

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**EFEITO DO SISTEMA DE MANEJO NOS ATRIBUTOS DO SOLO,
MOVIMENTAÇÃO DE SEDIMENTOS E EXPORTAÇÃO DE CARBONO
ORGÂNICO NUMA MICROBACIA RURAL SOB CULTURA DO FUMO**

Nilvania Aparecida de Mello
(Tese de Doutorado)

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

**EFEITO DO SISTEMA DE MANEJO NOS ATRIBUTOS DO SOLO,
MOVIMENTAÇÃO DE SEDIMENTOS E EXPORTAÇÃO DE CARBONO
ORGÂNICO NUMA MICROBACIA RURAL SOB CULTURA DO FUMO**

Nilvania Aparecida de Mello
Engenheira Agrônoma (UEPG)
Mestre em Agronomia (UFPR)

Tese apresentada como um dos requisitos à obtenção do
Grau de Doutor em Ciência do Solo

Porto Alegre (RS) Brasil
Julho de 2006

NILVÂNIA APARECIDA DE MELLO
Engenheira Agrônoma - Universidade Estadual de Ponta Grossa
Mestre em Agronomia - UFPR

TESE

Submetida como parte dos requisitos
para obtenção do Grau de

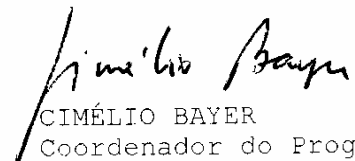
DOUTOR EM CIÊNCIA DO SOLO


Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo
Faculdade de Agronomia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Porto Alegre (RS), Brasil

Aprovado em: 21.07.2006
Pela Banca Examinadora


Homologado em: 11.09.2006
Por

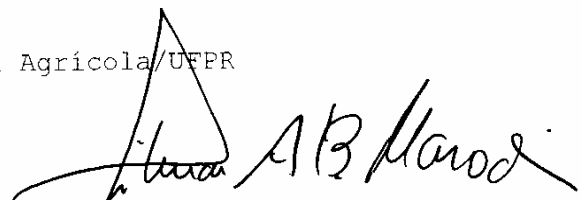

JOÃO MIELNICZUK
Orientador-PPG Ciência do Solo


CIMÉLIO BAYER
Coordenador do Programa
de Pós-Graduação em
Ciência do Solo/UFRGS


GUSTAVO HENRIQUE MERTEN
PPG Ciência do Solo/UFRGS


JEFFERSON DIECKOW
Departamento de Solos e Engenharia Agrícola/UFPR


FABIANE MACHADO VEZZANI
UERGS


GILMAR A. B. MARODIN
Diretor da Faculdade
de Agronomia/UFRGS

*À memória de Wilson Pontarolo
que na juventude cultivou a terra
na vida adulta cultivou amor e amizade
e hoje, no céu, cultiva estrelas*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Um doutor não se faz em quatro anos. Sua formação inicia ainda nos bancos do ensino fundamental, ainda em casa, antes das primeiras tardes na escola, por isso peço licença para agradecer algumas pessoas que participaram da minha formação:

Aos meus pais, Joel e Nilva de Mello, pelo carinho amor e exemplo, por me ensinarem que nem sempre a solução tradicional é a melhor. Da combinação do amor, certezas e soluções deles surgiram eu e quatro irmãos maravilhosos. Meu agradecimento a toda minha família.

A todos os meus professores, desde os que me alfabetizaram até aqueles que dividiram seus conhecimentos no doutorado. Mesmo temendo ser injusta, gostaria de expressar um especial e enternecido obrigado à professora Eliane Acco, que me alfabetizou, à professora Noeli Salete Caldart Raldi, que me contagiou com a paixão pela história, ao professor Jacir Zorzo (*na jornada longa e dura, não devemos esmorecer, quem luta pela cultura, alcança sempre o saber*) à professora Oivete Chioquetta Mezzomo, por nunca ter desistido de me ensinar matemática. Ao professor Valter Schutz por ter me apresentado à matéria orgânica e a conservação do solo, por me pedir para acreditar.

Ao Gustavo Merten, meu primeiro orientador. Não tenho palavras para agradecer-te, pelos anos de orientação e amizade.

Ao professor João Mielnczuk, pelo carinho, compreensão, pela orientação, inspiração e sobretudo pelo seu maravilhoso exemplo. E também ao Cimélio Bayer, por estar trilhando este mesmo caminho.

Aos meus colegas da pós graduação, em especial ao Julio Salton, Paulo César Conceição, Madalena Boeni, Fabiano de Bona, Frederico Costa Beber, Fabíola Lopes, Elisandra Oliveira e Michely Tomazzi. Aos meus queridos Jeferson Diekow e Josiléia Acordi Zanatta. A Márcia Matsuoka e Joilmaro Rosa Prates, pela amizade e carinho. E também aos colegas do IPH, Cristiano Poletto e Jean Paolo Minella.

As minha amigas e irmãs, sem as quais muitas coisas eu não teria suportado: Carla Cepik, Juliana Gomes, Fabiane Vezzani. Que bom poder contar com o ombro, abraço e companhia de vocês! Obrigada por nossas “terapias de grupo”.

Aos hidrotécnicos Adair e Ademir Giongo. Sem a valiosa ajuda de campo e dedicação deles à coleta de dados, certamente este trabalho não existiria. E também a hidrotécnica Joelma Murliki, por nossa amizade e fraternidade, pelas deliciosas discussões no campo, pela inestimável ajuda e apoio. Obrigada irmã!

Aos Agricultores da microbacia Cândido Brum, que me receberam como se recebe a uma filha, e compartilharam seus conhecimentos e preocupações comigo.

Aos meus colegas da UTFPR, pelo apoio, amizade e confiança. Ao Laboratório de análises de solos UTFPR-IAPAR pela inestimável ajuda na realização das análises.

Meu mais profundo e sincero agradecimento, àquele que é meu porto seguro e meu amor turbulento, minha força e minha ternura, meu ponto de ponderação e meu melhor amigo: meu esposo Edilson Pontarolo. Obrigada por aceitar partilhar mais esta aventura comigo.

E por fim, todos aqueles que se aventuraram em fazer ciência e arte visando melhorar a humanidade.....

*O mistério das coisas?
Onde esta ele? Onde esta ele que não aparece
Pelo menos a mostrar-nos que é mistério
Que sabe o rio disso,
E que sabe a árvore
E eu, eu que não sou mais do que eles
Que sei eu disso?
Fernando Pessoa*

EFEITO DO SISTEMA DE MANEJO NOS ATRIBUTOS DO SOLO, MOVIMENTAÇÃO DE SEDIMENTOS E EXPORTAÇÃO DE CARBONO ORGÂNICO NUMA MICROBACIA RURAL SOB CULTURA DO FUMO¹

AUTOR: Nilvania Aparecida de Mello
ORIENTADOR: Prof. João Mielniczuk

RESUMO

Este trabalho foi conduzido em Arvorezinha, Rio Grande do Sul, em áreas de Cambissolo háplico sob lavoura de fumo numa pequena bacia hidrográfica rural. O objetivo foi verificar o efeito de sistemas de manejo e do seu tempo de adoção nos atributos do solo, na movimentação de sedimentos sobre a encosta e na exportação de carbono orgânico da área de lavoura para o ambiente. O carbono total e suas frações foram determinados no solo e nos sedimentos. Os sistemas de manejo avaliados foram plantio convencional (PC), cultivo mínimo (CM) e plantio direto (PD) com diferentes tempos de adoção e em situação de início de cultivo e conversão de áreas anteriormente sob PC para CM e PD. Como testemunha utilizou-se uma área de vegetação nativa. Avaliou-se também o efeito do formato da encosta na movimentação de sedimentos. O menor conteúdo de carbono foi verificado nos solos mais degradados, aqueles que estão a 40 e 25 anos sob PC. Estes solos também apresentaram a maior movimentação de sedimentos sobre a encosta. A conversão para os sistemas CM e PD elevou a qualidade do solo, aumentou o conteúdo de carbono, principalmente da fração particulada, e reduziu a movimentação de sedimentos. O efeito do formato da encosta na movimentação de sedimentos foi mais percebido nas áreas sob PC e em seguida sob CM. No PD, devido a elevada taxa e cobertura do solo, não houve efeito do formato da encosta. As maiores perdas de solo e exportações de carbono orgânico foram verificadas nas áreas sob PC, seguida das áreas sob CM e as mais baixas foram verificadas no PD. A fração carbono particulado proporcionalmente foi mais exportada que as demais e foi mais exportada das áreas sob PC. A análise sistêmica das áreas indicou que a qualidade ambiental resultou da qualidade do solo e da redução das perdas de solo e água e redução da exportação de carbono orgânico.

¹ Tese de Doutorado em Ciência do Solo. Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. (248 p.) Julho de 2006

EFFECT OF MANAGEMENT SYSTEMS ON SOIL ATTRIBUTES, SEDIMENTS MOVEMENT AND ORGANIC CARBON EXPORTATION IN A RURAL WATERSHED UNDER TOBACCO CROP¹

AUTOR: Nilvania Aparecida de Mello
ORIENTADOR: Prof. João Mielniczuk

ABSTRACT

This research was done in areas of Lithic Aplusept under tobacco farming in a small rural watershed in Arvorezinha county in Rio Grande do Sul, state of Brazil. The aim was to study the effect of the soil management systems and their period of adoption on soil attributes, production and movement of sediments on the hillslope, and organic carbon exportation from the cultivated area to the environment. The total soil organic carbon and their fractions were determined. The investigated soil management systems were conventional tillage (CT), minimum tillage (MT) and no tillage (NT) with different periods of adoption. The MT and NT were converted from CT. A forest area also was evaluated. The effect of the hillslope form on the movement of sediments was also investigated. The most degraded soil were those under CT for 40 and 25 years respectively. These areas presented the lowest soil organic carbon stocks, and also presented the largest movement of sediments on the hillslope. The conversion to the MT and NT systems improved the soil quality, increasing the soil organic carbon stock, especially the particulate fraction and also reduced the movement of sediments. This was more evident in the NT area. The effect of hillslope form on the movement of sediments was more evident in the areas under CT followed by those under MT. Under NT, which had higher soil cover rate, the effect of the hillslope form was not observed. The largest soil loss and organic carbon exportations happen in the areas under CT, followed by MT and NT. Proportionally, the particulate organic carbon was more exported than the other fractions, and was more exported from CT areas. The systemic analysis of the areas indicated that the environmental quality are related to soil quality, reduction of the soil and water losses and reduction of organic carbon exportation.

¹ Doctoral thesis in Soil Science. Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, Brasil. (248 p.) July, 2006

SUMÁRIO

	Página
1 INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2 CAPÍTULO I - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA - Caracterização de dinâmica do carbono e sedimentos em microbacias com predominância da cultura do fumo.....	4
2.1 Cultura do fumo (<i>Nicotiana tabacum</i>).....	4
2.2 Pesquisa em microbacias hidrográficas	5
2.3 Qualidade do solo x Sistemas de manejo.....	9
2.3.1 Estágios morfológicos do carbono orgânico no solo.....	11
2.3.2 Frações do carbono orgânico e métodos de fracionamento.....	12
2.3.3 Carbono Orgânico Dissolvido	14
2.4 Redução da qualidade do solo devido a aspectos específicos da cultura do fumo.....	15
2.5 Aspectos ambientais da relação solo-água.....	17
2.5.1 Hidrologia de encostas.....	18
2.6 Dinâmica superficial de sedimentos	20
2.6.1 Fases e fatores do processo erosivo.....	21
2.6.2 Processos da redistribuição de sedimentos	22
2.7 Efeito da geoforma nos processos de remoção e deposição de sedimentos.....	25
2.7.1 Movimentação do carbono orgânico na superfície do solo.....	28
2.7.2 Geoforma e qualidade do solo <i>in situ</i>	31
2.8 Processos de exportação de carbono orgânico via sedimentos	32
2.8.1 Aspectos ambientais relacionados com a exportação do carbono orgânico.....	35
2.9 Sustentabilidade, complexidade e ontologia	39
2.10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	42
3 MATERIAIS E METODOS GERAIS.....	65
3.1 Descrição da microbacia.....	65
3.2 Escolha das áreas de estudo.....	66
3.3 Descrição dos sistemas de manejo escolhidos.....	67

3.4	Características e tempo de uso dos sistemas de manejo das áreas de estudo.....	70
3.5	Caracterização do carbono orgânico e suas frações.....	72
4	CAPÍTULO II - Atributos e qualidade de Cambissolo Háplico com cultura do fumo (<i>Nicotiana tabacum</i>) sob diferentes tempos de cultivo e sistemas de manejo do solo.....	73
4.1	INTRODUÇÃO.....	73
4.2	MATERIAIS E METODOS.....	78
4.2.1	Época e distribuição espacial da coleta de amostras de solo para análises físicas e químicas	78
4.2.2	Atributos físicos	78
4.2.2.1	Análise granulométrica.....	78
4.2.2.2	Densidade do solo (Ds) Porosidade total (PT), macroporosidade (MA) e microporosidade (MI), e curva de retenção de água e Fator S.....	79
4.2.2.3	Grau de resistência a penetração superficial (SS) e subsuperficial (RP).....	80
4.2.3	Atributos químicos.....	81
4.2.3.2	Determinação do conteúdo de sódio (Na ⁺) no solo... ..	81
4.2.4	Indicadores de qualidade do solo.....	81
4.2.4.1	Avaliação do estado de agregação do solo.....	81
4.2.4.2	Índices de Estoque do Carbono, Manejo do Carbono e Nível de Ordem.....	83
4.2.5	Análise estatística dos dados obtidos.....	84
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	85
4.3.1	Efeito do tempo de cultivo sobre os atributos físicos do solo.....	85
4.3.1.1	Textura	85
4.3.1.2	Densidade do solo e Porosidade	87
4.3.1.3	Resistência a Penetração e Selamento Superficial	90
4.3.1.4	Curva de retenção de água.....	93
4.3.2	Efeito do tempo de cultivo sobre os atributos químicos do solo.....	96
4.3.2.1	Carbono orgânico.....	96
4.3.2.2	Conteúdo de sódio.....	101
4.3.3	Indicadores de qualidade do solo.....	102
4.3.3.1	Agregação.....	102
4.3.3.2	Fator S.....	106
4.3.3.3	Índices de qualidade.....	107
4.3.3.3	Análise qualitativa.....	110
4.4	CONCLUSÕES.....	112

4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	113
5 CAPÍTULO III - Dinâmica superficial do carbono orgânico em Cambissolo Háplico sob diferentes geoformas e sistemas de manejo.....	118
5.1 INTRODUÇÃO.....	118
5.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	121
5.2.1 Descrição dos sistemas de manejo nas áreas de estudo....	121
5.2.2 Monitoramento do volume precipitado e intensidade das precipitações.....	123
5.2.3 Avaliação qualitativa do colúvio nas áreas fontes de sedimento e movimentação do carbono sobre as encostas vertentes.....	123
5.2.3.1 Preparo dos sedimentos recolhido nos amostradores.	124
5.2.3.2 Caracterização do Carbono Orgânico dos sedimentos recolhidos no primeiro segmento do amostrador (garrafão)	125
5.2.4 Área de coleta dos amostradores de colúvio.....	126
5.2.5 Avaliação da taxa de cobertura do solo.....	127
5.2.6 Taxa de enriquecimento dos sedimentos.....	127
5.2.7 Análise estatística.....	128
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	129
5.3.1 Desempenho dos amostradores de colúvio.....	129
5.3.2 Taxa de cobertura	130
5.3.3 Distribuição da precipitação e das coletas ao longo do período de estudo.....	133
5.3.4 Movimentação de sedimentos	134
5.3.5 Movimentação de carbono orgânico	140
5.3.5.1 Movimentação de carbono orgânico nos sedimentos grosseiros.....	141
5.3.5.2 Movimentação de carbono orgânico nos sedimentos finos.....	145
5.3.6 Taxa de enriquecimento do carbono orgânico nos sedimentos	147
5.3.7 Efeito do formato da encosta.....	149
5.3.7.1 Efeito do formato da encosta na movimentação de carbono orgânico	150
5.3.8 Efeito da movimentação de carbono orgânico e do formato da encosta no estoque de carbono do solo.....	154
5.3.9 Análise de Componente Principal dos resultados obtidos	156
5.4 CONCLUSÕES	159
5.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	160

6	CAPÍTULO IV - Exportação de carbono orgânico em Cambissolo Háplico sob diferentes tempos de cultivo e sistemas de manejo	163
6.1	INTRODUÇÃO.....	163
6.2	MATERIAIS E MÉTODOS.....	168
6.2.1	Descrição das áreas de estudo	168
6.2.2	Implantação das calhas Parshall.....	170
6.2.3	Monitoramento da perda de sedimentos e exportação de carbono orgânico.....	171
6.2.4	Monitoramento da altura máxima de lâmina escoada	172
6.2.5	Monitoramento do volume precipitado e intensidade das precipitações.....	173
6.2.6	Preparo das amostras de sedimentos.....	173
6.2.7	Análise do carbono orgânico exportado das áreas de estudo.....	173
6.2.7.1	Carbono orgânico associado aos sedimentos	173
6.2.7.2	Carbono orgânico dissolvido.....	173
6.2.8	Monitoramento da taxa de cobertura.....	174
6.2.9	Taxa de enriquecimento dos sedimentos (TES).....	174
6.2.10	Taxa de exportação dos sedimentos produzidos (TEXS).....	174
6.2.11	Análise estatística dos resultados obtidos.....	175
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	177
6.3.1	Taxa de cobertura e volume da precipitação.....	177
6.3.2	Taxas anuais de perda de solo e água.....	180
6.3.3	Exportação de carbono orgânico.....	183
6.3.4	Taxa de enriquecimento de sedimentos (TES) e Taxa de exportação sedimentos (TEXS).....	188
6.3.5	Análise probabilística baseada em Rede Bayesiana	191
6.3.6	Qualidade ambiental dos sistemas de manejo.....	197
6.4	CONCLUSÕES.....	199
6.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	201
7	CAPÍTULO V - Análise sistêmica aplicada a qualidade do solo e relações ambientais resultantes em Cambissolo Háplico sob diferentes sistemas de manejo.....	204
7.1	INTRODUÇÃO.....	204
7.2	MATERIAIS E MÉTODOS	210
7.2.1	Termos da equação da Teoria de Uyemov	210
7.2.2	Obtenção dos parâmetros básicos e evolutivos das áreas de estudo.....	211
7.2.2.1	Autonomia.....	211
7.2.2.2	Composição.....	211
7.2.2.3	Estrutura e Conectividade.....	212
7.2.2.4	Integralidade.....	212

7.2.2.5	Funcionalidade.....	212
7.2.2.6	Organização.....	213
7.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	214
7.3.1	Aplicação do Teorema de Uyemov.....	214
7.3.2	Parâmetros básicos dos sistemas.....	219
7.3.3	Parâmetros evolutivos das áreas de estudo.....	223
7.3.3.1	Composição.....	223
7.3.3.2	Estrutura e Conectividade.....	226
7.3.3.3	Integralidade e Funcionalidade	231
7.3.3.4	Organização.....	235
7.4	CONCLUSÕES.....	239
7.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	240
8	APÊNDICE.....	242

RELAÇÃO DE TABELAS

	Página
1	Características principais, tipo de uso, tempo de uso e de adoção do atual manejo das áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum..... 71
2	Análise granulométrica das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum..... 86
3	Densidade do Solo (Ds), Porosidade total (PT), Macroporosidade (MaP) e Microporosidade (MiP) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum..... 88
4	Umidade gravimétrica do solo observada na realização de teste de resistência a penetração (RP) e selamento superficial (SS) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum..... 92
5	Índice de estabilidade de agregados obtida pela relação entre Diâmetro médio ponderado a úmido (DMPu) e Diâmetro médio ponderado a seco (DMPs) das áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum..... 94
6	Identificação dos períodos avaliados nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum..... 135
7	Movimentação de sedimentos grosseiros para 10 períodos do manejo e três níveis de precipitação nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum. A média é referente ao numero de eventos que geraram coleta em cada área..... 137
8	Movimentação de sedimentos finos para 10 períodos de manejo e três níveis de precipitação nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum..... 139
9	Concentrações e movimentação de carbono orgânico associado a minerais (CAM) nos sedimentos grosseiros para dez períodos de manejo associados a três níveis de precipitação nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum. A média é referente ao numero de eventos que geraram coleta 142

	em cada área.....	
10	Concentrações e movimentação de carbono orgânico particulado (COP) nos sedimentos grosseiros para dez períodos de manejo associados a três níveis de precipitação nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.....	144
11	Concentrações e movimentação de carbono orgânicos nos sedimentos finos para dez períodos de manejo associados a três níveis de precipitação nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.....	146
12	Taxa de enriquecimento dos sedimentos coletados no primeiro e segundo segmentos dos amostradores de colúvio nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.....	147
13	Escores obtidos pelos vetores componentes das perdas de solo e carbono orgânico por análise de componente principal das áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.....	157
14	Análise de componente principal das perdas de solo e carbono orgânico nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.....	158
15	Características principais, tempo de uso, tipo de uso e manejo das áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.....	169
16	Intervalos representados nas classes discretas das variáveis perda de água, perda de solo, exportação de carbono orgânico dissolvido (E_COD), exportação de carbono associado a minerais (E_CAM) e exportação de carbono orgânico particulado (E_COP).....	193
17	Distribuição das probabilidades de perdas de solo e água e exportação de carbono orgânico dissolvido (COD) carbono orgânico associado a minerais (CAM) e carbono orgânico particulado (COP) na ocorrência de precipitações de volume médio (41 a 60 mm) e alto (61 a 80mm) para as áreas de estudo na microbacia Candido Brum.....	194
18	Avaliação do parâmetro composição para os elementos sistema de manejo e culturas nas áreas de lavoura e vegetação para a área de mata.....	224
19	Síntese das relações estabelecidas entre as áreas de estudo e o sistema ampliado e níveis de organização atingidos.....	236

RELAÇÃO DE FIGURAS

	Página
1 Principais formatos de encostas vertentes (adaptado de Bloom, 1972).....	26
2 Localização do Município de Arvorezinha e da Bacia Arroio Lajeado Ferreira no Estado do Rio Grande do Sul (Adaptado de Minella, 2003).....	65
3 Bacia Hidrográfica piloto de Arvorezinha destacando a sub-bacia 1 (Fonte: adaptado de Minella, 2003).....	66
4 Localização das áreas de estudo na sub-bacia 1 da Bacia Hidrográfica piloto de Arvorezinha destacando a sub-bacia 1. A linha — representa o córrego que drena a bacia.	67
5 Aspecto de área de lavoura sob plantio convencional (PC) logo após o plantio das mudas de fumo.....	68
6 Aspecto de área de lavoura sob cultivo mínimo (CM) logo após o preparo de solo de verão.....	69
7 Aspecto de área de lavoura sob plantio direto (PD) após o plantio do fumo.....	69
8 Resistência a penetração para a camada de 0- 40 cm das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum	91
9 Selamento superficial (SS) em $N\ m^{-2}$ das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Médias com a mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo teste de Tukey.....	93
10 Curva de retenção da água (CR) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum...	95

