-15	5601,499	5544,911	35,834	34,662	11815,112	1,210	2,468	84,718	1506,100	2179,337	847,835	
AT 30 35-40	6860,919	6804,331	27,786	26,614	1667,112	1,350	2,983	157,698	1962,200	492,218	532,828	
AT 20 0-5	5076,739	5020,151	37,669	36,497	15065,712	1,116	2,153	76,005	714,642	2514,797	1504,929	
AT 20 5-10	4489,259	4432,671	20,404	19,232	8935,372	1,103	1,439	87,069	1007,740	1775,467	576,429	
AT 20 10-15	6654,359	6597,771	27,020	25,848	4643,562	1,123	1,586	115,257	1162,420	1252,907	637,849	
AT 20 35-40	8356,109	8299,521	32,258	31,086	1955,622	1,280	2,652	160,259	1992,600	481,300	409,165	
AT 10 0-5	4204,019	4147,431	34,723	33,551	13511,512	1,078	2,071	76,392	730,763	2390,817	1386,579	
AT 10 5-10	4509,389	4452,801	28,460	27,288	9990,012	1,085	1,963	105,611	1143,770	2038,357	924,055	
AT 04 0-5	3944,289	3887,701	40,589	39,417	11594,212	1,132	2,174	84,804	983,692	2098,407	1392,009	
AT 04 5-10	3975,779	3919,191	23,068	21,897	9904,112	1,083	1,633	88,358	943,850	1931,097	777,688	

Tabela 1. Metais totais nos solos e nos sedimentos na transeção 1. Área do Algodão.

(Conclusão)

Identificação	Ni	P	Pb	S	Se	Zn
mg kg ⁻¹						
AT 204 0-5	0,000	0,135	3,945	21,837	0,000	0,000
AT 204 5-10	0,000	0,006	3,431	16,075	0,000	0,000
AT 104 0-5	0,000	0,259	4,442	16,228	0,000	0,000
AT 104 5-10	0,000	2,490	13,367	11,012	0,000	0,000
AT 64 0-5	0,000	2,869	14,882	11,281	0,000	0,000
AT 64 5-10	0,000	0,814	6,660	10,247	0,000	0,000
AT 40 0-5	0,000	-0,001	3,404	26,583	0,000	0,000
AT 40 5-10	0,000	0,168	4,080	22,331	0,000	0,000
AT 40 10-15	0,000	-0,051	3,202	19,675	0,000	0,000
AT 40 35-40	0,000	0,400	5,005	16,739	0,000	0,000
AT 30 0-5	0,000	0,145	3,985	44,040	0,000	0,000
AT 30 5-10	0,000	0,888	6,957	54,752	0,000	0,000
AT 30 10-15	0,000	0,726	6,309	45,295	0,000	0,000
AT 30 35-40	0,000	3,586	17,750	4,778	0,000	0,000
AT 20 0-5	0,000	0,709	6,242	54,648	0,000	0,000
AT 20 5-10	0,000	0,784	6,544	35,925	0,000	0,000
AT 20 10-15	0,000	0,878	6,917	15,165	0,000	0,000
AT 20 35-40	0,000	1,228	8,319	5,074	0,000	0,000
AT 10 0-5	0,000	1,050	7,605	48,299	0,000	0,000
AT 10 5-10	0,000	0,999	7,402	34,119	0,000	0,000
AT 04 0-5	0,000	0,954	7,224	42,236	0,000	0,000
AT 04 5-10	0,000	1,130	7,926	35,534	0,000	0,000

Onde: A = Algodão, T = Trincheira, o primeiro índice numero indica a distancia entre a trincheira amostrada e o curso d'água e o segundo e terceiro índice numero separado por hífen, indica a profundidade amostrada.

Tabela 2 - Metais totais nos solos e nos sedimentos na transeção 2. Área da soja

(continua)