11	Estoque de carbono orgânico na camada 0 -17,5 cm obtido pelo método da camada equivalente nas áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo teste de Tukey.....	97
12	Conteúdo de carbono orgânico em três camadas das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Médias com a mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo teste de Tukey	98
13	Frações Carbono orgânico particulado (COP) e associado a minerais (CAM) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Os números 1, 2 e 3 referem-se as profundidade 0-2,5; 2,5 -7,5; 7,5-17,5 cm respectivamente.....	100
14	Conteúdo de sódio (Na ⁺) em três camadas das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo Teste de Tukey.....	102
15	Diâmetro médio ponderado (DMP) para três camadas das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo Teste de Tukey..	103
16	Distribuição das classes de agregados três camadas das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Os segmentos dentro de cada barra estão ordenados da maior peneira (>4,76 mm) para a menor (<0.053 mm).....	105
17	Valores obtidos para o Fator S para três camadas das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum.....	107
18	Índice de estoque de carbono (IEC) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum...	10,87
19	Índice de manejo do carbono (IMC) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Figura a utilizando a MT como referência e Figura b utilizando o PC-25 como referência para as áreas CM-03 e PD-03.....	109
20	Níveis de ordem das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum.....	111

21	Análise qualitativa das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. O tamanho dos círculos representa a magnitude da qualidade do solo, ajustada a partir dos valores obtidos para o índice de nível de ordem (INord). DMP_u/DMP_s = relação entre diâmetro médio ponderado a úmido e a seco. Valores de S= valores obtidos para o fator S.....	121
22	Aspecto de amostrador de colúvio após evento de 93mm que gerou coleta em outubro de 2003.....	134
23	Representação da distribuição dos coletores de colúvio no CFS (a) e desenho esquemático do coletor (b).....	135
23	Variação das taxas de coberturas nos tipos de uso e sistemas de manejo estudados na Microbacia Cândido Brum no período de março de 2004 a dezembro de 2005.....	140
24	Distribuição da precipitação nos anos de 2004 e 2005 na Microbacia Cândido Brum e média dos anos 2001 a 2005. (Fonte: Lab Sedimentos IPH (2006); EMATER, dados não publicados).....	143
25	Frequência das precipitações distribuídas em intervalos de 10 mm nos anos de 2004 e 2005 na Microbacia Cândido Brum (total de 163 precipitações).....	144
26	Movimentação média de sedimentos em áreas sob diferentes tipos de uso e sistemas de manejo na Microbacia Cândido Brum.....	159
27	Movimentação de carbono orgânico associado a minerais (CAM) dos sedimentos grosseiros (Figura a) e carbono orgânico particulado dos sedimentos grosseiros (Figura b) em áreas sob diferentes tipos de uso e sistemas de manejo na Microbacia Cândido Brum.....	161
28	Movimentação de carbono orgânico total (COT) associada aos sedimentos finos em áreas sob diferentes tipos de uso e sistemas de manejo na Microbacia Cândido Brum.....	162
29	Taxa de enriquecimento dos sedimentos (TES) do carbono orgânico associado a minerais (CAM) dos sedimentos grosseiros (Figura a) e do carbono orgânico particulado dos sedimentos grosseiros (Figura b) em áreas sob diferentes tipos de uso e sistemas de manejo na Microbacia Cândido Brum.....	163

30	Estoques de carbono orgânico total (COT), carbono orgânico associado a minerais (CAM) e carbono orgânico particulado (COP) para a camada de 0 a 17,5cm em áreas sob diferentes tipos de uso e sistemas de manejo na Microbacia Cândido Brum.....	166
31	Aspecto da calha Parshall instalada a campo na forma de “estaleiro” (a) e do dique de tábuas construído na entrada da calha (b).....	181
32	Aspecto do dispositivo de leitura da altura máxima de lâmina escoada em calha Parshall instalada a campo.....	183
33	Comportamento geral das áreas de estudo para o período de setembro de 2004 a dezembro de 2005.....	188
34	Porcentagem de água escoada em relação ao volume precipitado por ano nas áreas de estudo da Microbacia Cândido Brum.....	190
35	Efeito de represamento da água nos camalhões verificada em área sob plantio convencional (PC) na Microbacia Cândido Brum	191
36	Taxas anuais de perdas de solo obtidas em calhas Parshall nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.....	192
37	Indício de escoamento superficial verificadas em áreas sob plantio convencional. Implantação da safra 2003/2004(a) e área no final da safra 2004/2005 (b) e Volume de precipitação de 62 e 59 mm respectivamente.....	193
38	Diagrama do fluxo de carbono orgânico nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum. COP = carbono orgânico particulado, CAM= carbono orgânico associado a minerais e COD = carbono orgânico dissolvido. Linha → indica que a fração foi incorporada ao estoque, Linha → indica perda direta, sem passar pelo estoque do solo.....	194
39	Taxa anual de exportação de carbono orgânico associado aos sedimentos sólidos coletados em calhas Parshall nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum. COP = carbono orgânico particulado, CAM= carbono orgânico associado a minerais e COT= carbono orgânico total	195
40	Taxa anual de exportação de carbono orgânico dissolvido (COD) coletado em calhas Parshall nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.....	196

41	Taxa de enriquecimento de sedimentos (TES) observada no carbono orgânico total (COT) e nas frações carbono orgânico associado a minerais (CAM) e carbono orgânico particulado (COP) dos sedimentos coletados em calhas Parshall na Microbacia Candido Brum.....	198
42	Taxa de exportação de sedimentos observada nas áreas de estudo na Microbacia Candido Brum.	200
43	Grafo representativo das relações relevantes para análise probabilística por rede Bayesiana a partir dos resultados obtidos nas calhas Parshall das seis áreas de estudo.....	201
44	Representação dos elementos m componentes dos sistemas das áreas de lavoura. A linha tracejada ----- indica o primeiro limite do sistema e as setas → indicam as entradas e saídas.....	225
45	Representação das principais relações R que ocorrem entre os elementos componentes dos sistemas nas áreas de lavoura. A linha tracejada ----- indica o primeiro limite do sistema, linhas contínuas — indicam quais elementos formam a relação explicitada. CO = carbono orgânico, COT= carbono orgânico total.....	226
46	Representação das principais relações R e propriedades P emergentes que ocorrem entre os elementos componentes dos sistemas áreas de lavoura. CO = carbono orgânico. COT= Carbono orgânico total.....	227
47	Representação do resultado das principais relações e propriedades emergentes na ordenação das áreas. O tamanho dos círculos refere-se ao grau de expressividade das propriedades emergentes no sistema.....	228
48	Representação da ampliação do sistema gerando novas relações R' e propriedades P'. A linha tracejada ----- indica o limite do sistema inicial e a linha tracejada ----- indica o novo limite.	229
49	Índice de autonomia das áreas de estudo.....	232
50	Representação da estrutura dos sistemas áreas de lavoura. A linha tracejada ----- indica o limite do sistema, as setas → indicam influência e ↔ indicam conexões diretas de interação, o símbolo } indica conexão direta entre o primeiro termo (solo-	

	plantas-manejo) e o segundo termo	236
51	Representação da estrutura do sistema Mata. A linha tracejada ---- indica o limite do sistema, o símbolo } indica conexão direta entre o primeiro termo (solo-plantas) e o segundo termo (taxa de cobertura e qualidade do solo).....	238
52	Representação da ampliação do sistema mata gerando novas relações R e propriedades P. A linha tracejada ----- indica o limite do sistema inicial e a linha tracejada ----- indica o novo limite. PA= perda de água, QA= qualidade ambiental.....	239
53	Representação da ampliação dos sistemas área de lavoura gerando novas relações R. A linha tracejada ----- indica o limite do sistema inicial e a linha tracejada ----- indica o novo limite.	239
54	Índice de integralidade das áreas de estudo	242
55	Função funcionalidade dos sistemas área de lavoura e MT. COD = Carbono orgânico dissolvido, CO= Carbono orgânico.....	243

RELAÇÃO DE QUADROS

	Página
1 Demonstrativo da forma de coleta e obtenção das médias de cada área estudada. T= Trincheira, M= Média.....	93
2 Demonstrativo das formas das encostas estudadas em planta, perfil e declividade e área em hectares.....	132
3 Demonstrativo do procedimento matemático para o cálculo da área de coleta dos amostradores de colúvio.....	136

RELAÇÃO DE APÊNDICES

	Página
1 Análise química do solo das áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.....	253
2 Data das precipitações, taxa de cobertura do solo (Tx Cob), massa de sedimentos grosseiros (SG) e de sedimentos finos (SF) para as áreas de estudo da Microbacia Cândido Brum.....	254
3 Comparativo dos resultados de estoque de carbono orgânico total (COT) de das frações carbono orgânico particulado (COP) e carbono orgânico associado a minerais (CAM) obtidos pelo método da camada equivalente e da massa equivalente. SS= segmento superior, SM= segmento médio e SI= segmento inferior.....	258

1 INTRODUÇÃO GERAL

Ao longo de sua evolução tecnológica a humanidade causou alterações no ambiente de forma crescente. Algumas destas alterações resultaram em problemas ambientais localizados, outras têm efeito difuso, afetando locais distantes do ponto de origem. As atividades agrícolas quando conduzidas de forma inadequada, geralmente causam problemas localizados e difusos, devido às peculiaridades envolvidas nos sistemas de produção agrários. Os localizados dizem respeito a redução do potencial produtivo do solo, e os difusos são referentes a processos resultantes da entrada de sedimentos e elementos poluentes das áreas agrícolas nos corpos hídricos.

A agricultura tem como base a utilização do solo, portanto, manter a sua qualidade é um fator decisivo para manter a sustentabilidade do sistema agrícola e do ambiente. Se o solo possui qualidade elevada, torna-se capaz de atender suas funções no ambiente, notadamente aquelas relacionadas com os ciclos hidrológico e do carbono. Por sua vez, os atributos que conferem qualidade ao solo, são dependentes do conteúdo de carbono orgânico. O carbono presente no solo fornece energia e nutrientes para os microorganismos, favorece a formação de estrutura e a agregação do solo, aumenta a eficiência das propriedades relacionadas com a dinâmica da água e aumenta a resistência a erosão.

Para melhor entender a dinâmica do carbono orgânico no solo e ambiente é preciso, além de avaliar seu conteúdo total, avaliar as frações que o compõem, pois estas fornecem um indicativo do nível de degradação ou recuperação conferido ao solo pelo sistema de manejo. A análise de quais frações e em que quantidades estão sendo exportadas da área agrícola para o ambiente permite avaliar o nível de qualidade ambiental do sistema de manejo.

Porém, os processos de exportação de carbono orgânico, assim como os processos de perda de solo e água são influenciados por fatores como hidrologia, e formato da encosta vertente. Estes fatores são dependentes de escala, ou seja, são percebidos de forma diferenciada se a escala for diferenciada, por isso são mais facilmente compreendidos em estudos baseados em macroparcelas ou microbacias de ordem zero.

O fumo (*Nicotiana Tabacum*) tradicionalmente é conduzido sob sistemas de manejo não conservacionistas, o que pode reduzir o estoque de carbono orgânico elevando a possibilidade de contaminação ambiental. Inversamente, a adoção de sistemas de manejo que propiciem o aumento ou manutenção do estoque de carbono orgânico resultaria em qualidade ambiental e sustentabilidade deste sistema agrícola.

A cultura do fumo é produzida em pequenas propriedades rurais, baseada em mão de obra familiar. A principal fonte de assistência técnica são as empresas fumageiras, por isso há pouca informação sobre o uso de sistemas conservacionistas, como o plantio direto, e também pouca informação sobre as implicações ambientais da condução do fumo sob plantio convencional.

Este trabalho foi desenvolvido para ampliar o entendimento da dinâmica do carbono orgânico e de suas frações em áreas sob lavoura de fumo. Foram avaliados o efeito dos sistemas de manejo plantio convencional, cultivo mínimo e plantio direto sobre o estoque de carbono e suas frações, as propriedades que emergem do aumento ou redução do estoque de carbono no solo e as relações ambientais decorrentes destes processos em diferentes tempos de adoção dos sistemas de manejo sobre diferentes formatos de encostas.

Com o intuito de avaliar de forma mais fidedigna possível as relações ambientais decorrentes do manejo do solo na cultura do fumo, este trabalho foi realizado em áreas de lavoura em propriedades agrícolas numa pequena bacia hidrográfica rural. O efeito da forma da encosta vertente foi considerado devido a sua importância nos processos hidrológicos e erosivos.

A **hipótese geral** é que o sistema de manejo não conservacionista causa redução no conteúdo de carbono orgânico do solo e conseqüentemente na qualidade do solo e do ambiente, de tal forma que quanto maior for o tempo de cultivo, maior a degradação do solo e mais difícil recuperá-lo, e que a relação de redução ou aumento da qualidade do solo e redução ou aumento da

contaminação ambiental pode ser entendida a partir da movimentação e exportação do carbono orgânico.

O **objetivo geral** deste trabalho foi avaliar a relação entre o tipo e o tempo de adoção de diferentes sistemas de manejo do solo e a dinâmica do carbono orgânico e suas frações no solo, em sua movimentação espacial sobre a área de cultivo e a exportação desta para outros segmentos do ambiente.

Para atender o objetivo geral e testar a hipótese geral foram conduzidos três estudos a campo, nos quais existem hipótese e objetivos específicos. O primeiro estudo avaliou os atributos físicos e químicos do solo sob PC, CM e PD com diferentes tempos de adoção, o segundo avaliou o efeito da combinação dos sistemas de manejo com o formato da encosta na movimentação de sedimentos e do carbono orgânico e o terceiro avaliou as perdas de solo e água e a exportação de carbono orgânico. Além dos estudos conduzidos a campo, também foi elaborada uma análise conceitual dos resultados obtidos a partir do enfoque sistêmico- ontológico.

3. MATERIAIS E MÉTODOS GERAIS

3.1 Descrição da microbacia

O estudo foi realizado na bacia piloto do município de Arvorezinha localizado na região centro-norte do estado, a cerca de 240 Km de Porto Alegre (Figura 2). A microbacia estudada localiza-se na comunidade Cândido Brum, e é afluente do Arroio Lajeado Ferreira, afluente do Rio Guaporé que compõe ao sistema Taquari – Antas.

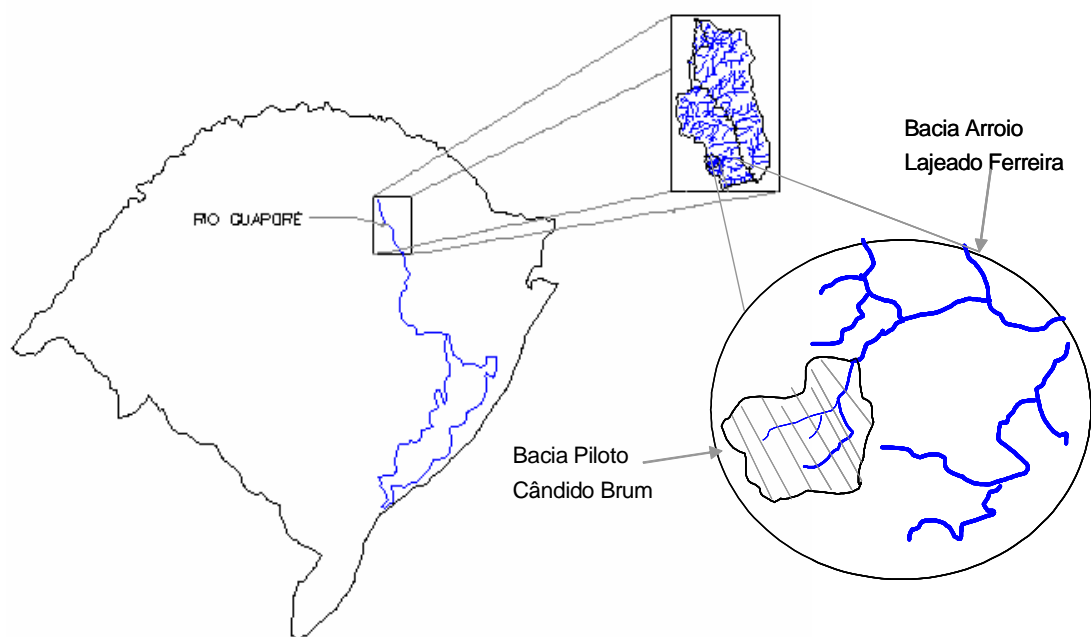


Figura 2. Localização do Município de Arvorezinha e da Bacia Arroio Lajeado Ferreira no Estado do Rio Grande do Sul (Adaptado de Minella, 2003)

O material de origem da região é proveniente do derrame de basalto do Grupo São Bento, formação Serra Geral. A declividade da área é elevada, típica do derrame do Trapp, dando origem a toposequência Argissolos –

Cambissolos – Neossolos. O clima da área segundo a classificação de Köppen é Cfb – subtropical, superúmido mesotérmico sem estação seca definida. A fase vegetal é caracterizada como Floresta Ombrófila Mista. O solo é utilizado para atividades agrícolas, entre as quais se destaca o cultivo do fumo conduzido em plantio convencional.

A bacia possui área de cerca de 1,33 km² e está vinculada ao Projeto de Monitoramento Ambiental de Bacias Hidrográficas do Programa de Manejo dos Recursos Naturais e de Combate a Pobreza Rural do Estado do Rio Grande do Sul – RS Rural, por isso possui dados pluviométricos, fluviométricos, meteorológicos e sedimentométricos. Para facilitar os estudos de campo, a microbacia foi dividida em quatro sub bacias, de acordo com o padrão de drenagem, o presente estudo foi realizado na sub bacia 1 (Figura 3).

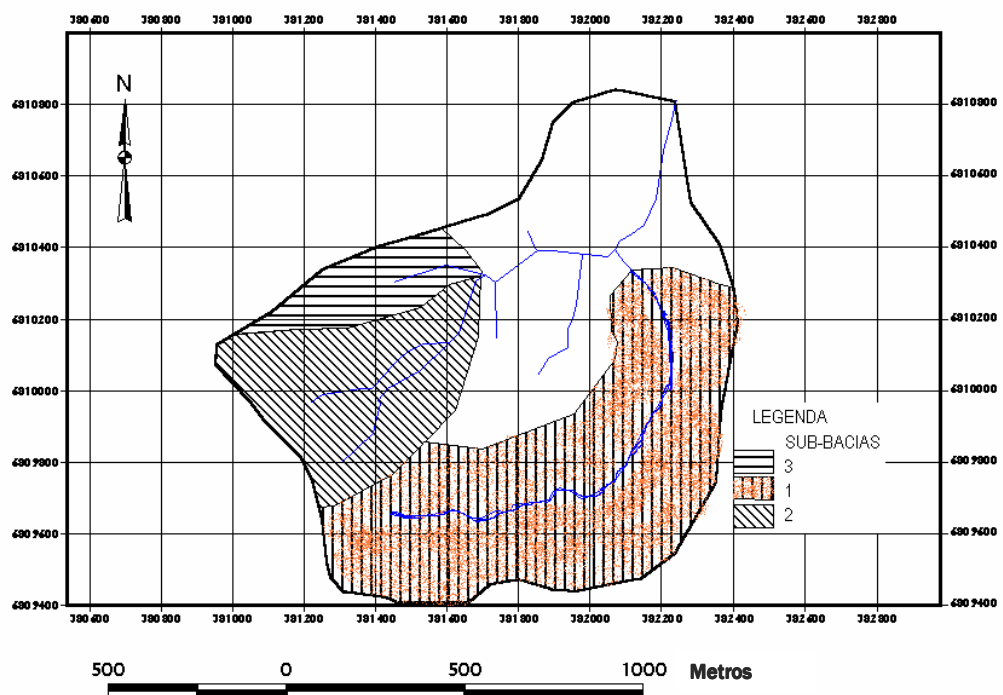


Figura 3. Bacia Hidrográfica piloto de Arvorezinha destacando a sub bacia 1 (Fonte: adaptado de Minella, 2003)

3.2 Escolha das áreas de estudo

A escolha das áreas de estudo foi baseada no tipo de uso e manejo do solo e tempo de adoção do manejo e classe do solo além do formato da

encosta vertente, importante para o Estudo 2. Os cenários encontrados na área da microbacia são: áreas agrícolas com lavouras anuais em sistema conservacionistas, áreas agrícolas com lavouras anuais em sistema convencional, áreas de pastagem perene, áreas de mata, área de capoeira e estradas.

Para os estudos propostos foram selecionadas oito áreas, equivalentes a microbacias de ordem zero. Destas, quatro estavam sob preparo convencional (PC), duas sob cultivo mínimo (CM), uma sob plantio direto (PD) e uma área era de mata (MT), utilizada como testemunha. Seis áreas são distribuídas na sub-bacia 1, a MT fica no exutório da bacia e a área sob PD fica no limite divisor de águas da sub-bacia 1, conforme demonstrado na Figura 4.

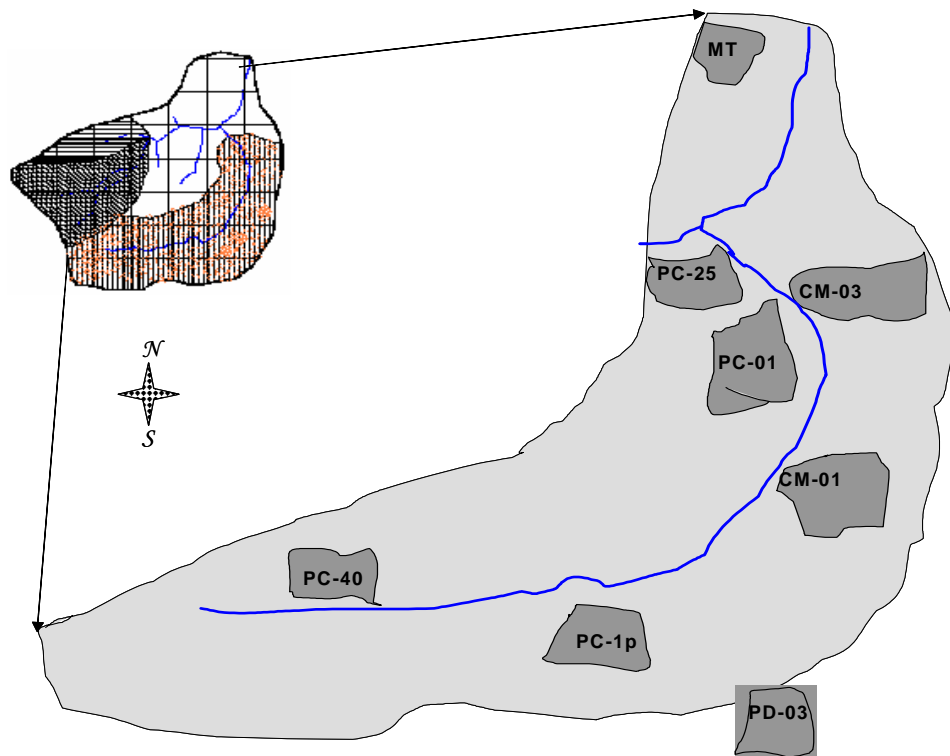


Figura 4. Localização das áreas de estudo na sub-bacia 1 da Bacia Hidrográfica piloto de Arvorezinha destacando a sub-bacia 1. A linha — representa o córrego que drena a bacia.

3.3 Descrição dos sistemas de manejo escolhidos

Os sistemas plantio convencional (PC), cultivo mínimo (CM) e plantio direto (PD) são realizados com tração animal e com adição de adubo apenas na cultura de verão. Em todas as áreas a classe de solo é Cambissolo Háplico

(Lithic Aplusept). Os resultados da análise química dos solos estão no Apêndice 1.

O sistema PC adotado pelos agricultores na microbacia consiste na aração seguida de gradagem realizada duas vezes ao ano, na implantação da cultura de inverno e na implantação da cultura de verão, o fumo.

Nas áreas estudadas a cultura de inverno foi a aveia (*Avena strigosa*). Para a implantação do fumo é feita a aração e gradagem, e então é aberta uma verga na qual é aplicada a adubação de base e em seguida a verga é fechada, construindo-se um pequeno camalhão sobre o qual é plantada a muda de fumo (Figura 5).



Figura 5. Aspecto de área de lavoura sob plantio convencional (PC) logo após o plantio das mudas de fumo

Nas áreas sob CM o preparo do solo é realizado com aração e gradagem para o plantio da cultura de inverno. Nas duas áreas avaliadas sob este sistema a cobertura de inverno utilizada era aveia.

Para a implantação da cultura de verão é realizada a aração apenas nas linhas que receberão as mudas de fumo, abrindo-se assim a verga na qual é depositada a adubação de base. Em seguida é feita a gradagem, ainda apenas na linha, de maneira que a verga é fechada, formando-se o camalhão, sobre o qual é plantada a muda de fumo (Figura 6).



Figura 6. Aspecto de área de lavoura sob cultivo mínimo (CM) logo após o preparo de solo de verão

Na área sob PD o agricultor inicialmente utiliza como cobertura de inverno um consórcio de aveia, nabo forrageiro (*Raphanus sativus*) e ervilhaca (*Vicia sativa*). As culturas de inverno são semeadas a lanço e o fumo é implantado abrindo-se uma pequena cova na qual é aplicada a adubação de base e sobre a qual é plantada a muda (Figura 7).



Figura 7. Aspecto de área de lavoura sob plantio direto (PD) após o plantio do fumo

3.4 Características e tempo de uso dos sistemas de manejo das áreas de estudo

Foram escolhidas áreas de lavoura consideradas antigas, por estarem sendo cultivadas há mais de vinte anos, e áreas consideradas novas, que são aquelas em que se iniciou o cultivo há menos de dois anos. O sistema de cultivo tradicional na microbacia consistia na utilização das áreas para o plantio do fumo durante o verão e abandono durante o inverno, surgindo então vegetação espontânea sobre as áreas. A partir de 1998 a EMATER iniciou na microbacia um intenso programa de divulgação da utilização de plantas de cobertura no inverno, e as áreas passaram a receber aveia ou aveia + ervilhaca ou aveia + nabo forrageiro como plantas de cobertura.

A Tabela 1 sumariza as informações sobre as áreas. A área mais antiga, denominada PC-40 encontra-se há 40 anos sob PC. A adoção de cobertura de inverno é recente nesta área, o agricultor passou a utilizar aveia como cobertura a partir de 2001. A área denominada PC-25 encontra-se há 25 anos sob PC, a adoção de plantas de cobertura teve início no ano de 2000. Entre as áreas antigas duas foram convertidas para sistemas de manejo conservacionistas, uma para plantio direto (PD -03) e outra para cultivo mínimo (CM-03). A área de PD anteriormente permaneceu 20 anos sob PC e a área de CM estava a 22 anos sob PC. Na época de coleta das amostras de solo ambas estavam há três anos sob o sistema de manejo conservacionista.

Todas estas áreas partiram de mata nativa, e estão continuamente sob cultivo, nunca tendo sido deixadas em pousio. Entre as áreas novas foram selecionadas duas áreas iniciadas no sistema de manejo PC e uma iniciada no sistema CM. Esta última, denominada CM-01 era mata antes do início do cultivo, assim como a área de PC denominada PC-01. A área PC-1p era mata nativa até 1980, sendo convertida a pastagem até 2001, quando foi convertida a lavoura. A área de mata, considerada como testemunha, é constituída de mata nativa.

Tabela 1. Características principais, tipo de uso, tempo de uso e de adoção do atual manejo das áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum

Sigla	Área (ha)	Declividade (%)	Ano de início do cultivo	Manejo atual	Ano de adoção do manejo atual
MT	0,21	15	x	x	x
PC-01	0,52	10	2002	Plantio convencional	2003
PC-1p	0,42	09	2002	Plantio convencional	2003
CM-01	0,40	10	2002	Cultivo mínimo	2003
PC-25	0,38	8	1979	Plantio convencional	1979
PC-40	0,34	8	1965	Plantio convencional	1965
CM-03	0,43	10	1986	Cultivo mínimo	2001
PD-03	0,37	10	1984	Plantio direto	2001

3.5 Caracterização do carbono orgânico e suas frações

A análise do conteúdo de carbono orgânico total (COT) e das suas frações carbono orgânico associado a minerais (CAM) e carbono orgânico particulado (COP) foi realizada no solo (Estudo 1), nos sedimentos produzidos sobre as áreas de estudo (Estudo 2) e nos sedimentos exportados das áreas de estudo (Estudo 3).

Em todos os estudos o conteúdo total de carbono orgânico (COT) foi determinado através de análise em analisador de Carbono Orgânico Total da marca Shimadzu e as frações do carbono orgânico foram obtidas pelo método de fracionamento granulométrico proposto por Cambardella e Elliott (1992) conforme descrito por Bayer et al (2004).

Previamente as amostras eram secas e passadas em peneiras de malha 2 mm. Para a realização da análise, 20g de solo e 70mL de hexametáfosfato de sódio (5g L^{-1}) eram agitados em agitador horizontal durante 15 horas em frascos tipo snap-cap de 100mL. A suspensão obtida era passada em peneira de malha $53\mu\text{m}$ com auxílio de um jato de água. O material retido na peneira foi considerado como sendo a fração de carbono particulado do solo (COP). Este material foi seco em estufa a 45°C . Após a secagem foi determinada a massa de cada amostra, e estas foram moídas em almofariz para posterior determinação do conteúdo de carbono orgânico (CO) em analisador de Carbono Orgânico Total da marca Shimadzu. A quantidade de CO presente era considerada como sendo a quantidade de CO contida na fração COP. O conteúdo de carbono orgânico associado a minerais (CAM) foi obtido por diferença entre o COP e COT

2. CAPÍTULO I

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Caracterização e dinâmica do carbono e sedimentos em microbacia com predominância da cultura do fumo

2.1 Cultura do Fumo (*Nicotiana Tabacum*)

O fumo no Brasil é cultivado em pequenas propriedades agrícolas, com em média 17 hectares, baseada na utilização da mão de obra familiar. Na safra 2004/2005 170 mil famílias brasileiras envolveram-se na produção de fumo, e na 2005/2006 200 mil famílias, o que fez com que o Brasil passasse de terceiro a segundo maior exportador de fumo mundial (FETRAF, 2006). Segundo o mesmo autor, apenas 19,9% da receita gerada com o fumo fica com o agricultor e sua família. A região sul do Brasil é responsável por 96% da produção nacional, sendo o fumo cultivado em 682 municípios, mais da metade deles no Rio Grande do Sul (IBGE, 2004). O Brasil possui as condições de clima e de solo ideais para produzir fumos de alta qualidade, cerca de 80% da produção nacional é exportada (FETRAF, 2006).

O gênero *Nicotiana* pertence a família Solanaceae, tem cerca de 60 espécies divididas entre os subgêneros *Rústica*, *Tabacum* e *Petunioides* sendo o segundo o de interesse comercial. Os tipos comerciais plantados no Brasil são o Virginia, com 81% da produção, Burley, 17% , Comum, 0,8% e outros 12%. Para a elaboração do cigarro são utilizados 40% do fumo Virginia, 35% do fumo Burley, 15% de fumo Oriental e cerca de 10% de talos (Medeiros, 2005).

No Rio Grande do Sul o fumo Virginia responde por 80% da área plantada e o Burley por 17%. Outros tipos comerciais respondem por 3% da área

plantada. A cultura é produzida num sistema de integração entre indústria e fumicultor. Pioneiro no mundo para esta cultura, este sistema foi implantado no Brasil em 1918 (DESER, 2004). A integração baseia-se no contrato entre partes no qual estão explicitados os deveres e obrigações do fumicultor e da indústria fumageira, assim, cabe a esta última fornecer os insumos devidamente certificados à cultura, assistência técnica, avaliar os financiamentos de insumos e custeio, custear o transporte da safra e garantir a compra de toda a produção com ajuste prévio de preço entre as partes. Ao fumicultor cabe utilizar somente os produtos oferecidos pela fumageira, produzir os volumes de fumo contratados e comercializar a totalidade de sua produção de acordo com os preços negociados. Ainda segundo DESER (2004) todos estes procedimentos estão previstos em contratos, assinados por ambas as partes. Porém muitos dos agricultores assinam sem conhecer o real teor dos contratos, e na prática, o que ocorre é que as lavouras são contratadas e tanto o preço dos insumos necessários à produção quanto o preço do produto final são definidos pela empresa fumageira, de forma que a participação do agricultor no lucro gerado na cadeia produtiva do fumo é sempre muito baixo, especialmente quando confrontado com a necessidade de mão de obra da cultura.

A complexidade envolvida na produção do fumo, especialmente no que diz respeito a qualidade do solo, não pode ser inteiramente entendida em experimentos em parcelas ou em estação experimental. Por mais fiel que seja a reprodução obtida, esta não refletirá a totalidade da variação decorrente da necessidade de tomada de decisão frente a variação de preço, problemas climáticos e incertezas quando a produção que o fumicultor experimenta em seu dia a dia. Por isso, o entendimento da dinâmica do carbono, da qualidade do solo e do ambiente nesta cultura torna-se mais acessível quando o estudo é realizado em escala real, em propriedades agrícolas.

2.2 Pesquisa em microbacias hidrográficas

Tecnicamente uma bacia hidrográfica pode ser definida como uma área que drena para um mesmo curso de água ou drenagem, e tem como limites os divisores de água que a separam de outras bacias adjacentes (Mello et al.

1994; Tucci, 1993) ou ainda como uma superfície natural de captação de água proveniente de precipitação, e que as direciona para um mesmo ponto: o exutório da bacia (Silveira, 1993; Rocha, 1991). No outro extremo, a Sociologia afirma que os limites de uma bacia são aqueles estabelecidos pelas relações sociais que nela ocorrem, tais como atividades comerciais, religiosas ou de amizade (Corona, 1999).

Já nos conceitos adotados na Geografia e Geomorfologia outros aspectos são abordados e a definição mais comumente vista é a que afirma que uma bacia hidrográfica é um sistema composto por encostas, fundos de vale, topos ou cristas que drenam água, sedimentos e outros materiais dissolvidos para um ponto comum de saída (Netto, 1998).

A noção de que uma bacia hidrográfica é um sistema não é nova, autores como Odum (1988), Cristofolletti (1986), Bloom (1972) já reconheciam a bacia hidrográfica como sendo um sistema aberto, e portanto capaz de receber e perder energia e matéria. A organização interna é que vai reger os processos de entrada e saída, condicionando os processos de auto ajuste ou de resposta que a bacia dará ao ser perturbada. Para entender o que ocorre com a qualidade da água de uma bacia hidrográfica portanto não é suficiente apenas olhar o que ocorre no rio que a drena, é preciso olhar o entorno de sua drenagem.

Existe ainda a discussão sobre os termos bacia e microbacia hidrográfica. Rocha (1991) considera que o conceito é o mesmo, apenas muda ao tamanho da superfície envolvida. Uma microbacia pode também ser entendida como a menor unidade divisível de uma bacia hidrográfica (Lima, 1999) ou ainda como uma unidade de paisagem que contem em si todos os elementos que compõem o sistema maior em que esta inserida (Netto, 1998).

Mediondo e Tucci (1997) enfatizam que os processos hidrológicos que ocorrem em bacias hidrográficas apresentam comportamento distinto, de acordo com a escala, sendo muitas vezes impossível transpor resultados de uma escala para outras, o que justifica a separação entre bacia e microbacia hidrográfica. Os mesmos autores propõem diferentes formas qualitativas de abordar a questão de escala. Merecem destaque as análises a partir da complexidade, sistemas e transdisciplinar. Na primeira abordagem a complexidade dos fatos que ocorrem numa microbacia são típicos dos

sistemas dinâmicos, nos quais variáveis interagem localmente e produzem resultados divergentes que dão origem a uma ordem que extrapola a escala.

Na teoria dos sistemas o aspecto mais relevante é que o todo é mais que as partes que o compõem (Capra, 1982), as variáveis contidas numa determinada escala interagem de forma multivariada, sendo assim muito difícil transpor escalas. No enfoque transdisciplinar a questão é posta a partir da visão do observador, que é segmentada, enquanto os processos que ocorrem numa microbacia são integrados.

Com base nestas teorias percebe-se a importância do trabalho em microbacias, admitindo que estas são a menor unidade em que ocorre a integração dos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos. Outra característica importante é que as microbacias são mais sensíveis oferecendo respostas rápidas a processos como mudanças no uso do solo, eventos de precipitação de grande intensidade, redução da cobertura do solo entre outros (IPEA-SC, 1999) Em grandes bacias hidrográficas estas respostas podem ocorrer em longos intervalos de tempo, o que dificulta a compreensão dos processos para o correto planejamento do ambiente, enquanto ao adotar-se a microbacia como elemento base de estudos é possível o entendimento de escalas de sustentabilidade (ANA, 2001). Em microbacias é fácil identificar a causa de um determinado processo e corrigi-lo rapidamente. Assim, a microbacia hidrográfica pode ser concebida como um elemento da escala de análise ambiental no qual ocorrem os processos de ligação entre a micro e meso escala, aquelas em que é possível a realização de medidas quantitativas e ou qualitativas, e a macro escala, aquela que lentamente recebe os inputs vindos das duas anteriores, mas sobre a qual está muitas vezes centrada a tomada de decisões políticas e públicas (Leonardo, 2003).

Fitz (2005) justifica a pesquisa visando manejo e planejamento agrônômico em microbacias porque além desta ser a menor área física do sistema hidrológico, o termo microbacia foi absorvido e é utilizado corriqueiramente pelos técnicos de instituições de extensão e planejamento da esfera pública e privada. Programas governamentais que tomaram por base a microbacia costumam apresentar resultados mais satisfatórios do ponto de vista de adoção de novas tecnologias. São exemplos os programas Paraná Rural, desenvolvido entre as décadas de 80 e 90, o Programa Redes de Referência, também no

estado do Paraná, desenvolvido entre 1998 e 2003 (Abramovay, 2004; Fleischfresser, 1999) Para Castro Filho et al. (2004) isto ocorre por que o trabalho em microbacias permite a inferência e intervenção em outros tipos de problemas decorrentes da ação antrópica não diretamente relacionados a atividade agrícola, tais como estradas mal locadas e construção civil em locais impróprios.

A pesquisa em microbacias hidrográficas apresenta também desvantagens, como a impossibilidade de repetição não apenas no tempo, mas também no espaço, a necessidade de conciliar os interesses dos agricultores envolvidos com os interesses do projeto de pesquisa e a falta de controle de fatores básicos, como data específica do plantio, época de aplicação de defensivos e tipo de produtos utilizados e ainda a imprevisibilidade e impossibilidade de controle dos agentes climáticos (Stoosnijder, 2005; Reid, 1993). Estes fatores são compensados pela possibilidade de mensurar um fato em escala real, especialmente para características que são influenciadas pela escala de observação, como os processos de transporte e deposição que geram a taxa de entrega de sedimentos (SDR, sediment delivery ratio), a taxa de enriquecimento dos sedimentos, e as modificações na qualidade ambiental (Stoosnijder, 2005, Cammeraat, 2004; Jacinthe et al., 2004; Walling et al., 2003 Owens et al., 2002)

Entre as definições de qualidade do solo, a proposta por Doran e Parkins (1994) afirma que o solo além de atender as suas funções no contexto da produção agrícola deve também manter suas funções relacionadas à qualidade do ambiente. Assim, a pesquisa em microbacia hidrográfica facilita o entendimento da relação entre qualidade do solo e qualidade ambiental por ser a unidade paisagística de integração destes elementos (Bolstad e Swank, 1997).

Cabe ainda ressaltar que embora o conceito de microbacia hidrográfica adotado no presente trabalho seja aquele que a considera a menor unidade de uma bacia hidrográfica, isto não significa que ela seja homogênea (Herrick et al. 2002). Assim, para o melhor entendimento de seu comportamento, e para corretamente avaliar a qualidade do solo em diferentes formas de manejo dentro de uma mesma microbacia, neste trabalho existe a divisão desta em

encostas vertentes, assunto que será tratado no tópico **Aspectos ambientais da relação solo-água**.

2.3 Qualidade do solo x Sistemas de manejo

A demanda por uma perspectiva que englobasse qualidade do solo surgiu no final da década de oitenta como uma resposta à crescente busca pela sustentabilidade, que entre os pesquisadores do solo refletiu-se no reconhecimento de que o manejo deste poderia ser executado de uma forma mais holística e integradora (Bruneau, 2005; Herrick et al., 2002).

Na década de noventa surgiram muitas definições para qualidade do solo, a maioria delas convergindo para o fato de que o solo deve atender suas funções agrícola e ambiental (Conceição et al., 2005; Vezzani, 2001; Lal, 1998; Doran e Parkins 1994). Para o objetivo deste trabalho merece atenção a definição proposta por Kennedy e Papendick, (1995) que inclui a idéia de que a qualidade é também uma medida do equilíbrio entre degradação e resiliência do solo. Esta definição é importante porque ao inserir degradação, algo mensurável na maioria dos solos, ocasiona uma nova questão: qual a melhor forma de estimar ou medir a qualidade de um solo?

Para Sojka e Upchurch, (1999) esta é uma questão de difícil resposta, uma vez que são muitos os fatores que compõem a qualidade do solo, e que em sua definição está embutido um contexto ambiental, o que pressupõe que a medida deve considerar aspectos ambientais e não apenas aqueles relativos ao solo em si, além de que propriedades que são positivas num solo num determinado contexto podem ser negativas em outro. Este conceito é correto, mas muito pouco realista, dada a dificuldade de se amostrar e monitorar todas as relações ambientais em que o solo esta envolvido.

A busca por indicadores depende da mudança da pergunta “o que o solo faz?” para “o que o solo deve fazer?” (Carter et al., 1997), ou seja, qual a função primordial que o solo deve executar num ecossistema. Neste sentido, as propriedades das quais dependem as funções do solo devem ser buscadas (Doran e Zeiss, 2000).

Entre os atributos do solo, o conteúdo de carbono orgânico parece ser o que melhor se relaciona com propriedades que coordenam diferentes funções

no solo, tais como ciclagem de nutrientes e manutenção da fertilidade (Mielniczuck, 1999), densidade do solo, porosidade e capacidade de retenção de água (Blanco-Canqui, et al., 2005; Tormena et al., 2004) para atender demandas das culturas, grau de agregação, estabilidade de agregados e taxa de infiltração (Pudget et al., 2005; Shukla, et al., 2004; Alves Sobrinho, 2003) que lhe garante resistência aos processos erosivos e permite cumprir seu papel no ciclo hidrológico e reduz os riscos de contaminação ambiental (Barton et al., 2004; Owens e Shipitalo, 2004) além de fornecer energia e matéria para a biota do solo, mantendo assim adequados níveis de saúde do mesmo e elevada resiliência frente a perturbações (Cho, 2004; Léonard et al., 2004; Tenywa, 2001).

Solos sob vegetação nativa apresentam elevado conteúdo de carbono orgânico, e também elevada qualidade ambiental, atendendo suas funções no sistema em que estão inseridos (Albuquerque et al., 2005). Estes sistemas caracterizam-se pelo estado estável, as adições são semelhantes ou maiores que as perdas (Bayer e Mileniczuk, 1997). Normalmente a utilização do solo para fins agrícolas rompe este equilíbrio, e as adições passam a ser menores que as perdas (Shukla e Lal, 2005; Alcântara et al., 2004; Zinn et al., 2004)

Admitindo-se o conteúdo de carbono orgânico como indicador de qualidade do solo, esta pode ser reduzida ou aumentada de acordo com o sistema de manejo adotado. Sistemas que adicionam grande quantidade de biomassa tenderão a manter a qualidade elevada, enquanto aqueles que adicionam pequenas quantidades tenderão a reduzir a qualidade.

Solos sob sistema de manejo não conservacionistas, como o plantio convencional com utilização de aração e gradagem reduzem o conteúdo de carbono orgânico (Olson et al., 2005; Lovato et al., 2004; Bayer et al., 2000) devido ao excessivo revolvimento do solo, que acelera a decomposição, expõem frações anteriormente protegidas (Madari et al., 2005; Wrigth e Horns, 2005;) e aceleram as perdas por erosão (Guadagnin et al., 2005; Leite et al., 2004; Mello, 2003). Por outro lado, sistemas conservacionistas como o cultivo mínimo, preparo reduzido tendem a elevar o conteúdo de carbono no solo (Albuquerque, 2005; Câmara e Klein, 2005; Olson et al., 2005) e sistemas de manejo como o plantio direto, que se caracteriza pela elevada adição de biomassa, rotação de culturas, manutenção de elevada taxa de cobertura, além

do não revolvimento do solo, mantém a qualidade do sistema elevada pois as taxas de adição superam as taxas de perda, reproduzindo o equilíbrio que ocorre em sistemas naturais (Fu et al., 2006; Shukla e Lal, 2005; Lovato et al., 2004).