Identificação	Al	Ba	Co	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo
mg kg ⁻¹											
ST 140 0-5	5901,799	5845,211	34,993	33,821	8619,552	1,054	0,961	22,262	50,952	1350,827	585,145
ST 140 5-10	6188,409	6131,821	30,214	29,042	7613,122	1,041	0,920	26,924	44,892	923,670	468,674
ST 90 0-5	7034,859	6978,271	38,177	37,005	12202,512	1,080	1,065	21,008	14,101	2469,247	741,978
ST 90 5-10	7574,519	7517,931	27,508	26,337	9094,722	1,047	0,931	28,228	19,585	1215,107	511,452
ST 50 0-5	6964,109	6907,521	18,998	17,826	9859,512	0,960	1,115	15,791	20,278	1556,157	553,264
ST 50 5-10	6900,089	6843,501	17,397	16,225	8756,212	0,958	1,252	22,653	51,881	1162,297	480,640
ST 21 0-5	6708,129	6651,541	35,213	34,041	15120,112	1,079	1,084	14,857	34,884	1364,677	906,001
ST 21 5-10	7744,989	7688,401	29,701	28,529	12291,412	1,107	1,146	18,669	16,988	1042,987	816,492
ST 21 10-15	7819,829	7763,241	26,971	25,799	13645,112	1,211	1,782	5,861	32,943	1310,067	820,891
ST 21 30-35	3890,649	3834,061	14,670	13,498	6583,292	1,322	0,785	28,624	68,686	676,982	386,918
ST 14 0-5	4883,109	4826,521	29,920	28,748	28953,412	1,054	0,994	-2,485	255,470	2400,597	767,373
ST 14 5-10	6912,499	6855,911	28,123	26,951	13905,112	0,996	1,099	12,248	47,648	1257,017	660,975
ST 14 10-15	7421,189	7364,601	22,266	21,094	10577,312	1,003	0,984	14,607	60,947	1203,637	567,128
ST 14 35-40	2875,789	2819,201	16,258	15,086	6533,732	1,087	0,729	37,296	134,536	821,720	295,942
ST 05 0-5	5123,969	5067,381	22,606	21,434	17844,312	1,032	1,034	0,737	157,358	1931,877	636,235
ST 05 05-10	5650,679	5594,091	24,974	23,802	16749,212	1,033	1,093	2,527	132,364	1904,097	680,455

Tabela 2 - Metais totais nos solos e nos sedimentos na transeção 2. Área da soja
(Conclusão)

Identificação	Ni	P	Pb	S	Se	Zn
mg kg ⁻¹						
ST 140 0-5	0,000	0,130	3,927	30,573	0,000	0,000
ST 140 5-10	0,000	0,426	5,112	25,848	0,000	0,000
ST 90 0-5	0,000	0,649	6,003	43,637	0,000	0,000
ST 90 5-10	0,000	1,655	10,027	33,253	0,000	0,000
ST 50 0-5	0,000	4,259	20,444	34,960	0,000	0,000
ST 50 5-10	0,000	3,090	15,766	30,834	0,000	0,000
ST 21 0-5	0,000	0,473	5,297	54,297	0,000	0,000
ST 21 5-10	0,000	2,638	13,956	42,906	0,000	0,000
ST 21 10-15	0,000	0,000	3,167	53,550	0,000	0,000
ST 21 30-35	0,000	0,000	3,038	22,218	0,000	0,000
ST 14 0-5	0,000	5,391	24,971	112,527	0,000	0,000
ST 14 5-10	0,000	0,244	4,382	50,338	0,000	0,000
ST 14 10-15	0,000	0,000	2,290	42,366	0,000	0,000
ST 14 35-40	0,000	0,403	5,020	33,299	0,000	0,000
ST 05 0-5	0,000	0,082	3,734	64,858	0,000	0,000
ST 5 05-10	0,000	3,314	16,661	68,297	0,000	0,000

Onde: S = soja, T = Trincheira, o primeiro índice numero indica a distancia entre a trincheira amostrada e o curso d'água e o segundo e terceiro índice numero separado por hífen, indica a profundidade amostrada.

Tabela 3 - Metais trocáveis nos solos e nos sedimentos na transeção 1. Área do Algodão

(continua)