A utilização de um indicador de qualidade pressupõe alguns fatos: o indicador deve ser preciso, ter o comportamento semelhante em diferentes situações, ser barato e exequível, permitir o máximo de inferências sobre o ambiente que está representando e preferencialmente diferenciar situações parecidas (Davidson, 2002; Thien, 2001).

O conteúdo de carbono orgânico de um solo não é homogêneo, mas sim composto por diferentes frações que refletem diversos estados de decomposição com papéis distintos no solo. Estas frações tem sido estudadas sob diversos aspectos, pois o equilíbrio entre elas também é um indicador de qualidade do solo e do ambiente, e podem ser usadas como indicadores de qualidade e forma de distinção de sistemas semelhantes (Franzluebbers, 2002; Bayer et al., 2001)

2.3.1 Estágios morfológicos do carbono orgânico no solo

O carbono apresenta dinâmica morfológica e espacial, ou seja, uma vez que o resíduo vegetal é adicionado ao solo este passará por sucessivas modificações em sua forma e, dependendo do sistema de manejo, na posição que ocupa na paisagem. A dinâmica relacionada à forma ou fração que o carbono estará ocupando no solo é controlada basicamente pela composição química dos resíduos vegetais adicionados ao solo, que dão origem a matéria orgânica, e pela natureza e magnitude dos processos de decomposição (Pillon; 2000; Baldock, et al., 1992). A textura do solo e as condições ambientais como temperatura, umidade, pH e nutrientes irão afetar o grau de decomposição da matéria orgânica adicionada ao solo assim como o sistema de manejo adotado (Conceição et al., 2005; Conceição, 2002).

Conceitualmente o carbono pode permanecer no solo em diversas formas, o que permite classificar os estágios de permanência de diversas maneiras. Parton et al. (1987) consideraram as taxas de mineralização da matéria orgânica fresca a CO₂, classificando as fases resultantes em carbono ativo,

lento e passivo. O ativo é composto pela matéria orgânica fresca, exudatos e microorganismos, sendo o tempo de permanência de alguns dias até 5 anos. O lento consiste na matéria orgânica protegida fisicamente, intra agregados ou na superfície dos colóides, ou ainda em formas químicas mais resistentes. Sua permanência é de 20 a 40 anos. O passivo corresponde a fração fisicamente protegida, com permanência de 100 a 2000 anos.

Tótolá e Chaer, (2002) compartimentalizam o carbono do solo a partir dos processos básicos que a matéria orgânica fresca sofre ao ser adicionado ao solo, ou seja através dos produtos da degradação e mineralização. Neste caso, de 70 a 80% da matéria orgânica adicionada é convertida a moléculas simples como CO_2 e H_2O . O restante é convertido a compostos fenólicos e lignificados que serão a base para novos processos que dão origem aos húmus.

O processo de degradação/mineralização é altamente dependente dos microorganismos, que por sua vez são dependentes do tipo de manejo do solo (Balota, 2004; Steveson, 1995). Assim, determinado manejo pode favorecer a formação de um ou outro composto, e pode condicionar as formas de carbono em sua fase mais estável que surgirão no solo (Franzluebbers, 2002; Golchin et al. 1997; Gennadiyev, 1997). Em solos sob floresta por exemplo, há um predomínio de compostos lignificados, enquanto em solos sob manejos intensivos predominam os compostos alifáticos.

Como em todas as fases de degradação os compostos são dotados de carga, estes podem ligar-se aos colóides do solo e serem exportados com as frações argila e silte ou dentro dos agregados do solo.

2.3.2 Frações do carbono orgânico e métodos de fracionamento

No solo o carbono distribui-se em vários compostos heterogêneos oriundos de materiais orgânicos em diversos estágios de decomposição (Cambardela, 2004; Roscoe e Machado, 2002; Carter, 2001; Pillon, 2000) que podem ser obtidos e classificados por diferentes métodos. A classificação destes compostos heterogêneos, ditos frações do carbono orgânico, pode ser feita de várias maneiras, baseando-se na sua composição química, no grau de estabilidade, ou ainda na localização no solo. A esta última forma de

classificação estão associados os métodos físicos de fracionamento (Roscoe e Machado, 2002).

Segundo Pillon (2000) e Cambardella, (1997) o fracionamento físico é mais vantajoso por permitir estudar o carbono dentro de seu sistema de relações com o ambiente, e assim torna-se possível entender as suas funções em cada um destes compartimentos.

Os métodos de fracionamento físico em sua maioria baseiam-se no modelo proposto por Christensen (1996), citado por Roscoe e Machado (2002). Este modelo, baseado num arranjo hierárquico de partículas minerais e orgânicas, fundamenta-se em mecanismos específicos de proteção e estabilização do carbono orgânico do solo e propõe níveis hierárquicos de organização das interações carbono orgânico - minerais do solo. Assim, primeiramente surgem complexos organo-minerais (COM) que são ligações entre o carbono e a matriz do solo, e que podem se agrupar formando estruturas chamadas de COM-primários. Estes podem agrupar-se novamente formando os COM-secundários. Há ainda o carbono orgânico que não forma complexos com a fração mineral do solo (matéria orgânica não complexada). O carbono, de acordo com este modelo teórico, pode então estar livre entre agregados, livre intraagregados ou associado aos minerais do solo. A fração livre, que não forma complexos, é constituída por carbono particulado (COP), que ainda guarda semelhança com o material que lhe deu origem, e por isso apresenta elevada labilidade e para não ser rapidamente oxidado depende da proteção dos agregados. A fração que se associa com os minerais do solo (CAM) através da formação de complexos é mais estável, e por isso associada a manutenção do estoque de carbono do solo.

Um dos métodos de fracionamento físico mais utilizado é o proposto por Cambardella e Elliott (1992). Este método consiste em dois procedimentos básicos que permitem acessar a fração que esta complexada junto a matriz do solo, dita associada a minerais (CAM) e a fração mais grosseira, dita particulada (COP). O primeiro procedimento consiste na dispersão da amostra de solo, utilizando-se um dispersante químico, normalmente o hexametáfosfato de sódio e agitação mecânica. Nesta fase os agregados são rompidos para liberar frações de carbono particulado que possa estar retido no interior de

agregados. Após a dispersão é feito o peneiramento da solução obtida, normalmente utilizando peneiras de malha 0,053mm, que separam partículas tamanho silte e argila daquelas de tamanho areia. Assume-se teoricamente que parte da suspensão que passa pela peneira é a que contém a fração de carbono associado aos minerais do solo (CAM) e a parte que fica retida na peneira é a que contém a fração particulada ou COP. Este método apresenta como vantagem o baixo custo e a facilidade de execução, uma vez que não exige equipamentos específicos para sua realização.

É importante ressaltar que o carbono orgânico é extremamente dinâmico, e por isso muitas das frações obtidas em diferentes métodos são inferências teóricas que em sua maioria contém carbono no estágio que a fração representa, mas não significa que apresente apenas aquela forma de carbono. A este respeito, Diekow (2003) comenta que estas frações representam mais um intervalo, com um limite superior e um inferior, que uma classe homogênea.

2.3.3 Carbono Orgânico Dissolvido

O resíduo orgânico adicionado ao solo passará por um processo de transformação que dará origem a diversos compostos. Normalmente o processo de decomposição inicia com a degradação física, na qual os resíduos são reduzidos a tamanhos menores pela meso e macro fauna do solo. Ocorrem então processos bioquímicos, em grande parte decorrentes da ação de microorganismos que levam a formação da matéria orgânica propriamente dita, na qual os compostos de carbono podem estar parcialmente decompostos, sendo ainda passíveis de novos processos, ou estabilizados (Moreira e Siqueira, 2002). Uma parte destes compostos estabilizados e alguns compostos gerados imediatamente após a adição do resíduo ao solo irão compor a fração denominada carbono orgânico dissolvido (Dalva e Moore, 1991).

O nome carbono orgânico dissolvido é dado àquela fração do carbono orgânico obtida após a passagem por um filtro de 0,45 μ m. Esta fração é composta por uma série de moléculas, tais como ácidos orgânicos e açúcares

simples até substâncias humificadas com elevado peso molecular (Block et al., 2003; Moore, 1997).

O carbono orgânico dissolvido tem um papel importante no ciclo primário do carbono embora esteja presente em pequenas quantidades no solo. Devido a elevada quantidade de cargas que apresenta, está relacionado a mobilidade de muitos elementos no solo, como os metais e alguns poluentes e com a dinâmica de nutrientes no solo e na água (Ouyang, 2003; Quinn & Stroud, 2002; Moore, 1997; Föstner e Wittmann, 1983) podendo portanto ser diretamente relacionado com a qualidade que o manejo do solo está conferindo ao ambiente (Kramer, 1999; Horowitz, 1995).

No solo, o conteúdo de carbono orgânico dissolvido é dependente da vegetação e das condições de mineralização da matéria orgânica da mesma forma que as outras frações, apresentando teores maiores nos horizontes superficiais, decrescendo em profundidade. Sua dinâmica no sentido solo – fluxo subsuperficial, é determinada em grande parte pela mineralogia do solo. Se a matriz é dominada por óxidos, há maior probabilidade de ficar retido nas cargas do solo, mesmo que a produção seja alta. Se predominam partículas com poucas cargas, ocorre maior exportação (Hope et al., 1994, Ouyang, 2003).

2.4 Redução da qualidade do solo devido a aspectos específicos da cultura do fumo

No Rio Grande do Sul a produção do fumo ocorre em duas situações bem distintas: o cultivo em áreas aptas, como é o caso dos Municípios do Vale do Rio Pardo e em áreas de baixa aptidão agrícola, caso dos Municípios da Encosta Nordeste. Nestes últimos, a degradação do solo e da água pela atividade de produção do fumo é intensa (Gonçalves et al., 2005; Gonçalves et al., 2002) devido ao excessivo revolvimento do solo, a baixa taxa de cobertura e ao uso de grandes quantidades de adubos salinos.

O fumo é uma solanácea e assim como o tomate e a batata, responde a altas quantidades de adubo (CQFS-RS/SC, 2004, MacKown et al., 1999). A assistência técnica das empresas fumageiras recomenda ao agricultor a utilização de doses elevadas como forma de garantir boa produção e qualidade

industrial (MacKown et al., 1999). Em alguns casos, são usados como adubação de base 500 kg ha^{-1} de fórmula comercial 10 -16- 10 mais duas aplicações em cobertura de 400 kg ha^{-1} de salitre do Chile aos 20 e 50 dias após o plantio da muda. Esta recomendação normalmente não segue a análise do solo, por isso os valores de nutrientes encontrados no solo em áreas de produção de fumo são muito elevados. Em levantamento realizado em duas microbacias produtoras de fumo encontraram-se teores de fósforo variando entre 30 a 70 mg dm^{-3} , o que representa de duas a cinco vezes o nível de suficiência deste elemento para culturas comerciais (UFSM, 2004; Rheinheimer 2003). Isto significa que seria possível, por exemplo, fazer três ciclos de cultivo de culturas como milho e feijão sem a necessidade de se adicionar adubos fosfatados ao solo.

MacKown et al., (1999) e MacKown e Sutton (1997) enfatizam ainda que o uso excessivo de fertilizantes nitrogenados na cultura do fumo também causa contaminação do lençol freático e dos corpos de água de superfície.

O revolvimento do solo através da aração é recomendado como técnica para manter o solo aerado. O fumo é uma das culturas com menor tolerância a falta de oxigênio no sistema radicular. A falta de oxigênio reduz a permeabilidade do sistema radicular, reduzindo a absorção de água. Na primeira hora de inundação ocorre redução de 40% da absorção e ao final da terceira hora a redução chega a 75%. A absorção de minerais também é prejudicada, pois tanto a acumulação de nutrientes no vacúolo das células radiculares quanto seu transporte para o xilema consomem energia que é liberada na respiração aeróbica. A queda na absorção de íons segue a ordem K, N, P, Ca e Mg. A síntese de fitohormônios e outros compostos orgânicos também é prejudicada (Ferreira, 1987). Em suma, o fumo na presença de excesso de água, morre por deficiência hídrica e nutricional, ainda que o solo apresente elevada quantidade de nutrientes.

Outro aspecto relevante é o efeito da adição de adubos salinos, especialmente o Salitre do Chile, que possui sódio em sua fórmula. Os adubos utilizados no fumo não podem conter cloro em sua formulação, pois este elemento altera o gosto e o aroma do produto final, por isso fórmulas de adubos que contêm este elemento não são utilizadas, sendo mais comuns aquelas em que existe o sódio ou o manganês. O sódio é um elemento

altamente dispersante devido ao seu raio iônico, mesmo com valência 1 apresenta valor relativo 0,102nm (Sposito, 1989). Quando em excesso pode causar a dispersão da matéria orgânica do solo, formando humatos alcalinos que conferem coloração escura aos solos (Bissani et al., 2004). O efeito de dispersão pode ser verificado na desestruturação física do solo, tais como baixa estabilidade de agregados, baixa taxa de infiltração de água, redução na condutividade hidráulica e formação de selo ou crosta superficial (Bagarello et al., 2006). A combinação da desestruturação causada pelo excesso de sódio associada ao revolvimento intenso pode ser uma das causas da degradação acelerada que ocorre nas áreas sob cultivo de fumo.

2.5 Aspectos ambientais da relação solo-água

Durante o ciclo hidrológico, fenômeno global de circulação da água, esta passa da superfície terrestre, entendida como os oceanos, rios, lagos e demais corpos hídricos e ainda o solo e camadas de rochas a ele subjacentes capazes de armazenar água, para a atmosfera e desta novamente para superfície num processo contínuo (Silveira, 1993; Tucci, 1993).

O volume de água que chega ao solo poderá ser absorvido por este, no processo denominado infiltração, ou escoado até chegar aos corpos hídricos de superfície ou ainda movimentar-se subsuperficialmente até o nível de base da bacia (Lima e Zakia, 2000, Tucci, 1993).

Em solos não perturbados, sob vegetação nativa, a água que chega ao solo será infiltrada, inicialmente a componente Ψ_m rege este processo, de forma que quanto mais seco estiver o solo, maior será a sua capacidade de infiltração, devido a energia conferida à água. A partir de um determinado ponto, os interstícios do solo começam a saturar, e a componente Ψ_m rapidamente deixa de atuar, passando então a componente Ψ_g a reger o processo. A partir deste momento o solo continua absorvendo água a uma velocidade constante, e o volume excedente a esta velocidade iniciará um novo processo: o escoamento superficial (Mediondo e Tucci, 1997; Villela, 1975). Este novo processo, regido basicamente pela ação da gravidade, conduz o fluxo de água para as cotas mais baixas do terreno (Castro et al., 1995).

O ciclo hidrológico é dependente da qualidade do solo em qualquer dos processos que ocorram. Se o solo apresentar baixa qualidade ocorrerá predomínio do processo de escoamento sobre o de infiltração, e neste caso grandes volumes de água chegarão aos corpos hídricos superficiais carregando com eles sedimentos removidos do próprio solo, carbono orgânico em suas diversas fases de decomposição além de nutrientes como fósforo, cálcio e potássio que podem comprometer o equilíbrio e a qualidade da água, tanto em seus aspectos físicos como químicos (Fiener et al., 2006; Kyllmar et al., 2006; Yang et al., 2005; Pozzebon, 2000; Kramer et al., 1999). Se o solo apresentar qualidade estrutural, mas estiver contaminado por qualquer tipo de poluente tais como agroquímicos, metais pesados, rejeitos industriais, excesso de componentes nitrogenados, a água que infiltrar poderá contaminar o lençol freático e a água do escoamento superficial levará estes poluentes para os corpos hídricos de superfície.

2.5.1 Hidrologia de encostas

Processos hidrológicos são condicionados pelos atributos, pela qualidade e pelo tipo predominante de uso do solo e pela forma da encosta vertente. Uma bacia hidrográfica pode ser dividida em unidades menores, ditas microbacias hidrográficas, que são as unidades em que ocorrem integrações dos diversos ciclos geomorfológicos e bioquímicos atuantes na superfície do planeta (Kobyama et al., 1998)

Uma microbacia por sua vez, não se comporta de maneira homogênea, pois é nesta unidade que o fator antrópico, as alterações causadas pelo homem ganha expressividade máxima. Em função disto, uma microbacia pode ser entendida a partir da análise de suas encostas vertentes.

Encosta vertente é definida como uma forma tridimensional, inclinada, produzida por intemperismo e erosão, sendo a unidade básica dos processos denudacionais do relevo. Representam a conexão dinâmica entre o interflúvio e os fundos de vale (Guerra, 2003; Christofolletti, 1980). Para Mediondo e Tucci (1997) as encostas vertentes são a área elementar nas quais ocorre a integração entre os domínios atmosfera e superfície terrestre no ciclo

hidrológico. Estas unidades da paisagem deram origem a um novo ramo da hidrologia, conhecido como hidrologia de encostas.

As primeiras interpretações da hidrologia de encosta são baseadas na teoria hortoniana, que propôs que o escoamento superficial era gerado pelo excedente de água da precipitação vindo de toda a superfície da encosta, e na teoria de Hewlett, que postulava que algumas áreas adjacentes aos canais de drenagem saturavam rapidamente, dando origem ao escoamento rápido, enquanto nas áreas mais altas e distantes dos canais de drenagem predominava o processo de infiltração (Chorley, 1978).

A partir destas teorias outras se formaram, tendo em comum a afirmação de que o escoamento rápido não é instantaneamente gerado apenas nas áreas adjacentes aos canais, mas em qualquer ponto da encosta que ofereça as condições para que predomine escoamento sobre infiltração. Fatores como concavidade da encosta em planta e no perfil, redução da espessura do horizonte superficial (Kirkby e Chorley, 1967) redução da condutividade hidráulica entre camadas (Freeze, 1972) e mais recentemente o tipo de uso do solo e quantidade de mata ciliar foram incorporados na hidrologia de encostas (Kobyama, 2003; Lima e Zakia, 2000; Kobyama et al., 1998, Tucci e Clarke, 1998).

Atualmente, a diversidade e a complexidade dos processos que ocorrem durante uma precipitação numa dada encosta vertente é considerada parte do estudo da hidrologia de encostas, sendo estas assumidas como unidade de estudos geobiohidrológicos, especialmente no que diz respeito a zonas ripárias (Kobyama, 2003)

A água que é evaporada num local não necessariamente será precipitada neste mesmo local, assim como o solo contaminado, ao romper o equilíbrio do ciclo hidrológico, pode causar danos em pontos muito distantes do local da contaminação. A grande contribuição da hidrologia de encostas foi permitir a compreensão do ambiente sistêmico, ou seja as várias partes que o compõem são interligadas, de forma direta ou indireta.

2.6 Dinâmica superficial de sedimentos

O desenvolvimento de estratégias adequadas para o controle de sedimentos requer o entendimento de sua dinâmica na escala de microbacia (Walling e Collins, 2003). A correta quantificação do fluxo de materiais que passa num determinado sistema diz respeito não apenas aos aspectos hidrológicos, mas especialmente aos aspectos ecológicos e de estabilidade (Douglas et al., 2003).

Sedimentos podem ser produzidos por ação de geleiras, vento e água. No contexto agrícola em países tropicais de clima úmido a erosão hídrica é a de maior importância, dada sua capacidade de reduzir a qualidade dos solos (Fu et al., 2006, Lal, 2003; Gregorich et al., 1998).

2.6.1 Fases e fatores do processo erosivo

A erosão é um processo altamente seletivo e de grande impacto econômico e ecológico, por isso tem sido objeto de pesquisa de muitos cientistas do solo e do ambiente (Lal, 2003; Lal, 1994).

Durante um evento erosivo três fases podem ser identificadas: a desagregação do solo, o transporte do material desagregado e a deposição deste quando cessa a energia do agente de transporte (Morgan, 1985).

A desagregação ou destacamento da partícula do solo é causada pelo impacto da gota da chuva. A gota de chuva tem energia suficiente para romper agregados e lançar as partículas simples a alguma distância do ponto de impacto (Silva e Carvalho, 2002; Wan e El Swaify, 1998). Estes processos são característicos da erosão entre-sulcos (Everaert, 1991). Outra forma de desagregação é aquela feita pelo escoamento superficial, que pode ocorrer quando este se dá de forma laminar, sem formação de caminhos preferenciais (Kinnell, 1991; Carvalho, 1986) ou quando o escoamento se concentra em caminhos preferenciais (Morgan, 1982).

Alguns fatores atenuam ou acentuam a fase de destacamento das partículas do solo. A intensidade da chuva, umidade antecedente, textura, tipo de estrutura, mineralogia do solo, conteúdo de carbono orgânico, taxa de

cobertura do solo e rugosidade superficial da área são fatores que atuam nesta fase (Haynes, 1993).

Entre os fatores citados, os mais facilmente alterados pelo homem são a taxa de cobertura do solo, o conteúdo de carbono orgânico e a rugosidade superficial (Braida e Cassol, 1999; Carvalho et al., 1990; Dikey et al., 1986).

A taxa de cobertura impede o impacto direto da gota sobre o solo reduzindo o destacamento de partículas em até 90% (Cogo et al., 2003; Dedecek, 1989; Stocking, 1994). O aumento do conteúdo de carbono orgânico tem relação direta com o aumento da estabilidade dos agregados do solo (Conceição et al., 2005, Vezzani, 2001) aumentando assim a resistência ao impacto da chuva. A combinação de elevada resistência ao impacto das gotas e solo coberto reduz a formação do selo superficial, advindo da redistribuição das partículas simples sobre a superfície do solo. O selo superficial forma uma fina crosta que reduz a taxa de infiltração de água do solo aumentando o escoamento superficial e as perdas por erosão (Schaefer et al., 2002).

A fase de transporte do material destacado inicia com o salpico da gota após o impacto, no qual as partículas simples são mobilizadas sobre a área. (Kinnel, 1991; Carson e Kirby, 1972). O fluxo laminar que se forma sobre a superfície do solo também é capaz de transportar sedimentos, especialmente se o escoamento for livre, pois neste caso as gotas que continuam caindo sobre o solo causam turbilhonamento do fluxo aumentando sua capacidade de desagregação e transporte (Morgan, 1982). Se houver volume de escoamento suficiente, o fluxo laminar começa a percorrer caminhos preferências, nos quais ocorre a concentração da lâmina de escoamento, aumentando assim a força cizalhante e a capacidade de transporte do material destacado pelas gotas (Braida e Cassol, 1999, Bertol et al., 1997).

Durante esta fase os fatores dominantes são ainda aqueles relacionados a erodibilidade do solo, a taxa de cobertura e a rugosidade superficial. Estes últimos barram o livre escoamento, fazendo com que o fluxo perca energia e deposite os materiais ou aumentando o tempo de oportunidade de infiltração da água no solo (Bertol et al., 2000; Stoking, 1994). Outro fator é que devido a alta seletividade da primeira fase, que move preferencialmente as partículas mais finas, nesta segunda fase é necessário uma energia muito maior para

causar destacamento e transporte, por isso ocorre predominantemente transporte (Cantalice, 2002; Proffit e Rose, 1991).

A última fase do processo erosivo é a deposição que ocorre quando a capacidade de transporte é sobrepujada pela força gravitacional. Os fatores que atuam neste processo são a intensidade e duração da precipitação, a cobertura vegetal e a rugosidade superficial. (Schick et al., 2000; Bertol et al., 1994). Quando um evento produz grande desagregação de material, o fluxo concentrado carregará tanto material quanto a sua altura de lâmina e a declividade da superfície lhe permitir. Eventos de longa duração e intensidade elevada promovem escoamento superficial com energia suficiente para transpor barreiras e carregar materiais para fora da encosta vertente. Em eventos de média duração a cobertura do solo e a rugosidade superficial ganham importância, reduzindo a energia do fluxo e forçando a deposição. No entanto, o processo erosivo é altamente seletivo em todas as suas fases, de forma que os sedimentos grosseiros são depositados primeiramente e os sedimentos mais finos e de menor densidade, como o carbono orgânico são levados a distâncias maiores, podendo chegar aos cursos hídricos (Kramer et al., 1999; Pierce e Lal, 1994). Gregorich et al. (1998) enfatizam ainda que algumas frações, como a fração carbono orgânico particulado, são mais suscetíveis a exportação via erosão.

2.6.2 Processos da redistribuição de sedimentos

Nem todo o sedimento produzido numa bacia durante um evento (precipitação) é imediatamente transportado. A observação destes fluxos em escala real mostra que apenas uma parte chega aos corpos hídricos de superfície, e a outra fica depositada em diversos pontos das encostas vertentes, de onde podem ser remobilizados por um novo evento de maior energia (Golosov e Litvin, 2005; Walling, 1990) ou ainda ficarem permanentemente depositados em locais como a base das encostas vertentes, em planícies de inundação, nas áreas de mata ripária ou ainda em banco no próprio canal de drenagem (Kobyama, 2003)

O conceito de SDR (sediment delivery ratio) foi introduzido na pesquisa como uma forma de controlar a distorção produzida pelo efeito da diferença de

magnitude entre a quantidade de sedimentos produzidos nas encostas, normalmente estimados pela Equação Universal de Perda de Solos e aquela quantidade que de fato chega aos cursos de água. (Nagle et al., 2000; Walling, 1994).

O SDR é um coeficiente de transmissão, que pode ser afetado por diversos fatores, como a textura dos solos, declividade e comprimento das encostas vertentes, tamanho e densidade de drenagem da bacia em questão, tipo de uso e cobertura do solo e fatores climáticos como intensidade, energia e distribuição das precipitações ao longo do ano. Embora não exista um procedimento padrão que contemple todas estas questões, usualmente o SDR é obtido com a equação abaixo:

$$\text{SDR} = \text{TS}_{\text{ex}} / \text{EB}$$

Onde TS_{ex} é a taxa de sedimento exportado, que passa efetivamente no exutório da bacia e EB é a erosão bruta calculada para as encostas vertentes da mesma bacia em $\text{t ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (Walling, 1994).

O intervalo de tempo existente entre a produção do sedimento nas encostas vertentes e a passagem deste pelo exutório da microbacia introduz uma componente complexa na análise da produção de sedimentos em bacias hidrográficas, uma vez que os sedimentos que estão sendo coletados podem ter sido produzidos na época atual ou no passado (Ferro e Porto, 2000; Novotny e Chester, 1989). Para algumas características do sedimento produzido nas encostas o intervalo de tempo não tem significância, mas para outras, como é o caso do conteúdo de carbono orgânico, este fator tem grande importância.

O carbono orgânico pode ser removido da encosta vertente num estágio de decomposição, passar por processos de deposição e remobilização e chegar ao canal de drenagem com características muito diferentes daquelas originais (Quinton et al., 2006; McDowell e Sharpley, 2003).

Outro fator importante relacionado com a movimentação dos sedimentos sobre a encosta vertente é a taxa de enriquecimento do sedimento (TES), definida com o aumento do conteúdo de uma determinada propriedade existente no sedimento, que passa a apresentar valores maiores que aqueles observados no solo que lhe deu origem (Amelung et al., 1998; Christensen, 1987).

A taxa de enriquecimento dos sedimentos usualmente é obtida por:

$$TES = []_{\text{sed}} / []_{\text{solo}}$$

Onde $[]_{\text{sed}}$ é a concentração do elemento em questão no sedimento e $[]_{\text{solo}}$ é a concentração do mesmo elemento no solo.

Para Schick et al., (2000) e Hernani et al., (1999); Seganfredo et al., (1997) a TES reflete o quão seletivo é o processo erosivo, ou seja, demonstra a capacidade deste processo em remover inicialmente as partículas mais finas da matriz do solo ou então os compostos de menor densidade ou mais solúveis em água. Porém, o processo inverso, de depleção, no qual ocorre a redução de conteúdo de uma propriedade também acontece, indicando que outros fatores como propriedades intrínsecas do material transportado, condições do transporte ou mobilização e distância percorrida também influenciam este processo (Ritchie et al., 2005; Wan e El-Swaify, 1997).

O estudo de bancos de sedimentos demonstra que quanto mais grosseiro é o material depositado, menor é o conteúdo de carbono orgânico nele presente. Da mesma forma, quando ocorre a deposição em áreas como planícies de inundação e ambientes ripários o conteúdo de carbono orgânico tende a ser menor que aquele verificado no sedimento em movimento sobre a encosta vertente. (Ritchie et al., 2004). Este fato pode ser explicado por duas hipóteses. A primeira é a de que o carbono orgânico tem mais afinidade com os sedimentos finos, especialmente a argila, e por isso é mais facilmente removido das encostas, ou, em outras palavras, o SDR para o carbono orgânico é maior que o SDR de outros elementos (Quinton et al., 2006). A segunda teoria é a da decomposição nos ambientes deposicionais, ou seja, boa parte do carbono orgânico removido das encostas é lábil, e apresenta densidade baixa e ao ser depositado é imediatamente decomposto a outras formas. Outro fator importante é que devido a baixa densidade das frações mais lábeis, estas são mais facilmente removidas, mas são também mais facilmente decompostas em ambientes deposicionais (Jacinthe et al., 2004).

Outros elementos também sofrem enriquecimento durante o transporte, mas tendem a conservar o enriquecimento obtido. Elementos como potássio, magnésio e cálcio apresentam este padrão conservativo (McDowell e Sharpley, 2003).

Para o carbono orgânico no entanto outros fatores influenciam o SDR e a TES. Parece que quanto maior é a mobilização sobre a encosta vertente, mais carbono é adicionado ao sedimento, provavelmente devido a quantidade de cargas presentes neste elemento.

O carbono durante a redistribuição pode ser depositado em solo não erodido, depositado sobre solo erodido ou em ambientes de deposição, ser levado até o canal de drenagem ou ainda ser oxidado e voltar para a atmosfera na forma de CO₂. Qualquer destas possibilidades é dependente o tipo de solo, do tipo de uso e manejo do solo, características do evento e da forma da encosta vertente (Lal, 2003. Gregorich, 1998).

2.7 Efeito da geofoma nos processos de remoção e deposição de sedimentos

Duas das fases do processo erosivo são diretamente influenciadas pelo fator relevo: a fase de transporte e a fase de deposição. Normalmente o relevo é reduzido ao comprimento e declividade da rampa (Guerra, 2003) pois estes são os fatores mais fáceis de obter-se. Assumir que o relevo é adequadamente representado por estas duas características significa considerar uma encosta vertente como um plano inclinado, sobre o qual as três fases do processo erosivo atuarão de maneira homogênea (Schoorl, et al., 2002; Veldkamp et al., 2001).

Observações diretas demonstram que o escoamento da água, transporte e deposição de sedimentos sofrem influência do formato da encosta de maneira diferenciada em encostas com o mesmo comprimento e declividade (Golosov e Litvin, 2005; Guerra, 2003; Bloom, 1972). Isto ocorre por que as encostas vertentes apresentam diferentes curvaturas tanto em perfil quanto em planta, dando origem a diversas combinações que podem condicionar diferentes processos hidrológicos numa mesma declividade e comprimento de rampa conforme ilustrado na Figura 1.

O formato da encosta é dado pela combinação da curvatura de perfil e das linhas de nível, dando origem a diversas formas (CSIRO, 2004; Guerra, 2003).

Uma encosta vertente é o resultado de uma série de processos não lineares, em escala geológica de tempo, dos quais o principal resultado é a

distribuição espacial dos solos, diferenciados pela dinâmica da água e da erosão, dando origem a toposequências e ecossistemas diferenciados (Bouma e Drougers, 1999; Jacobs et al., 1991).

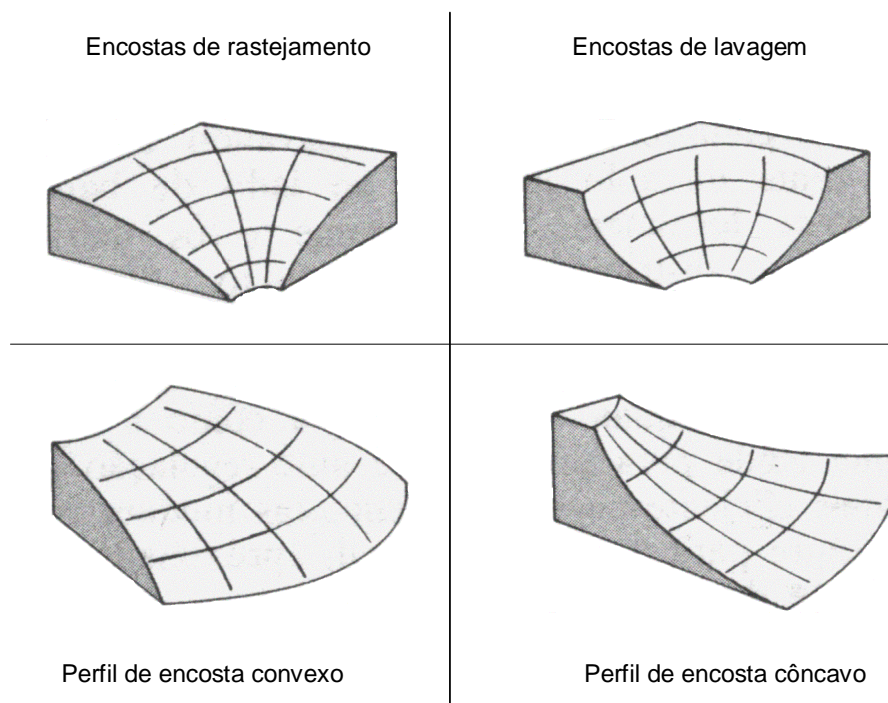


Figura 1. Principais formatos de encostas vertentes (adaptado de Bloom, 1972)

Nas encostas convexas ou distribuidoras de água a possibilidade de infiltração de água é maior, de forma que neste tipo de encosta ocorre a formação de solos mais profundos porém mais pobres quimicamente, pois o processo de lixiviação ocorre mais intensamente que nas encostas côncavas. Do ponto de vista de movimentação do manto regolítico, nestas encostas predomina o processo tipo *creep* ou seja, de rastejamento do regolito. Este processo é muito lento e em áreas sob vegetação nativa é imperceptível. Se a área for alterada, este movimento pode ser acelerado, passando a ser percebido pelo adernamento de cercas, redes elétricas, formação de fraturas de tensão longitudinais em estradas pavimentadas e por curvatura no caule de árvores (Guerra, 2003; Christofolletti, 1980; Bloom, 1972). Nas encostas côncavas ou coletoras de água predominam os processos tipo *wash*, lavagem, que se caracteriza por ser mais rápido e perceptível que o processo de rastejamento. Sob vegetação nativa, neste tipo de encosta, os solos são mais rasos que aqueles encontrados nas encostas convexas, e pode ocorrer

formação de áreas de depleção e deposição. A característica destas encostas é portanto a remoção mecânica de materiais, o que faz com que os solos sejam rasos mas quimicamente ricos. Quando estas encostas são alteradas, os processos erosivos são severos. Em áreas urbanas grande parte dos desastres com deslizamento de encostas e processos de solifluxão estão associados a este tipo de encostas, enquanto em áreas rurais, se estiveram sob sistema de manejo não conservacionista, rapidamente o horizonte A é perdido (Oliveira e Herrmann, 2004; Guerra, 2003, Christofolletti, 1980)

Uma vez formada a encosta, os processos hidrológicos continuam atuando de forma diferenciada nas diferentes posições do relevo, normalmente dando origem a um tipo de vegetação no terço superior e a outra no terço inferior. Neste último, por exemplo, pode surgir uma área alagadiça, típico ambiente deposicional com processos hidrológico e vegetação típica (Kosmas et al., 2000).

Em ambientes não alterados pelo homem, um equilíbrio se estabelece entre os processos de remoção e deposição de sedimentos, e a encosta vertente mantém-se estável e os aspectos relacionados a geofoma não são fundamentais. Porém, quando estas passam a receber um novo tipo de uso, estudos que considerem os aspectos tridimensionais do relevo podem ser importantes ferramentas para definir o sistema de manejo, visando manter a qualidade do solo e do ambiente (Gessler et al., 2000).

Golosov e Litvin, (2005) compararam o comportamento dos dois formatos básicos de encostas sob sistema não conservacionistas. As perdas observadas em encostas côncavas foram 2,3 vezes superiores àquelas observadas em encostas convexas, ambas com declividade de 6% e comprimento de rampa de 220 metros. Nas encostas convexas as perdas de sedimento são pequenas no terço superior e médio e se acentuam no terço final ou inferior, pois geralmente o gradiente de declividade é maior neste segmento enquanto nas encostas côncavas as maiores perdas ocorrem no segmento médio, ponto em que o escoamento superficial atinge o máximo de velocidade (Schoroll et al., 2002). Os mesmos autores geraram um algoritmo que maximizava o efeito de convexidade ou concavidade do relevo sobre uma base de informação geográfica obtendo o mesmo resultado, que foi atribuído também a diferença na profundidade dos solos, considerado um reflexo da forma da encosta.

Outro fator importante é que as encostas convexas tendem a ter um padrão de distribuição de sedimentos difuso, ou seja, a rede de entrega de sedimentos é mais ampla, removendo o sedimento e gerando poluição em áreas maiores, enquanto nas encostas côncavas embora os processos de remoção sejam mais intensos, a não ser que a bacia em questão seja muito compacta e com densidade de drenagem elevada, há uma tendência dos sedimentos serem depositados na parte inferior da encosta (Renschler et al., 1999). Nos estudos de Golosov e Litvin, (2005) a quantidade de sedimentos depositados no terço inferior de encostas côncavas variou de 60 a 62% em declividades até 5% e de 20 a 22% em declividades de 12 a 15%.

A escala é uma questão importante para a pesquisa em erosão, mas ainda mais importante quando se pretende avaliar o efeito da geoforma. A estrutura, funcionamento e respostas temporais de uma encosta a determinado evento são sempre dependentes da escala de observação (Renschler, e Harbor, 2002). Na paisagem ocorrem diversos tipos de encostas, e muitas são sucessões de dois ou mais formatos, até chegarem no canal de drenagem de ordem zero, ou seja, processos de remoção e deposição podem ocorrer simultaneamente numa mesma unidade de paisagem. Isto deve ser levado em consideração ao extrapolar-se o comportamento de sedimentos sobre encostas vertentes (Mudd e Fursbush, 2003).

O processo erosivo como um todo, ou alguma de suas fases, podem ser atenuados por características do manejo, independente do formato da encosta. Isto ocorre por exemplo quando a rugosidade superficial é elevada, aumentando a oportunidade de infiltração da água do escoamento superficial, ou pela elevada taxa de cobertura do solo que impede o destacamento das partículas do solo ou ainda pelo efeito de filtro que a cobertura do solo pode realizar, impedindo que sedimentos sólidos e os elementos a ele associados deixem a área de cultivo (Golosov e Litvin, 2005; Shukla e Lal, 2005; Moorman et al., 2004; Kramer et al., 1999; Gilley et al., 1997).

2.7.1 Movimentação do carbono orgânico na superfície do solo

De maneira geral a movimentação do carbono orgânico sobre uma encosta que não esteja sob vegetação nativa segue os mesmos padrões

discutidos acima para os processos erosivos, ou seja, encostas côncavas perdem mais carbono mas tendem a dar origem a áreas de deposição no terço inferior, enquanto encostas convexas perdem menos carbono orgânico mas tendem a distribuí-lo mais no ambiente a jusante. Este comportamento tem sido comprovado através de técnicas que utilizam o Cs^{137} como elemento indicador de pontos de perda e de deposição (Li et al., 2006; Correchel et al., 2005; Ritchie et al., 2005; Schuler et al., 2003; Walling, 1998; Pennock et al., 1995) de sedimentos e da fração sólida do carbono orgânico do solo.

No estudo conduzido por Arriaga e Lowery (2005) foi encontrado o efeito contrário, ou seja, em alguns locais o carbono orgânico do solo aumentava com o aumento da erosão. Isto ocorria porque o horizonte Bt1 presente na área de estudo era mais rico em carbono que o horizonte Ap. No horizonte Bt1, devido ao maior conteúdo de argila, o carbono tinha maior possibilidade de formar complexos estáveis, e a remoção do horizonte Ap expunha o horizonte Bt1, aumentando a quantidade de carbono.

O formato da encosta determina os processos hidrológicos que nela ocorrem. Associando-se este fato com outras características do manejo, muitas vezes o fator que mais afeta a quantidade de carbono orgânico presente na encosta não é a movimentação direta, mas sim a condição oferecida para a ciclagem deste elemento. Yoo et al., (2006) encontraram maiores valores de carbono nas encostas côncavas, com aumento dos valores quando a concavidade reduzia, e valores baixos em encostas convexas, sendo menores conforme aumentava o grau de convexidade, embora a produção de biomassa fosse a mesma sobre os dois formatos. Concluíram que a taxa de decomposição do carbono orgânico estava sendo acelerada ou atenuada pelos processos hidrológicos decorrentes da forma da encosta, e não pela movimentação sobre a encosta, e que o efeito da forma da encosta sobre o conteúdo de carbono orgânico no solo era indireto.

As características decorrentes dos processos de redistribuição do carbono orgânico sobre uma encosta podem ser aproveitadas para otimizar seu cultivo. Norton et al., (2003) estudaram a redistribuição do carbono e outros elementos como fósforo e nitrogênio ao longo de uma encosta côncava, e verificaram maior conteúdo destes elementos nos depósitos formados no início do segmento inferior. Os autores relatam que os nativos do sudoeste americano

usam estas áreas para cultivo há séculos, por considerarem que as mesmas são mais férteis que outras posições no relevo que muitas vezes apresentam a mesma declividade, mas não são ambientes deposicionais.

A redistribuição do carbono sobre uma encosta pode causar a redução do conteúdo de carbono num ponto, devido as perdas por erosão e aumento em outro, devido ao processo a deposição. Estes processos alteram os processos biológicos de mineralização do carbono. Assim o carbono depositado em outro ponto da encosta pode ser rapidamente degradado, devido a exposição a condições favoráveis. Além disto, as perdas reduzem a capacidade do solo para produção primária de carbono através do aporte de biomassa, ou seja, a qualidade do solo é diretamente afetada (Jacinthe et al., 2004; McCarty e Ritchie, 2002; Gregorich et al., 1998).

A fração dissolvida do carbono orgânico pode ser movimentada junto com o escoamento superficial, em direção aos canais de drenagem, ou em direção ao fluxo de base da encosta, através do processo de infiltração. Bacias hidrográficas em que predominam as encostas convexas tendem a ter mais carbono dissolvido no fluxo de base, o que confere coloração característica a água dos rios. Sob vegetação natural esta é a fração predominante de carbono na água. Naquelas em que predominam as encostas côncavas o carbono dissolvido não chega ao fluxo de base, e fração particulada do carbono orgânico passa a ser a fração predominante, como o carbono dissolvido superando a fração particulada em alguns períodos do ano geralmente outono e primavera (Ndam-Ngoupayou et al., 2005).

A fração dissolvida do carbono é a que mais facilmente pode ser exportada da encosta vertente, pois é perdida juntamente com o escoamento superficial. Enquanto os sedimentos sólidos podem ser filtrados por ação da cobertura ou vegetação sobre o solo, ou serem depositados quando o fluxo perde energia, a fração dissolvida rapidamente chega ao canal de drenagem. Se ocorre infiltração de água no solo, a possibilidade desta fração ligar-se aos colóides minerais e permanecer no solo aumenta, mas se o processo de infiltração ocorrer em meio saturado, esta fração chega o nível de base da encosta, e será exportada para o canal de drenagem (Peart, 2005; Worrall et al., 2003; Quin e Stroud, 2002)

2.7.2 Geoforma e qualidade do solo *in situ*

Quando o solo perde carbono juntamente com sedimentos, ou na forma de carbono dissolvido, a qualidade do sistema diminui. Inicialmente a redução do carbono orgânico é verificada apenas na redução de seu conteúdo no solo nos segmentos da encosta. Progressivamente a redução passa a ser verificada na redução da estabilidade dos agregados, aumento das taxas de erosão, redução na produção de biomassa e no aporte de resíduos ao solo e redução do conteúdo de outros nutrientes relacionados com o carbono orgânico, como fósforo e nitrogênio (Berhe et al., 2005; Lal, 2003; Hao et al., 2002; Starr, 2000; Lal, 1998)

Em áreas recentemente desmatadas o efeito da geoforma é mais intenso no terço médio das encostas côncavas e no terço inferior das encostas convexas. Canadell (2002) encontrou uma redução de 45% do conteúdo de carbono orgânico em encostas côncavas e 27% em encostas convexas desmatadas e mantidas sob preparo convencional durante dez anos. Nas encostas côncavas 70% das perdas do total de carbono exportado ocorreram nos primeiros três anos de uso do solo, enquanto nas encostas convexas esta percentagem de perda foi atingida no quinto ano de uso. O mesmo efeito foi verificado por Moorman et al., (2004) em estudo conduzido em duas microbacias, uma sob plantio convencional e outra com cultivo em camalhões. Na primeira, 54% do carbono orgânico foi perdido num período de doze anos, enquanto na segunda, para o mesmo período a perda foi de 40%. Após esta fase as perdas se estabilizaram, o que indica que a fração mais lábil do carbono havia sido perdida.