Identificação	Al	Ba	Co	As	B	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo
mg kg ⁻¹												
AT 204 0-5	1708,707	16,629	2,012	0,598	0,000	0,000	0,000	9,782	23,671	0,000	110,748	0,000
AT 204 5-10	1750,502	18,359	1,643	1,243	7,300	0,000	0,000	9,240	19,710	0,000	82,295	0,000
AT 104 0-5	1946,917	38,597	2,728	0,696	0,000	0,000	0,215	11,101	27,427	0,000	94,782	0,000
AT 104 5-10	1918,835	33,311	2,124	0,496	0,000	0,002	0,000	10,533	21,462	0,000	74,017	0,000
AT 64 0-5	1656,237	34,578	3,562	0,323	0,000	0,000	0,010	10,006	57,674	0,000	97,165	0,000
AT 64 5-10	1585,500	25,996	2,939	0,608	0,000	0,000	0,000	10,337	64,703	0,000	79,387	0,000
AT 40 0-5	1879,985	50,930	4,193	0,445	0,000	0,000	0,039	10,323	36,940	0,000	139,566	0,000
AT 40 5-10	1704,582	42,817	3,983	0,539	0,000	0,000	0,071	10,674	63,339	0,000	121,818	0,000
AT 40 10-15	1677,395	38,125	3,292	0,596	0,000	0,000	0,099	10,128	72,679	0,000	98,215	0,000
AT 40 35-40	1626,162	37,552	3,812	1,040	0,000	0,020	0,393	18,173	236,969	0,000	52,104	0,000
AT 30 0-5	1881,432	93,823	6,707	0,635	0,000	0,000	0,140	12,550	78,141	0,000	238,016	0,000
AT 30 5-10	1499,817	202,142	9,396	0,728	0,000	0,045	0,336	17,475	423,157	0,000	306,691	0,000
AT 30 10-15	1400,375	155,990	8,630	0,882	0,000	0,049	0,410	23,350	377,389	0,000	212,885	0,000
AT 30 35-40	1715,230	142,462	6,474	0,790	0,000	0,084	0,539	41,595	491,414	0,000	134,133	0,000
AT 20 0-5	1269,185	220,338	9,579	0,401	0,000	0,025	0,331	21,172	179,525	0,000	377,158	0,000
AT 20 5-10	1122,315	159,618	4,794	0,775	0,000	0,022	0,153	23,938	252,799	0,000	145,033	0,000
AT 20 10-15	1663,590	125,025	6,404	0,973	0,000	0,027	0,189	30,985	291,469	0,000	160,388	0,000
AT 20 35-40	2089,027	127,154	7,593	0,904	0,000	0,066	0,456	42,236	499,014	0,000	103,217	0,000
AT 10 0-5	1051,005	182,850	8,821	0,373	0,000	0,016	0,311	21,269	183,555	0,000	347,571	0,000
AT 10 5-10	1127,347	165,812	6,829	0,597	0,000	0,018	0,284	28,574	286,807	0,000	231,940	0,000
AT 04 0-5	986,072	169,360	10,258	0,542	0,000	0,029	0,336	23,372	246,787	0,000	348,928	0,000
AT 04 5-10	993,945	144,506	5,515	0,577	0,000	0,017	0,201	24,260	236,827	0,000	195,348	0,000

Tabela 3 - Metais trocáveis nos solos e nos sedimentos na transeção 1. Área do Algodão
(Conclusão)

Identificação	Ni	P	Pb	S	Se	Zn
mg kg ⁻¹						
AT 204 0-5	0,000	0,135	0,294	21,837	0,000	3,478
AT 204 5-10	0,000	0,006	0,460	16,075	0,000	3,382
AT 104 0-5	0,000	0,259	0,279	16,228	0,000	2,757
AT 104 5-10	0,000	2,490	0,277	11,012	0,000	2,636
AT 64 0-5	0,000	2,869	0,753	11,281	0,000	2,161
AT 64 5-10	0,000	0,814	0,856	10,247	0,000	1,992
AT 40 0-5	0,000	-0,001	0,386	26,583	0,000	2,569
AT 40 5-10	0,000	0,168	0,317	22,331	0,000	3,195
AT 40 10-15	0,000	-0,051	0,342	19,675	0,000	2,675
AT 40 35-40	0,055	0,400	0,068	16,739	0,000	3,740
AT 30 0-5	0,049	0,145	0,381	44,040	0,000	4,096
AT 30 5-10	0,699	0,888	0,000	54,752	0,000	6,601
AT 30 10-15	0,680	0,726	0,000	45,295	0,000	5,589
AT 30 35-40	0,807	3,586	0,000	4,778	0,000	8,650
AT 20 0-5	1,212	0,709	0,000	54,648	0,000	8,335
AT 20 5-10	1,035	0,784	0,000	35,925	0,000	12,715
AT 20 10-15	0,809	0,878	0,000	15,165	0,000	7,047
AT 20 35-40	0,798	1,228	0,000	5,074	0,000	9,415
AT 10 0-5	1,135	1,050	0,000	48,299	0,000	8,879
AT 10 5-10	1,241	0,999	0,000	34,119	0,030	8,835
AT 04 0-5	1,066	0,954	0,000	42,236	0,000	7,979
AT 04 5-10	0,968	1,130	0,000	35,534	0,000	7,389

Onde: A = Algodão, T = Trincheira, o primeiro índice numero indica a distancia entre a trincheira amostrada e o curso d'água e o segundo e terceiro índice numero separado por hífen, indica a profundidade amostrada.