A redução do carbono afeta a estabilidade e o tamanho dos agregados (Conceição, 2005, Lal, 2003; Vezzani 2001) e desta forma estes se tornam mais suscetíveis ao processo erosivo. Estes processos serão mais intensos em encostas côncavas sob sistemas de manejo não conservacionistas o que pode ser observado pela redução da porosidade total, aumento da densidade do solo, alteração na curva de retenção de água e menor quantidade de nutrientes disponíveis no solo (Berhe et al., 2005).

Num estudo comparativo sobre a redução da qualidade em três encostas, uma sob vegetação nativa e duas sob o mesmo tempo de uso agrícola e

sistema de manejo do solo todas com declividade entre 9 e 8% Mudd e Furbish, (2004) encontraram menor conteúdo de carbono orgânico, fósforo e nitrogênio na encosta côncava. Entre as propriedades físicas a mais alterada foi a relação entre a macro e a microporosidade. Embora a porosidade total tenha mantido o mesmo valor, a quantidade de macroporos reduziu e a quantidade de microporos aumentou, fazendo com que a condutividade hidráulica saturada e a taxa de infiltração fossem reduzidas. A encosta convexa reduziu os mesmos parâmetros em comparação a área de mata, mas apresentava valores maiores que aqueles observados na encosta côncava.

Estratificação do ambiente, com a qualidade do solo reduzindo em alguma parte da encosta também pode ocorrer. Em encostas côncavas a redução na qualidade do solo ocorre no terço superior e médio, enquanto no terço inferior não são identificadas reduções nos conteúdos de nutrientes ou carbono orgânico, mas podem ocorrer camadas desestruturadas, formação de crostas e selamento e conseqüentemente redução na taxa de infiltração de água. Já nas encostas convexas, a redução da qualidade do solo é mais evidente no terço inferior (Griffith et al., 2006; Anderson e Dietrich, 2001). A remoção de carbono de forma seletiva deste segmento da encosta reduz atributos físicos e químicos além de gerar sedimentos que são rapidamente exportados (Jacinthe et al., 2003; Jonhston et al., 2001).

Quando o sedimento é movimentado sobre a encosta as condições de umidade, temperatura, e oxidação do carbono orgânico nele contido tornam-se diferentes daquelas encontradas no local em que o agregado foi formado, por isso a probabilidade de perda do carbono mobilizado em sedimentos é muito grande (Lal, 2003) além de que a fração mais facilmente perdida é a fração mais lábil, o carbono particulado, que apresenta menor densidade e é mais facilmente transportado (Jacinthe et al., 2004; Lal, 2003).

2.8 Processos de exportação de carbono orgânico via sedimentos

A movimentação sobre a superfície do solo, ou dinâmica espacial do carbono, tanto na movimentação que este sofre dentro de uma área fonte quanto em sua exportação será influenciada por características relacionadas aos aspectos de cada evento erosivo, aspectos geomórficos, tamanho da

encosta ou da bacia e também pelo tipo de uso e sistema de manejo do solo adotado (Fu, 2006; Walling, 1990).

Todo o sedimento produzido numa encosta vertente pode ser depositado em algum ponto na própria encosta que lhe deu origem, no ambiente ripário ou em bancos de sedimento próximos ao canal de drenagem (Griffiths et al., 2006). Nestes casos, houve movimentação do carbono associado ao sedimento. Quando o processo erosivo leva os sedimentos e o carbono a eles associados até o canal de drenagem de modo que este acabe chegando ao exutório da bacia, ocorre exportação.

Entre as formas de perda de carbono orgânico em áreas agrícolas, a exportação via sedimentos é a mais relevante, embora poucos eventos gerem o volume e o tempo de escoamento superficial para que o sedimento seja de fato removido do local de origem até o exutório da bacia (Madej, 2005; Ndam-Ngoupayou et al., 2005; Smith et al., 2001). No estudo de Owens et al. (2002), conduzido durante 15 anos em seis microbacias, 35% dos sedimentos produzidos estavam associados a dois eventos ocorridos em dois meses consecutivos. Jacinthe et. al (2004) verificaram que num período de monitoramento de dois anos apenas três eventos respondiam por 90 a 94% de todo o sedimento produzido.

O tipo de evento também afeta a concentração, a quantidade e a forma de carbono que será perdida. Eventos de média energia destacam menos partículas de solo, mas os sedimentos produzidos apresentam elevada concentração de carbono porque a densidade do carbono é mais baixa que a das partículas que compõem a fração mineral do solo. Eventos de grande energia reduzem a concentração de carbono no sedimento porque causam maior mobilização de partículas da fração mineral do solo (Jacinthe et al., 2004; Owens et al., 2002). Quando a concentração de sólidos da fração mineral é baixa, o carbono orgânico particulado representa entre 20 e 60% do material em suspensão exportado da encosta vertente (Madej, 2005; Ndam-Ngoupayou et al., 2005; Owens, 2002) indicando que o tipo de evento afeta também a fração de carbono exportada.

Na maioria dos eventos a quantidade de carbono perdida relaciona-se diretamente com a energia e volume precipitado, porque embora as

concentrações de carbono normalmente correlacionem-se de forma inversa, os valores totais de sedimentos produzidos são maiores, de maneira que normalmente eventos de maior erosividade geram mais mobilização e exportação de carbono nas formas associada a minerais e carbono dissolvido (Puget et al., 2005; Jacinthe et al., 2004).

O tamanho da encosta vertente assim como sua forma podem favorecer a deposição do carbono em algum ponto da própria catena ou facilitar a exportação (Golosov e Litvin, 2005; Schorroll et al., 2002; Bouma e Drougers, 1999; Jacobs et al., 1991). Com relação ao SDR, este será menor quanto maior for a área da bacia hidrográfica, e está diretamente relacionada ao sistema de drenagem da mesma (Fu et al., 2006). Assim bacias grandes tendem a ter exportação de carbono menor que bacias compactas. Nas primeiras o transporte é limitado pelas perdas na transmissão do sedimento, ocorre aumento das possibilidades do mesmo ser retido ao longo da encosta, em banco de sedimentos e outros ambiente de deposição (Griffiths et al., 2006).

O tipo de uso do solo e o tipo de manejo também afetam diretamente a quantidade de sedimentos e carbono orgânico exportados. Quando o tipo de uso é alterado para atividades agrícolas, a exportação de carbono é mais elevada em sistemas não conservacionistas. Moorman et al., (2004) encontraram perdas de solo acumuladas de 292 Mg ha⁻¹ para uma microbacia mantida sob plantio convencional num período de 23 anos, enquanto para a microbacia mantida sob plantio em camalhões o valor observado para o mesmo período foi de 32 Mg ha⁻¹. As exportações de carbono foram respectivamente de 4,3 Mg ha⁻¹ e 0,7 Mg ha⁻¹.

Normalmente em sistemas conservacionistas as perdas são reduzidas e o acúmulo de carbono orgânico é maior (Cambardella et al., 2004) devido a vários fatores como o aumento da taxa de cobertura do solo, redução do escoamento superficial e redução dos processos de degradação do carbono orgânico. Num estudo comparativo entre microbacias com diferentes tipos de uso e manejo do solo, Jacinthe et al., (2004) verificaram que a exportação de sedimentos na microbacia sob plantio direto era cinco vezes inferior àquela observada na microbacia sob plantio convencional. Embora a concentração de carbono no sedimento provindo de áreas sob sistemas conservacionistas

normalmente seja mais elevada, as perdas totais são sempre menores nestes sistemas (Puget et al., 2005; Owens et al., 2004; Lal, 2003).

Em áreas sob vegetação nativa as perdas de sedimento são mínimas e a principal forma de exportação é via carbono dissolvido, que chega a representar 70% do total de carbono perdido em algumas estações do ano (Ndam-Ngoupayou et al., 2005). A fração dissolvida também apresenta relação com o sistema de manejo. Áreas com sistemas conservacionistas tendem a perder mais carbono dissolvido que aquelas sob sistemas não conservacionistas, assim como áreas sob vegetação nativa perdem mais carbono dissolvido que áreas sob uso agrícola (Canham et al., 2004).

Jacinte et al., (2004) verificaram que o carbono dissolvido representava de 11 a 28% do carbono exportado em microbacias cultivadas e 67 a 76% nas não cultivadas, com variações ao longo do ano. As maiores concentrações foram verificadas durante o outono, o que também é reportado por Dillon e Malot, (1997).

Em microbacias sob uso agrícola o carbono particulado está associado a presença de sedimentos. Quando ocorre um evento com capacidade de remover partículas do solo a quantidade desta fração presente na onda de cheia no canal de drenagem chega a 80% do carbono orgânico total. Se o evento não tiver energia e volume precipitado suficiente para causar o destacamento de partículas, a fração particulada representa cerca de 50% do carbono orgânico total da onda de cheia. Em períodos em que esta ocorrendo apenas o fluxo de base, esta fração corresponde a 30% do carbono total que passa no exutório da bacia. (Seiberth, 2001)

A exportação de carbono dissolvido além de reduzir a qualidade do solo localmente, compromete qualidade ambiental, uma vez que esta fração é muito reativa, e por isso pode levar diversos elementos como metais pesados, substâncias tóxicas e agroquímicos para os cursos hídricos (Conacher, 2002).

2.8.1 Aspectos ambientais relacionados com a exportação do carbono orgânico

Quinton et al., (2006); Conceição et al. (2005); Lal, (2003); Gregorich et al., (1998) reportam a redução do tamanho e estabilidade de agregados, a perda

da capacidade produtiva e a redução progressiva da capacidade de recuperação do solo, o que conduz a um ciclo contínuo de degradação. Se este ciclo não for interrompido pela adoção de sistemas conservacionistas ou longos períodos de pousio que permitam a reestruturação do solo (Kirby et al., 1996) o processo de degradação pode chegar a um nível irreversível, do qual resultam os processos de desertificação em clima áridos (Gisladdottir e Stocking; 2005) ou o abandono definitivo de áreas (Squires, 2002) nas regiões de clima temperado.

Atualmente, os esforços ambientais têm se voltado para o fenômeno do aquecimento global. A exportação de carbono de áreas agrícolas pode se relacionar com este fenômeno através da aceleração do processo de oxidação, aumentando a liberação de CO₂ (Bayer et al., 2006; Sneath et al., 2006; Lal, 2003; Smith et al., 2001; Bayer et al., 2000; Starr, 2000; Lal, 1998). No entanto, a maior preocupação em relação aos efeitos da erosão fora do ponto e também da exportação de carbono orgânico segue sendo a qualidade da água, tanto dos corpos hídricos de superfície quanto daqueles de subsuperfície.

Todas as frações do carbono orgânico podem chegar aos corpos hídricos de superfície, no qual cada uma das frações sofrerá e alimentará processos diferenciados.

Qualquer corpo hídrico apresenta uma quantidade de carbono que lhe é inerente. O total de carbono orgânico presente em rios e lagos é usualmente dividido em duas frações, a dissolvida, semelhante àquela fração de mesmo nome do carbono orgânico do solo, e obtida da mesma forma, e a fração particulada (Guo et al., 2003; Ouyang, 2003). Esta última é composta pela fração particulada do carbono em si, semelhante àquela presente no solo, pelo carbono associado a partículas minerais e aquele transportado intra-agregados (Young, 1980). Assim, o carbono particulado em rios e lagos é na verdade uma soma de frações semelhantes a todas as frações sólidas de carbono presentes no solo.

O carbono que chega aos corpos hídricos através da erosão compromete a qualidade da água através de uma série de processos, dentre os quais destacam-se a elevação da turbidez, o aumento do consumo de oxigênio e a contaminação da água por metais pesados, agroquímicos e outros elementos

químicos que possam estar adsorvidos nos compostos orgânicos na fase de transporte (Kyllmar et al., 2006; Ouyang, 2003; Quin e Stroud, 2002).

A fração de carbono particulado presente no solo chega nos cursos hídricos devido a sua baixa densidade, o que facilita o transporte. A exportação do carbono particulado é condicionada pelo tipo de uso e manejo do solo. Áreas sob vegetação nativa não apresentam exportação significativa desta fração ao longo do ano, provavelmente devido ao efeito de filtragem da vegetação e do ambiente ripário (Van Dijk e Bruijnzeel, 2005; Kobayama, 2003; Lima, 1999). Neste caso, entradas significativas desta fração ocorrem em alguns eventos que provocam escoamento suficiente para romper este efeito. Em áreas sob uso agrícola a exportação aumenta, com áreas sob sistemas não conservacionistas exportando mais que aquelas sob sistema conservacionistas. Uma das características da fração particulada do carbono no solo é a elevada labilidade, o que faz com que ao entrar nos cursos hídricos seja degradada, aumentando assim o consumo de oxigênio e causando hipoxia (Owens et al., 2004; Jaynes e Carles, 2004).

A fração carbono associada a minerais é transportada juntamente com a fração mineral do solo, especialmente a fração argila. Esta fração, ao entrar num sistema hídrico, apresenta como principal característica a elevada capacidade de movimentação. A argila pode ser transportada a longas distâncias em rios ou permanecer por tempo prolongado em suspensão em lagos (Madej, 2005; Ndam –Ngoupayou et al., 2005). O carbono associado a esta fração adquire a mesma capacidade. Bacias hidrográficas sob vegetação nativa não apresentam exportação de carbono associado a minerais de forma significativa, e o conteúdo de argila presente no corpo hídrico geralmente é oriundo do próprio canal ou de suas margens. Bacias hidrográficas com uso do solo para agricultura exportam grandes quantidades de carbono associado a minerais se o sistema de manejo adotado for não conservacionista (Bolstad e Swank, 1997).

A principal característica da fração associada a minerais é elevar a turbidez da água, uma vez que esta fração é associada à presença de argila (Starr et al., 2000). Outra característica que vem sendo discutida é a natureza das ligações químicas que ocorrem entre a fração mineral e a fração orgânica. Estes complexos estão com a maioria das cargas ocupadas, mas mudanças na

temperatura, pH e turbulência , freqüentes ao longo do curso de rios, podem liberar as cargas ou romper complexos que carregavam elementos tóxicos como metais pesados ou outros elementos químicos potencialmente tóxicos (Förstner e Wittmann, 1983).

Pequenos agregados também podem ser exportados e comprometer a qualidade ambiental de um sistema. Em bacias hidrográficas sob sistemas não conservacionistas eventos de grande erosividade associados a períodos de baixa cobertura do solo podem destacar e transportar agregados que podem ser depositados próximos ao canal de drenagem ou em bancos de sedimento no próprio canal de drenagem. Estes bancos atuam como fontes intermitentes de sedimentos, comprometendo a qualidade dos corpos hídricos e causando distorções em análises de qualidade ambiental realizadas após mudanças de manejo do solo devido a sua remobilização (Araújo et al., 2005; Mao et al., 2005; Machado e Stipp, 2003) embora possam ter sido formados décadas antes.

Com relação a qualidade ambiental, a fração dissolvida do carbono orgânico é a que apresenta mais implicações negativas quando exportada. Esta fração chega rapidamente aos cursos de água se o sistema de manejo do solo não favorecer a infiltração. Todo escoamento gerado sobre uma encosta vertente carrega alguma quantidade de carbono dissolvido, quer seja sob vegetação nativa ou em solo utilizado para agricultura ou área urbana (Xiaoyan et. al. 2002). Em áreas agrícolas esta é a fração que mais carrega agroquímicos, pois é a mais facilmente exportada (Kyllmar et al., 2006, Kalita et al., 2006; Kumar et al., 2005 ; Thoma et al., 2004; Gergel et al., 1999). No curso de água, esta fração apresenta como característica um misto das características das frações anteriores, ou seja, apresenta labilidade, pode elevar a turbidez da água, e conferir cor característica, além do potencial de contaminação (Yang et al., 2006; Cole e Caraco, 2001).

Entender o papel que o carbono orgânico desempenha na ligação entre os ecossistemas terrestres e aquáticos tem gerado a necessidade de novas concepções paradigmáticas (Jenerette e Lal, 2005). A complexidade e importância dos fatores envolvidos na construção da sustentabilidade relacionam-se diretamente com o total de carbono orgânico ciclado entre estes

ecossistemas, especialmente em bacias hidrográficas cujo principal uso do solo é agrícola.

2.9 Sustentabilidade Complexidade e Ontologia

O conceito de sustentabilidade ainda está em construção (Assis, 2002; Marzall e Almeida, 1998) mas a maioria dos autores o definem como sendo a possibilidade de atender as necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de atender as necessidades das gerações futuras, buscando o máximo de diversidade e ciclagem (Altieri; 2002).

A principal utilização do conceito de sustentabilidade passou a ser a forma de nortear o desenvolvimento, ou seja, a sociedade deve buscar o desenvolvimento sustentável. Neste sentido, alguns fatores devem ser atendidos: a sustentabilidade deve ser social, econômica, ambiental e cultural (Morin, 1999). Este conceito, embora ainda antropocêntrico, é adequado por deixar clara a necessidade do homem evoluir conjuntamente com o ambiente e outras formas de vida. Ou seja, o conceito de desenvolvimento sustentado se aplica especialmente a ambientes modificados pelo homem, mas também traz a noção de que o homem por mais autônomo que seja ainda depende da natureza, e sem ela não sobrevive pois em suma a sustentabilidade que se esta buscando é a da vida humana (Mello, 2006; Gadotti, 2005; Fidler-Ferrara, 2003)

A partir desta constatação, muitos pesquisadores voltaram-se para a busca de indicadores de sustentabilidade (Marzall, 1999; Bouni, 1999; Odum, 1996). No entanto, um indicador é algo que permite a obtenção de características de uma realidade, é apenas uma medida, que constata algo, mas a interpretação do resultado obtido, as informações amplas e as diretrizes que se podem obter com o uso de um indicador, estas são dependentes do observador, de sua capacidade de observação, de sua experiência e especialmente de sua visão de mundo (Mello, 2006; Fernandez, 2003; Marzall, 1999).

Esta constatação levou a necessidade de um aparato ideológico, um paradigma, que fornecesse suporte para o desenvolvimento sustentado e as formas de avaliá-lo.

O enfoque sistêmico, como leitura operacional do paradigma da complexidade apresenta-se como estrutura adequada para este fim, uma vez que não é possível avaliar a sustentabilidade de um sistema levando em conta indicadores que digam respeito de forma simplificada a apenas um aspecto deste. É preciso compreendê-lo num conjunto de fatores, como preconiza o conceito de sustentabilidade (Bigliardi e Cruz, 2005; Morin, 2005).

Uma outra forma de compreensão de sistemas é a baseada na visão sistêmica-ontológica (Ulmann, 2002; Bunge, 2000). Ontologia é o *ser* de algo, é aquilo que caracteriza a sua essência, que é maior que suas propriedades. A ontologia é necessária no estudo de sistemas porque permite entendê-los em seus conceitos fundamentais, como espaço, tempo, matéria, substância, processo e dentro de ramos distintos da ciência sem perder a noção do todo por que busca a noção do completo (Vieira, 2000).

A busca da sustentabilidade em sistemas agrícolas deu origem a novas formas de abordagem do solo e do, como a análise emergética, a interdisciplinaridade (Agostinho, 2005; Sartori, 2005) e a aplicação dos princípios da termodinâmica do não equilíbrio, que pressupõe o entendimento do solo como um sistema (Vezzani, 2001).

O enfoque da interdisciplinaridade é visto como uma forma de superar o reducionismo através da interação entre conhecimentos especialistas (Santos e Sato, 2001). Este enfoque tem sido bastante adotado nas pesquisas que tratam de temas ambientais, pois normalmente estes se situam no limite entre os ramos da ciência que tratam dos sistemas sociais e dos sistemas naturais (Zanoni, 2002). Na agricultura o enfoque interdisciplinar é utilizado especialmente no planejamento de bacias hidrográficas, e na ciência do solo tem sido utilizado para ampliar o entendimento dos ciclos biogeoquímicos (Kobyama, 2003).

A análise emergética é a técnica de avaliação preconizada pela economia ecológica, que visa estimar os custos da produção agrícola a partir de uma base comum de análise (Haberkorn, 2003). Neste método, os custos ambientais são incluídos no balanço econômico, ou seja, é dado um valor econômico para todos os processos ocorrentes, e aqueles de degradação entram como custos (Altieri, 2002). Esta técnica permite acessar os fluxos do sistema, e tem sido empregada para avaliar a eficiência de sistemas agrícolas (Agostinho, 2006),

sistemas de manejo (Martin et al., 2006) ou ainda o custo do uso inadequado do solo (Cohen et al., 2006).

Na abordagem proposta por Vezzani (2001) o funcionamento do solo pode ser entendido como um sistema aberto, a partir dos princípios da termodinâmica do não equilíbrio. O fluxo de energia e matéria que ocorre no sistema solo é decorrente da entrada de compostos orgânicos, que permitem que o solo se auto organize em níveis de ordem que serão tão mais elevados quanto maior for a adição de carbono orgânico e as condições de permanência do carbono no sistema.

Estas visões diferenciadas representam avanços na forma de abordar o papel do solo no ambiente, e também na forma como o pesquisador acessa e produz conhecimento sobre o solo.

Khun (2000) afirma que a superação de um paradigma antigo ocorre quando há perguntas não respondidas em quantidade suficiente para suscitar o nascimento de um novo paradigma. Porém para gerar as perguntas é preciso ir até a realidade, é preciso buscar entendê-la, com o máximo de amplitude e fidelidade que as ferramentas de que dispomos nos permita. É com este enfoque que se construiu este trabalho.

2.10 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAMOVAY, R. **Organização rural e capacitação dos atores**. São Paulo : Departamento de Economia da USP, 2004. Nota técnica.

AGOSTINHO, F. D. R. **Uso de análise energética e sistema de informações geográficas no estudo de pequenas propriedades agrícolas**. 2005. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2005.

ALBUQUERQUE, J.A.; ARGENTON, J.; BAYER, C.; WILDNER, L.P.; KUNTZE, M.A.G. Relação de atributos do solo com a agregação de um Latossolo Vermelho sob sistemas de preparo e plantas de verão para cobertura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.415-424, 2005

ALCÂNTARA, F.A.; BURMAN, P; FURTINI NETO, A.E.; CURI, N, ; ROSCOE, R. Conversion of grassy cerrado into riparian forest and its impact on soil organic matter dynamics in an Oxisol from southeast Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, n.123, p. 305–317, 2004

ALVES, B.J.R.; OLIVEIRA, O.C.; BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S. Métodos Isotópicos. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds). **Fundamentos da matéria orgânica do solo**. Porto Alegre : Gênese, 1999. p.337-355.

ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A.C.T.; SOUZA, L.C.F.; GONÇALVES, M.C.; CARVALHO, D.F. Infiltração de água no solo em sistemas de plantio direto e convencional **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.7, n.2, p.191-196, 2003

ALTIERI, M. **Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável**. Guaíba : Agropecuária, 2002. 592p.

AMELUNG, W.; ZECH, W.; ZHANG, X.; FOLLETT, R.F.; TIESSEN, H.; KNOX, E.; FLACH, K.W. Carbon, nitrogen, and sulfur pools in particle-size fractions as influenced by climate. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 62, p.172-181, 1998.

ANA – Agencia Nacional de Águas - **Bacias brasileiras do rio da Prata: avaliações e propostas**. Brasília, 2001. 102p

ANDERSON, S. P; DIETRICH, W.E. Chemical weathering and runoff chemistry in a steep headwater catchment. **Hydrological Processes**, New York, v.15, p.1791–1815, 2001

ARAUJO, J.C.; BRONSTER, A.; GÜNTER, A. Influence of reservoir sedimentation on water in the semiarid region of Brazil. In: WALLING, D.E.; HOROWITZ, A.J. (Eds) **Sediments Budgets 2**. Wallingford : IAHS, 2005.

ASSIS, R.L. de.; ROMEIRO, A.R. Agroecologia e agricultura orgânica: controvérsias e tendências. In: DESENVOLVIMENTO e Meio Ambiente: Caminhos da agricultura ecológica. Curitiba, PR : UFPR, 2002. n. 6.

ARRIAGA, F.J.; LOWERY, B. Spatial distribution of carbon over an eroded landscape in southwest Wisconsin **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.81, p.155–162, 2005

BAGARELLO, V. ; IOVINO, M.; PALAZZOLO, E.; PANNO, M.; REYNOLDS, W.D. Field and laboratory approaches for determining sodicity effects on saturated soil hydraulic conductivity. **Geoderma**, Amsterdam, v.130, p.1-13, 2006.

BALDOCK, J.A.; OADES, J.M.; WATERS, A.G. Aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid state ¹³C NMR spectroscopy. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.16, p.1-42, 1992.

BALOTA, E.L.; COLOZZI FILHO, A.; ANDRADE, D.S.; DICK, R.P. Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, n.77, p.137–145, 2004

BARTON, A.P.; FULLEN, M.A.; MITCHELL, D.J.; HOCKING, T.J.; LIGUANG L.; ZHI, W. B.; ZHENG, Y.; ZHENG, Y. X. Effects of soil conservation measures on erosion rates and crop productivity on subtropical Ultisols in Yunnan Province, China **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.104, p.343–357, 2004

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; CERETTA, C.A. Effect of no-till cropping systems on soil organic matter in a sandy clay loam Acrisol from Southern Brazil monitored by electron spin resonance and nuclear magnetic resonance. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, n.53, p.95- 104, 2000

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. ; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.86, p.237–245, 2006

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L.; PILLON, C.N.; SANGOL, L. Changes in soil organic matter fractions under subtropical no till cropping systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, n.65, p.1473-1478, 2001.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito dos sistemas de prepare e de culturas na dinâmica da Matéria Orgânica e na Mitigação das emissões de CO₂. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p. 599-607, 2000.

BAYER, C.; MILENICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de prepare e sistemas de cultura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, p.105-112, 1997.

BERHE, A.A.; HARDEN, J.W.; HARTE, J.; TORN, M.S. **Soil Degradation and Global Change: Role of Soil Erosion and Deposition in Carbon Sequestration** eScholarship Repository, University of California, 2005. Disponível em: <http://repositories.cdlib.org/ucias/breslauer/2>

BERNOT, M.J.; TANK, J.L.; ROYER, T.V.; DAVID, M.B. Nutrient uptake in streams draining agricultural catchments of the midwestern United States **Freshwater Biology**, Boston, v.51, p.499-506, 2006

BERTOL, I.; COGO, N.P.; CASSOL, E.A. Distância entre terraços usando o comprimento crítico de rampa em dois preparos conservacionistas do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p.417-425, 2000

BERTOL, I.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Erosão hídrica em diferentes preparos de solo logo após as colheitas de milho e trigo na presença e na ausência de resíduos culturais **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, p.409-418, 1997.

BERTOL, I. Erosão hídrica em Cambissolo húmico distrófico sob diferentes preparos do solo e rotação de culturas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** Viçosa, v.18, p.267-271, 1994.

BISSANI, C. A.; GIASSON, E. CAMARGO, F.A.O. Solos afetados por sais. In: BISSANI, C. A.; GIANELO, C. TEDESCO, M.J.; E. CAMARGO, F.A.O. (Eds) **Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas**. Porto Alegre : Gênese, 2004. 328p.

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R.; OWENS, L.B.; POST, W.M.; IZAURRALDE, R.C. Mechanical Properties And Organic Carbon Of Soil Aggregates In The Northern Appalachians. **Soil Science Society Of America Journal**, Madison, v.69, p.1472-1481, 2005

BIGLIARDI, R.V.; CRUZ R.G. A teoria da complexidade como base para o enfrentamento da crise ambiental e da racionalidade teórico instrumental **Revista do Mestrado em Educação Ambiental**, Porto Alegre, v.15, p.149-155, 2005.

BLOOM, A.L. **Superfície da terra**. São Paulo, SP : Edgar Blucher, 1972. Reimpresso em 1996 na série Textos básicos de Geociências – EDUSP.

BOLSTAD, P.V.; SWANK, W.T. cumulative impacts of landuse on water quality in a southern appalachian watershed **Journal of the American Water Resources Association**, Middleburg, v.33, n.3, p.519-533, 1997.

BOUMA, J.; DROOGERS, P. Comparing different methods for estimating the soil moisture supply capacity of a soil serie subjected to different types of management. **Geoderma**, Amsterdam, v.92, p.185–197, 1999.

BOUNI, C. Indicateurs de développement durable: l'enjeu d'organiser une information hétérogène pour préparer une décision multicritère. In: COLLOQUE INTERNACIONAL - ABBAY DE FONTEVRAUD - INDICATEURS DE DÉVELOPPEMENT DURABLE, Paris, 1996. **Anais...** Paris, 1996.

BRAIDA, J.A.; CASSOL, E.A. Relação da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p.711-721, 1999.

BRUNEAU, R. **Watershed Management Research: A Review of IDRC Projects in Asia and Latin America**. Ottawa : IDRC, 2005. 85p.
(Environment Working Paper Series. Working Paper, 18)

BUNGE, M. Systemism: the alternative to individualism and holism **Journal of Socio-Economics**, Amsterdam, v.29, p.147–157, 2000

CAMBARDELLA, C.A. Carbon cycle in soils: formation and decomposition. In: HILLEL, D. (ed). **Encyclopedia of Soils in the Environment**. Amsterdam : Elsevier, 2004. v.1, p. 170-175.

CAMBARDELLA, C.A.; MOORMAN, T.B.; ANDREWS, S. S.; KARLEN, D.S. Watershed-scale assessment of soil quality in the loess hills of southwest Iowa **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.78, p.237–247, 2004

CAMBARDELLA, C.A.; ELLIOTT E.T. Particulate soil organic matter change across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.56, p.777-783, 1992.

CAMBARDELLA, C.A Experimental verification of simulated soil organic matter pools. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; FOLLET, R.F.; STEWART, B.A. **Soil process and the carbon cycle**. Boca Raton : CRC Press, 1997.

CÂMARA, R.K.; KLEIN, V.A. Escarificação em plantio direto como técnica de conservação do solo e da água **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, n.5, 2005.

CAMARGO, F.A.O; SANTOS, G.A.; GUERRA, J.G.M Macromoléculas e substâncias húmicas. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. (Eds). **Fundamentos da matéria orgânica do solo** Porto Alegre : Gênese, 1999. p.27-37.

CAMMERAAT, E.L.H. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.104, p.317–332, 2004.

CANADELL, J.P. Land use effects on terrestrial carbon sources and sinks **Science in China**, Beijing, v. 45, p.153-165, 2002

CANHAM, C.D; PACE, M.L.; PAPAİK, M.J.; PRIMACK, A.G.B.; ROY, K.M.; MARANGER, R.J.; CURRAN, R.P.; SPADA, D.M. A spatially explicit watershed-scale analysis of dissolved organic carbon in Adirondack lakes **Ecological Applications**, New York, v.14, n.3, p.839–854, 2004

CANTALICE, J.R.B. **Escoamento e erosão em sulcos e em entressulcos em distintas condições de superfície do solo**. 140f. 2002. Tese (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002. 140p.

CAPRA, F. **O ponto de mutação**. São Paulo, SP : Cultrix, 1982.

CARSON, M.A.; KIRBY, M.J. **Hillslope form and process**. Cambridge : Cambridge University Press, 1972.

CARVALHO, F.L.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de doses e formas de manejo do resíduo cultural de trigo na redução da erosão hídrica do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.14, p. 227-234, 1990.

CARVALHO, F.L.C. **Relação da erosão hídrica do solo com doses e formas de manejo do resíduo cultural de trigo**. 135f. 1986. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciência da Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1986.

CARTER, M. B.; GREGORICH, E. G.; ANDERSON, D. W.; DORAN, J. W.; JANZEN, H. H. Concepts of soil quality and their significance. In: GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R. (Eds). **Soil quality for crop production and ecosystem health**. Amsterdam : Elsevier, 1997. p.1-17. (Developments in Soil Science, 25)

CARTER, M.R. Organic matter and sustainability. In: REES, R.M.; BALL, B.C.; CAMPBELL, C.D.; WATSON, C.A. (Eds) **Sustainable management of soil organic matter**. New York : CABI Publishing, 2001.

CASTRO, N.; MENDIONDO, E.; CHEVALLIER, P. Análise das estimativas na micro-escala hidrológica do basalto Sul-Riograndense. In: CLARKE, R; CHAUDHRY, F.; BAPTISTA. M. (Ed). SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Recife, 1995. **Anais...Hidrologia Subterrânea**. Recife, 1995. v.2, p.181-186.

CASTRO FILHO, C.; COCHRANE, T.A.; CAVIGLIONE, J.H.; NORTON, L.D.; JOHANSSON, L.P. Técnicas de controle de erosão e conservação da água. In: COUTO, E.G.; BUENO, J.F. (Orgs) **Os (des)caminhos do uso da água na**

agricultura brasileira. Cuiabá, MT : Universidade Federal do Mato Grosso, 2004

CERETTA, C.A; BAYER, C.; DICK, D.P.; MARTIN-NETO, L.; COLNAGO, L.A Métodos Espectroscópicos In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.** Porto Alegre : Gênese, 1999.

CHORLEY, R.J. The hillslope hydrological cycle In: KIRKBY, M.J. (Ed) **Hillslope hydrology.** New York : J. Wiley & Sons, 1978. 389p.

CHO, K.M. Land use dependent soil quality in the Lam Phra Pholeng watershed, Northeast Thailand. In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION CONFERENCE, 13., Brisbane, Australia, 2004. **Proceedings...** Brisbane, Australia, 2004. Paper 119. CDrom.

CHRISTENSEN, B.T. Decomposability of organic matter in particle size fractions from field soils with straw incorporation. **Soil Biology and Biochemistry,** Oxford, n.19, p.429-435, 1987

CHRISTENSEN, B.T. Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: CARTER, M.R.; STEWART, B.A. (Eds) **Structure and organic matter storage in agricultural soils.** Boca Raton : CRC Press, 1996. p 97-165.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia.** São Paulo : E. Blucher, 1986.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia.** São Paulo : E. Blucher, 1980.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO DO RS e SC - CQFS-RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina.** Porto Alegre : SBCS - Núcleo Regional Sul, 2004. 394p.

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

COHEN, M.J.; BROWN, M.T.; SHEPARD. K.D. Estimating the environmental costs of soil erosion at multiple scales in Kenya using emergy synthesis **Agriculture, Ecosystems and Environment.** Amsterdam, v.114, p.249-269, 2006

COLE, J.J.; CARACO, N.F. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism **Marine Freshwater Research,** Sidney, v.52, p.101-110, 2001

CONACHER, A. The Role of Geomorphology in Combatting Land Degradation: A Role for Geomorphology in Integrated Catchment Management **Australian Geographical Studies,** Sidney, v.40, p.179-185, 2002

CONCEIÇÃO, P.C. **Indicadores de qualidade do solo visando a avaliação de sistemas de manejo do solo**. Santa Maria : UFSM, 2002. Dissertação (Mestrado) – Curso de Agronomia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SAPNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.777-788, 2005.

CORRECHEL, V.; BACHI, O.O.S.; DE MARIA, I.C.; DECHEN, S.C.F.; REICHARDT, K. A comparison of erosion rates obtained using the ¹³⁷Cs technique and direct measurements on runoff plots In: WALLING, D.E.; HOROWITZ, A.J. (Eds) **Sediments Budgets 1**. Wallingford : IAHS , 2005.

CORONA, H.P. **Resistência inovadora: a pluriatividade no sudoeste paranaense**. Curitiba : UFPR, 1999. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Sociologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 1999.

CSIRO. [Informações]. Disponível em: www.flp.csiro.au/mdp/topo . Acesso em: nov. 2004.

DALVA, M.; MOORE, T.R. Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment **Biogeochemistry**, Amsterdam, v.15, p.1-19, 1991.

DAVIDSON, D. A. The assessment of land resources: achievements and new challenges. **Australian Geographical Studies**, Brisbane, n.40, p.109-128, 2002.

DESER – Departamento de Estudos Sócio Econômicos e Rurais. A cadeia produtiva do fumo. **Contexto Rural**, Curitiba, PR, n.3, 2004.

DEDECEK, R.A. Coberturas permanentes do solo na erosão sob condições de cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.24, p.483-488, 1989.

DENBIGH, K.G. Time's Arrows Today: Recent Physical and Philosophical Work on the Direction of Time. **Studies in history and philosophy of modern physics** Amsterdam, v.21, n.2, p.221-221, 1996. Book review and critical.

DICKEY, E.C.; SHELTON, D.P.; SASA, P.J.J. Tillage, residue and erosion on moderately sloping soils. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, n.27, p. 1093-1099, 1984.

DIEKOW J.; MIELNICZUCK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v.81, p.87-95, 2005

DILLON, P. J.; MOLOT, L.A. Dissolved organic and inorganic carbon mass balance in central Ontario lakes. **Biogeochemistry**, Amsterdam, v.36, p.29–42, 1997

DOUGLAS, G.; FORD, P.; JONES, G.; PALMER, M. Identification of sources of sediment to Lake Samsonvale (North Pine Dam) southeast Queensland, Australia. In: BOER, D.; FROEHLICH, W.; MIZUYAMA, T.; PIETRONIRO, A. (Eds) **Erosion prediction in ungauged basins: integrating methods and techniques**. Wallingford : IAHS, 2003. (Publication, 279).

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and accessing soil quality. In: DORAN, J.W. ; COLEMAN, D.C.; BESDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison : Soil Science Society of America, 1994. p.3-22. (Special Publication, 35)

DORAN, J.W.; ZEISS, M.R. Soil health and sustainability: Managing the biotic component quality. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v.15, p. 3-11, 2000.

EVERAERT, W. Empirical relations for sediment transport capacity of interrill flow. **Earth Surface and Landforms**, New York, v.16, p.513-532, 1991.

FASS, S.; BLOCK, J.C.; BOUALAM, M.; GAUTHIER, V.; GATEL, D.; CCAVARD, J.; BENABDALLAH, S.; LAHOSSINE, V. Release of organic matter in a discontinuously chlorinated drinking water network. **Water Research**, Amsterdam, v.37, p.493-500, 2003.

FERNANDEZ, B.P.M. Isenção ou Inserção de Valores na Ciência? – a Posição Crítica de Hugh Lacey. **Cadernos de Pesquisa Interdisciplinar em Ciências Humanas [da UFSC]**, Florianópolis, v.49, p.02-17, 2003.

FERREIRA, P.A. Drenagem. In: ABEAS. **Engenharia da Irrigação - Módulo 11**. Brasília, DF, 1987.

FERRO, V.; PORTO, P. Sediment Delivery Distributed (SEDD) Model. **Journal of Hydrologic Engineering**, Baltimore, v.5, n.4, p.411-422, 2000.

FETRAF – Federação dos Trabalhadores na Agricultura Familiar. **Cartilha do Fumo- Fumicultor: Valorize seu trabalho**. Chapecó, 2006.

FIENER, P.; AUERSWALD, K. Seasonal variation of grassed waterway effectiveness in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds in temperate Europe **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.87, p.48-58, 2006

FIENER, P.; AUERSWALD, P.; WEIGAND, S. Managing erosion and water quality in agricultural watersheds by small detention ponds **Agriculture, Ecosystems and Environment**. Amsterdam, v.110, p.132–142, 2005.

FIEDLER-FERRARA, N. O pensar complexo: construção de um novo paradigma. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE ENSINO DE FÍSICA, 15., Curitiba, PR, 2003. **Anais...** Curitiba : UFPR, 2003.

FITZ, P.R. **Geração de múltiplos critérios para o apoio à decisão em dados geoprocessados**. Um estudo de caso: A microbacia hidrográfica de Inhandava em Maximiliano de Almeida, RS. 2005. Tese (Doutorado). Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

FLEISCHFRESSER, V. Políticas Públicas e a Formação de Redes Conservacionistas em Microbacias Hidrográficas: o exemplo do Paraná Rural. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, Curitiba, n.95, p.61-77, 1999.

FÖRSTENER, U.; WITTMANN, G.T.W. **Metal Pollution in the aquatic environment**. 2. ed . New York : Springer- Verlag, 1983.

FRANZLUEBBERS, A.J. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, n.66, p. 95–106, 2002

FREEZE, R. The Role of Subsurface Flow in the Generation of Surface Runoff. 2: Upstream Source Áreas **Water Research**, Amsterdam, v.8, p.1272-1283, 1972.

FUA, G.; CHENA, S.; K.; MCCOOL, D.K. Modeling the impacts of no-till practice on soil erosion and sediment yield with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, n.85, p.38–49, 2006.

FU, G.; CHEN, S.; MCCOOL, D.K, Modeling the impact of no till practices on soil erosion and sediment yields with RUSLE, SEDD, and ArcView GIS. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.85, p.38-49, 2006.

GADOTTI, M. Pedagogia da terra e cultura de sustentabilidade. **Revista Lusófona de Educação**, Lisboa, v.6, p.15-29, 2005. Disponível em: <http://rleducacao.ulusofona.pt>.

GERGEL S. E.; TURNER, M. G.; KRATZ, T. K. Dissolved organic carbon as an indicator of the scale of watershed influence on lakes and rivers. **Ecological Applications**, New York, v. 9, n. 4, p.1377–1390, 1999.

GESSLER, P.E.; CHADWICK, O.A.; CHAMRAN, F.; ALTHOUSE, L.; HOLMES, K. Modeling soil–landscape and ecosystem properties using terrain attributes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.64, p.2046–2056, 2000.

GILLEY, J.E.; KRAMER, L.A.; CRUSE, R.M.; HULL, A. Sedimente movement within a strip intercropping system **Journal of Soil and Water Conservation** Ankeny, v.56, n.6, p.443-447, 1997.

GISLADOTTIR, G.; STOCKING, M. Land degradation control and its global environmental benefits **Land Degradation and Development**, New York, v.16, p.99-112, 2005.

GOLCHIN, A.; BALDOCK, J.A.; OADES, J.M. A model linking organic matter decomposition chemistry, and aggregate dynamics. In: SOIL Processes and the Carbon Cycle. Boca Raton, Florida : CRC Press LLC, 1997. (Advances in soil science).

GONÇALVES, C. S.; RHEINHEIMER, D. S. ; KIST, S. L.; PELEGRINI, J. B.; GASPARETTO, A. Qualidade da água em Propriedades Rurais da microbacia Hidrográfica Arroio Lino – Agudo – RS. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14., Cuiabá, MT, 2002. **Anais...** Cuiabá, MT, 2002.

GONÇALVES, C.S; RHEINHEIMER, D.S.; PELLEGRINI, J.B.R.; KIST, S.L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, p.103-112, 2005.

GOLOSOV, V.; LITVIN, L. The sediment budgets of cultivated slopes and slope catchments: an evaluation of the influence of slope morphology. In: WALLING, D.E.; HOROWITZ, A.J. (Eds). **Sediment Budgets**. Wallingford : IAHS Press, 2005. v.1. (IAHS publication,291).

GREGORICH, E.G.; GREER, K.J.; ANDERSON, D.W.; LIANG, B.C. Carbon distribution and losses: erosion and depositional effects. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.47, p.291–302, 1998.

GRIFFITHS, P.G.; HEREFORD, R.; WEBB, R.H. Sediment yield and runoff frequency of small drainage basins in the Mojave desert, USA. **Geomorphology**, Amsterdam, v.74, p.232-244, 2006.

GUADAGNIN, J.C.; BERTOL, I.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n.29, p.277-286, 2005.

GUENNADIYEV, A. Rate of humus (organic carbon) accumulation in soils of different ecosystems. In: In: SOIL Processes and the Carbon Cycle. Boca Raton, Florida : CRC Press LLC, 1997. (Advances in soil science).

GUERRA, J.G.M.; SANTOS, G.A. Métodos químicos e físicos. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre : Gênese, 1999.

GUERRA, A.J.T. Encostas e a questão ambiental In: CUNHA, S.B.; GUERRA, A.J.T. (org) **A questão ambiental : diferentes abordagens**. Rio de Janeiro : B. Brasil, 2003. 248p.

GUO L.; LEHNER, J.K.; WHITE, D.M.; GARLAND, D.S. Heterogeneity of natural organic matter from the Chena River, Alaska. **Water Research**, Amsterdam, v.37, p.1015-1022, 2003.

HABERKORN, T.H. Uso combinado de sistemas de informação geográfica e análise emergética no planejamento de bacias hidrográficas. In: ORTEGA. E

(Org). **Engenharia Ecológica e Agricultura Sustentável**. Capítulo 22. Disponível em: <http://www.fea.unicamp.br/docentes/ortega/livro/index.htm>. Acesso em: 14 ago.2005.