Tabela 4 - Metais trocáveis nos solos e nos sedimentos na transeção 2. Área da soja.

(continua)

Identificação	Al	Ba	Co	As	B	Cd	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Mo
mg kg ⁻¹												
ST 140 0-5	1475,450	133,637	8,414	0,090	0,000	0,010	0,033	7,736	13,602	0,000	147,212	0,000
ST 140 5-10	1547,102	143,625	7,065	0,397	0,000	0,007	0,023	8,902	12,087	0,000	118,094	0,000
ST 90 0-5	1758,715	157,053	9,023	0,215	0,000	0,016	0,059	7,423	4,390	0,000	186,420	0,000
ST 90 5-10	1893,630	148,868	6,388	0,243	0,000	0,008	0,026	9,228	5,761	0,000	128,789	0,000
ST 50 0-5	1741,027	44,696	4,315	0,305	0,000	0,000	0,072	6,119	5,934	0,000	139,242	0,000
ST 50 5-10	1725,022	51,501	3,929	0,158	0,000	0,000	0,106	7,834	13,835	0,000	121,086	0,000
ST 21 0-5	1677,032	133,341	8,335	0,001	0,000	0,016	0,064	5,885	9,585	0,000	227,426	0,000
ST 21 5-10	1936,247	138,736	6,926	0,096	0,000	0,023	0,079	6,838	5,111	0,000	205,049	0,000
ST 21 10-15	1954,957	172,369	6,257	0,249	0,000	0,049	0,238	3,636	9,100	0,000	206,149	0,000
ST 21 30-35	972,662	158,535	3,349	0,270	0,000	0,077	0,000	9,327	18,036	0,000	97,655	0,000
ST 14 0-5	1220,777	130,417	7,170	0,137	0,000	0,010	0,041	1,550	64,732	0,000	192,769	0,000
ST 14 5-10	1728,125	82,571	6,562	0,000	0,000	0,000	0,068	5,233	12,776	0,000	166,170	0,000
ST 14 10-15	1855,297	62,022	5,142	0,261	0,000	0,000	0,039	5,823	16,101	0,000	142,708	0,000
ST 14 35-40	718,947	111,657	3,819	0,348	0,000	0,018	0,000	11,495	34,498	0,000	74,911	0,000
ST 05 0-5	1280,992	84,218	5,266	0,165	0,000	0,004	0,051	2,355	40,204	0,000	159,985	0,000
ST 5 05-10	1412,670	87,882	5,839	0,208	0,000	0,004	0,066	2,802	33,955	0,000	171,040	0,000

Tabela 4 - Metais trocáveis nos solos e nos sedimentos na transeção 2. Área da soja.
(Conclusão)

Identificação	Ni	P	Pb	S	Se	Zn
mg kg ⁻¹						
ST 140 0-5	0,045	0,130	0,000	30,573	0,000	3,351
ST 140 5-10	0,110	0,426	0,000	25,848	0,083	3,112
ST 90 0-5	0,164	0,649	0,000	43,637	0,146	7,317
ST 90 5-10	0,159	1,655	0,000	33,253	0,000	6,206
ST 50 0-5	0,121	4,259	0,000	34,960	0,000	5,967
ST 50 5-10	0,183	3,090	0,000	30,834	0,000	6,533
ST 21 0-5	0,400	0,473	0,000	54,297	0,000	5,605
ST 21 5-10	0,573	2,638	0,000	42,906	0,133	7,894
ST 21 10-15	0,682	0,000	0,000	53,550	0,095	4,004
ST 21 30-35	0,268	0,000	0,000	22,218	0,000	1,683
ST 14 0-5	0,160	5,391	0,000	112,527	0,000	3,562
ST 14 5-10	0,187	0,244	0,000	50,338	0,000	1,142
ST 14 10-15	0,106	0,000	0,000	42,366	0,000	0,938
ST 14 35-40	0,267	0,403	0,000	33,299	0,000	3,182
ST 05 0-5	0,085	0,082	0,000	64,858	0,004	2,297
ST 5 05-10	0,150	3,314	0,000	68,297	0,000	12,458

Onde: S = soja, T = Trincheira, o primeiro índice numero indica a distancia entre a trincheira amostrada e o curso d'água e o segundo e terceiro índice numero separado por hífen, indica a profundidade amostrada.