HARDEN, J.W.; SHARPE, J.M.; PARTON, W.J. ; OJIMA, D.S.; FRIES, T.L.; HUNTINGTON, T.G.; DABNEY. S.M. Dynamic replacement and loss of soil carbon on eroding cropland. **Global Biogeochemical Cycles**, Amsterdam, v.13, p.885-901, 1999.

HAO, Y.; LAL, R.; OWENS, B.; IZAURRALDE, R.C.; POST, W.M.; HOTHEMB, D.L. Effect of cropland management and slope position on soil organic carbon pool at the North Appalachian Experimental Watersheds **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.68, p.133-142, 2002.

HAYNES,R.J. Effect of sample pretreatment on aggregate stability measured by wet sieving or turbidimetry on soil of different cropping history. **Journal of Soil Science**, v.44, p.261-270, 1993.

HERNANI, I.C; KIRIHARA, C.H.; SILVA, W.M Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p.145-154, 1999.

HERRICK, J.E.; BROWN, J.R.; TUGEL, A. J.; SHAVER, P.L.; HAVSTAD, K.M. Application of Soil Quality to Monitoring and Management: Paradigms from Rangeland Ecology. **Agronomy Journal**, Madison, n.94, p.3-11, 2002.

HOPE, D.; BILLET, M.F.; CRESSER, M.S. A review of export carbon in rivers water: fluxes and process. **Environmental Pollution**, Oxford, v.84, p.301-324, 1994.

HOROWITZ, A.J. **The Use of Suspended Sediment and Associated Trace Elements in Water Quality Studies**. Wallingford, U.K. : IAHS Press, 1995. 58 p. (IAHS, Special Publication, 4)

HUMPHREYS, W.F. Aquifers: the ultimate groundwater-dependent ecosystems **Australian Journal of Botany**, Sidney, v.54, p.115–132, 2006.

IBGE – **Anuário agrícola**. Rio de Janeiro, 2004.

IPEA –SC Instituto de Planejamento e Economia Agrícola de Santa Catarina **Avaliação do projeto microbacias**: Monitoramento da Qualidade da Água Florianópolis, 1999. 97p. Relatório de Avaliação Final.

JACINTHE P.A.; LAL, R.; OWENS, L.B.; HOTHEM, D.L. Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v. 77, p11-113, 2004.

JACINTHE, P.A.; GROFFMAN, P.M.; GOLD, A.J. Dissolved Organic Carbon Dynamics in a Riparian Aquifer: Effects of Hydrology and Nitrate Enrichment **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.32, p.24-332, 2003.

JACOB, J.S.; NORDT, L.C. Soil and landscape evolution: A paradigm for pedology. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.5, p. 194-201, 1991.

JAYNES, D.B.; KARLEN, D.L. Sustaining soil resources while managing nutrients. In: UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA. **Gulf hypoxia and local water quality concerns**. New Orleans, 2004. p141- 205.

JENERETTE, G.D.; LAL, R. Hydrological sources of carbon cycling uncertainty through the terrestrial- aquatic continuum **Global Change Biology**, Oxford, UK, n.11, p.1873-1882, 2005.

JOHNSTON,C.A.; BRIDGHAM, S.D.; SCHUBAUER-BERIGAN, J.P Nutrient Dynamics in Relation to Geomorphology of Riverine Wetlands **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.65, p.557–577, 2001.

KALITA, P.K. ; ALGOAZANY, A. S.; MITCHELL, J.K.; COOKE, R.A.C.; HIRSCHI, M.C. Subsurface water quality from a flat tile-drained watershed in Illinois, USA. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.115, p.183-193, 2006.

KANPP, B.J. Infiltration and storage of soil water. In: KIRKBY, M.J. (Ed) **Hillslope hydrology** . New York : John Wiley & Sons, 1978. 389p.

KINNELL, P.I.A. The effects of flow on sediment transport induced by raindrops impacting shallow flows **Transactions of the American Society of Agricultural Engineering**, St. Joseph, v.34, p.381-387, 1991.

KENNEDY, A.C.; PAPENDICK, R.I. Microbial characteristics of soil quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.50, n.3, p243-248 ,1995.

KLAR, A. E. Relações água-solo-planta In: ABEAS. **Engenharia da Irrigação - Módulo 03**. Brasília, DF, 1987.

KIRKBY,M.; CHORLEY,R. Throughflow, Overland Flow and Erosion, **Bulletin International of Association Science Hydrology**, Wallingford, v. 12, p.5-21, 1967.

KOBIYAMA, M. Conceitos de zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL ZONAS RIPÁRIAS, 2003, Alfredo Wagner – SC. **Anais...** Florianópolis : Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) –UFSC, 2003.

KOBIYAMA, M; GENZ, F.; MEDIONDO, E. M. Geo-bio-hidrologia. In: FÓRUM DE GEOHIDRO-BIOLOGIA, 1998, Curitiba. **Anais....** Curitiba : UFPR, 1998. p.1-25.

KOSMAS, C.; DANALATOS, N.G.; GERONTIDIS, S. The effect of measurements land parameters on vegetation performance and degree of

erosion under Mediterranean conditions. **Catena**, Amsterdam, v.40, p.3–17, 2000.

KRAMER; L.A.; BURKART, M.R.; MEEK, D.W.; JAQUIS, R.J.; JAMES, D.E. Field-scale watershed evaluations on deep loess soils: II Hidrologic responses to deifferent agricultural land management systems. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.54, n.4, p. 705-710, 1999.

KUHN, T.S. **A estrutura das revoluções científicas**. 5. ed. São Paulo : Científica, 2000.

KUMAR, K.; CHANDER, Y.; GUPTA, S.; THOMPSON, A.; SINGH, A.; THOMA, D.; BARTHOLOMEW, N. Antibiotics losses in runoff and drainage from swine manure application. In: AGRICULTURAL DRAINAGE AND WATER QUALITY FIELD DAY, 2., Minnesota, 2005. **Proceedings...** Lamberton : University of Minnesota, 2005.

KYLLMAR, K.; CARLSSON, C. ; GUSTAFSON, A. ULÉN, B; JOHNSON, H. Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: Characterisation and trends **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.115, p.5-26, 2006.

LAL, R. Soil erosion and the global carbon budget. **Environment International**, Amsterdam, v.29, p.437– 450, 2003.

LAL, R. **Soil Erosion Research Methods**. Ankeny, Iowa : SWCS, 1988.

LAL, R. Soil quality and sustainability. In LAL, R.; BLUM, W.A.; VALENTINE, C.; STEWART, B.A.(Ed.) **Methods for assessment of soil degradation**. Boca Raton, FL. : CRC Press, 1998. p. 17-30.

LAL, R. Soil erosion by wind and water: problems and prospects. In: LAL, R. (Ed) **Soil erosion: research methods**. Alkeny : Soil and Water Conservation Society, 1994. p1-10.

LAL, R. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality - Critical Review. **Plant Science**, Madison, v.17, p.319 -334, 1998.

LARSON, W.E.; PIERCE, F.J. The dynamics of soil quality as a mesure os sustainable management. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDOCEK, D.F; STEWART, B.A. (Eds) **Defining soil quality for sustainable environmental**. Madison : Soil Science Society of America, 1994.

LEITE, D.; BERTOL, I.; GADAGNIN, J.C.; SANTOS, E.J.; RITTER. S.R. Erosão hídrica em um Nitrossolo háplico submetido a diferentes sistemas de manejo sob chuva simulada. I - perdas de solo e água. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n.28, p.1033-1044, 2004.

LEONARDO, H.C.L **Indicadores de qualidade de solo e água para avaliação do uso sustentável da microbacia do Rio Passo Cue, região oeste do estado do Paraná**. Piracicaba : ESALQ, 2003. Dissertação

(Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luis de Queirós, Piracicaba, SP, 2003.

LIMA, W.P. A microbacia e o desenvolvimento sustentável. **Ação Ambiental**, Piracicaba, v.1, n.3, p.20-24, 1999.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de Matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas ciliares conservação e recuperação**. São Paulo : Universidade de São Paulo, 2000. 320p. Apoio da FAPESP

LÉONARD, J.; PERRIER, E.; RAJOT, J.L. Biological macropores effect on runoff and infiltration: a combined experimental and modelling approach **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.104, p. 277–285, 2004.

LI, Y; ZHANG, Q.W.; REICOSKY, D.C.; BAI, L.Y.; LINDSTROM, M.J.; LI, L. Using ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ for quantifying soil organic carbon redistribution affected by intensive tillage on steep slopes **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.86, p.176–184, 2006.

LOVATO, T.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F. Carbono e nitrogênio adicionados e sua relação com o rendimento do milho e estoques destes elementos no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.175-187, 2004.

MACHADO, W.; STIPP, N.A.F. Caracterização do manejo de solo na microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Apertados - PR. **Revista da Geografia**, Londrina, v.12, n.2 , p.57-85, 2003.

MAO, L.; COMITI, F.; ANDREOLLI, M.; LENZI, A; SCUSSEL, R. Bankfull and bed load effective discharge in a steep boulder-bed channel. In: WALLING, D.E.; HOROWITZ, A.J. (Eds) **Sediments Budgets 1**. Wallingford : IAHS , 2005.

MARZALL, K. **Indicadores de sustentabilidade para agroecossistemas**. 1999. 208f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1999.

MARZALL, K.; ALMEIDA, J. Parâmetros e indicadores de sustentabilidade na agricultura: limites, potencialidades e significado no contexto do desenvolvimento rural. **Extensão Rural**, Santa Maria, n.5, p.25-38, 1998.

MACKOWN, C.T.; CRAFTS-BRANDNER, S.J.; SUTTON T.G. Relationships among Soil Nitrate, Leaf Nitrate, and Leaf Yield of Burley Tobacco **Agronomy Journal** , Madison, n. 91, p.613-621 , 1999.

MACKOWN C.T.; SUTTON T.G. Recovery of fertilizer N applied to burley tobacco. **Agronomy Journal**, Madison, v.89, p.183-189, 1997.

MADARI, B.; MACHADO, P.L.O.A.; TORRES, E.; ANDRADE, A.G.; VALENCIA, L.I.O. No tillage and crop rotation effects on soil aggregation and organic carbon in a Rhodic Ferralsol from southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, n.80, p.185- 200, 2005.

MADEJ, M.A. The role of organic matter in sediments budgets in forested terrain. In: WALLING, D.E.; HOROWITZ, A.J. (Eds) **Sediments Budgets 2**. Wallingford : IAHS , 2005.

MARTIN, J.F.; DIEMONT, S.A.W.; POWELL, E; STANTON, M.; LEVY-TACHER, S. Energy evaluation of the performance and sustainability of three agricultural systems with different scales and management **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.115, p.128–140, 2006.

McCARTY, G.W.; RITCHIE, J.C. Impact of soil movement on carbon sequestration in agricultural ecosystems. **Environmental Pollution**, Oxford, v.116, p.423-430, 2002.

McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N. The Effects of Soil Carbon on Phosphorus and Sediment Loss from Soil Trays by Overland Flow. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.32, p.207–214, 2003.

MEDIONDO, E.M.; TUCCI, C.E.M. Escalas hidrológicas. I: Conceitos **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 2, n.1, p. 59-122, 1997^a.

MEDIONDO, E.M.; TUCCI, C.E.M. Escalas hidrológicas. II: Diversidade de processos na bacia vertente. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v.2, n.1, p.81-100, 1997^b.

MELLO, E.L.; BERTOL, I.; ZAPAROLLI, 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, p.901-909, 2003.

MELLO, M.H.A.; PEDRO JUNIOR, M.J.; LOMBARDI NETO F. **Manual técnico de manejo e conservação de solo e água**. Campinas : CATI, 1994. v.2.

MELLO, R.F.L. Complexidade e Sustentabilidade: subsídio para a discussão. In: CONGRÉS INTER-LATIN POUR LA PENSÉE COMPLEXE, 1998, Rio de Janeiro. Disponível em: www.complexus.org/rio . Acesso em: março de 2006.

MEDEIROS, C.V. **Seleção artificial para resistência a murcha bacteriana (*Ralstonia solanacearum*) em fumo (*Nicotiana tabacum* L.)**. 2005. Dissertação (Mestrado- Plantas de lavoura) – Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade de sistemas agrícolas. In: SANTOS, G.A; CAMARGO, F.A.O. (Eds) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais**. Porto Alegre : Gênese, 1999.

MORGAN, R.P.C. **Soil erosion and conservation**. New York : Logman, 1985. 298p.

MORGAN, R.P.C. Splash detachment under plant covers: results and implications of a field study. **Transaction of American Society of Agricultural Engineering**, St. Joseph, v.25, p.987-991, 1982.

MOORE, T.R. **Dissolved organic carbon**: sources and fluxes and role in the soil carbon cycle. In: SOIL Processes and the Carbon Cycle. Boca Raton, Florida : CRC Press LLC, 1997. (Advances in soil science).

MOORMAN, T.B.; CAMBARDELLA, C.A.; JAMES, D.E.; KARLEN, D.L.; KRAMER, L.A. Quantification of tillage and landscape effects on soil carbon in small Iowa watersheds. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.78, p.225–236, 2004.

MOREIRA, F.M.S. ; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo** Lavras : UFLA, 2002. 626p.

MORIN, E. **Método**: a natureza da natureza. 2.ed. Porto Alegre : Sulina, 1999. v.1, 273p.

MORIN, E. **Introdução ao pensamento complexo**. Porto Alegre : Sulina, 2005. 120p.

MUDD, S.M.; FURBISH, D.J. Influence of chemical denudation on hillslope morphology **Journal of Geophysical Research**, Washington, v.109, p.1010-1023, 2004.

NAGLE, G. N.; JAMES, P. L.; TIMOTHY, J. F.; SHERWOOD, C. M. The Use of Caesium-137 to Estimate Agricultural Erosion on Steep Slopes in a Tropical Watershed." **Hydrological Processes**, New York, v.14, p.957-969, 2000.

NETTO, A.L.C. Hidrologia de encostas na interface com a Geomorfologia. In: GUERRA, A.J.T; CUNHA, S. B. (Org). **Geomorfologia**: uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro : B.Brasil, 1998.

NDAM-NGOUPAYOU, J.R.; BOEGLIN, J.L.; PROBST, J.L.; BRAUN, J.J.; MEYBECK, M; NKOUE NDONDO, G. The organic carbon dynamics of a small catchment in the humid tropics. In: WALLING, D.E.; HOROWITZ, A.J. (Eds) **Sediments Budgets 1**. Wallingford : IAHS , 2005.

NORTON, J. B.; SANDOR, J. A.; WHITE, C.S. Hillslope Soils and Organic Matter Dynamics within a Native American Agroecosystem on the Colorado Plateau. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.6, p.225–234, 2003.

NOVOTNY, V.; CHESTERS, V. Delivery of sediment and pollutants from nonpoint sources: A water quality perspective. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 44, p.568-576, 1989.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro : Guanabara, 1988.

ODUM, H.T. **Environmental Accounting: energy and environmental decision making.** New York : J. Wiley & Sons, 1996.

OLIVEIRA, M.A.T.; HERRMANN, M.L.P. Ocupação do solo e riscos ambientais na área conurbada de Florianópolis. In: GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. (Org) **Impactos urbanos no Brasil.** 2. ed. Rio de Janeiro : B.Brasil, 2004. 416p.

OLSON, K.R.; LANG, J.M.; EBELHAR, S.A. Soil organic carbon changes after 12 years of no-tillage and tillage of Grantsburg soils in southern Illinois. **Soil and Tillage Research,** Amsterdam, n.81, p.217- 225, 2005.

OUYANG, Y. Simulating dynamic load of naturally occurring TOC from watershed into a river. **Water Research,** Amsterdam, v. 37, p.823-832, 2003.

OWENS, L.B.; MALONE, R.W.; HOTHEM,D.L.; STARR, G.C.; LAL,R. Sediment carbon concentration and transport from small watersheds under various conservation tillage practices. **Soil and Tillage Research,** Amsterdam, n.67, p.65-73, 2002.

OWENS, L.B.; SHIPITALO, M.J. Rate Of Soil Carbon Loss Resulting From Tillage. In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION CONFERENCE, 13., Brisbane, Australia, 2004. **Proceedings...** Brisbane, Australia, 2004. Paper 772. CDrom.

PARTON, W.J.; SCHIMEL, D.S.; COLE, C.V.; OJIMA, D.S. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in great plains grasslands. **Soil Science Society of America Journal,** Madison, v.51, n.5, 1987.

PEART, M.R.; KING, J.P.; RUSE, M.E. Sediment production by landslide in Hong Kong: two case studies. In: WALLING, D.E.; HOROWITZ, A.J. (Eds) **Sediments Budgets 1.** Wallingford : IAHS , 2005.

PENNOCK, D.J.; LEMMEN, D.S.; JONG, E. Cesium 137 measured erosion rates for soils of five parent-material groups in southwestern Saskatchewan. **Canadian Journal of Soil Science,** Ottawa, v.75, p. 205-210, 1995.

PIERCE, F.J.; LAL, R. Monitoring soil erosion's impact on crop productivity In: LAL, R. (Ed) **Soil erosion: research methods.** Ankeny : Soil and Water Conservation Society, 1994. p.1-10.

PILLON, C.N. **Alterações no conteúdo e qualidade da matéria orgânica do solo induzidas por sistemas de cultura em plantio direto.** 2000. Tese (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2000.

POZZEBON, E. J. **Simulação de escoamento em microbacia hidrográfica utilizando sistemas de informações geográficas e de modelagem hidrológica.** Piracicaba : ESALQ, 2000. 234f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade do Estado de São Paulo, Piracicaba, 2000.

PREVEDELLO, C.L. **Física do Solo com problemas resolvidos**. Curitiba : SAEAFS, 1996.

PRIGOGINE, I. **O fim das certezas: tempo, caos e as leis da natureza**. São Paulo : Ed.da Unesp, 1996.

PROFFITT, A.P.B.; ROSE, C.W. Soil erosion processes. II Settling velocity characteristics of eroded sediment. **Australian Journal of Soil Research**, Collingwood, v.29, p.671-683, 1991.

PUGET, P.; LAL, R.; IZAURRALDE, C.; POST, M.; OWENS, L.B. Stock and distribution of total and corn-derived soil organic carbon in aggregate and primary particle fractions for different land use and soil management practices. **Soil Science**, Hagerstown, v.170, p.256-279, 2005.

QUINN, J.M.; STROUD, M.J. Land use effects on water quality and exports. **New Zealand Journal of Marine and Fresh Water Research**, Auckland, v.33, p.416-426, 2002.

QUINTON, J.N; CATT, J.A; WOOD, G.A; STEER,J. Soil carbon losses by water erosion: Experimentation and modeling at field and national scales in the UK. **Agriculture, Ecosystems and Environment** , Amsterdam, v.112, p.87–102, 2006.

REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas** . São Paulo : Manole, 1990. 188p.

REID, L. M. **Research and cumulative watershed effects**. Iowa : PSW-GTR, USDA, 1993. 118 p.

RENSCHLER, C.S.; MANNAERTS, C.; DIEKKRUGER, B. Evaluating spatial and temporal variability in soil erosion risk, rainfall erosivity and soil loss ratios in Andalusia, Spain. **Catena**, Amsterdam, v.34, p.209–225,1999.

RENSCHLER, C.S.; HARBOR, J. Soil erosion assessment tools from point to regional scales—the role of geomorphologists in land management research and implementation **Geomorphology**, Amsterdam, v.47, p.189–209, 2002.

RHEINHEIMER, D.S. **Caracterização física, química e biológica dos solos na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Nova Boemia**: Agudo, Ano II. Santa Maria : UFSM, 2003. 115f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003.

RITCHIE, J.C.; McCARTY, G.W.; VENTERIS, E.R.; KASPAR,T.C. Using soil redistribution to understand soil organic carbon redistribution and budgets. In: WALLING, D.E.; HOROWITZ, A.J. (eds) **Sediments Budgets 2**. Wallingford : IAHS, 2005.

RITCHIE, J.C.; McCARTY, G.W.; VENTERIS, E.R.; KASPER,T.C.; OWENS,L.B.; NEARING, M. Assessing soil organic carbon redistribution with

fallout 137 Cesium. In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION CONFERENCE, 13., Brisbane, Australia, 2004. **Proceedings...** Brisbane, Australia, 2004. Paper 119. CDrom.

RITCHIE, J.C; MCCARTY, G.E.; VENTERIS, E.R.; KASPAR. T.C. Redistribution of soil and soil organic carbon in agricultural ecosystems **Geomorphology & Ecosystems**, Buffalo, 2005. Trabalho apresentado no XXXVI Binghamton Geomorphology Symposium, 2005, Búfalo.

ROCHA, J.S.M. **Manual de manejo integrado de microbacias hidrográficas**. Santa Maria : Ed. Universidade Federal de Santa Maria, 1991.

ROSCOE, R. ; MACHADO, P.L.O.A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Rio de Janeiro : EMBRAPA Agropecuária Oeste. EMBRAPA Solos, 2002.

SALTON, J.C. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura pastagem em ambiente tropical**. 2005. Tese (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SANTOS, J.E.; SATO, M.; Universidade e ambientalismo – encontros não são despedidas In: SANTOS, J.E.; SATO, M. (Orgs) **A contribuição da educação ambiental à esperança de Pandora**. São Carlos : Rima, 2001

SARTORI, R.C. **O pensamento ambiental sistêmico: uma análise da comunicação científica da ESALQ/USP**. Piracicaba : ESALQ, 2005. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiróz, Universidade de São Paulo, Piracicaba,SP, 2005.

SCHAEFER, C.E.; SILVA, D.D.; PAIVA, K.W.N.; PRUSKI, F.F.; ALBUQUERQUE FILHO, M.R.; ALBUQUERQUE, M.A. Perdas de solo, nutriente, material orgânica e efeitos microestruturais em Argissolo Vermelho Amarelo sob chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.37, n.5, p.669-678, 2002.

SCHICK, J.; BERTOLI, I.; BATISTELA, O.; BALBINOT JUNIOR, A.A. Erosão Hidrica em Cambissolo Alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I Perdas de solo e água **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, p.427-436, 2000.

SCHOORL, J. M.; VELDKAMP, A.; BOUMA, J. Modeling Water and Soil Redistribution in a Dynamic Landscape Context **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.66, p.1610–1619, 2002.

SCHULLER, P.; ELLIS, A.; CASTILLO, A.; SALAZAR, I. Use of Cesium 137 to estimate tillage and water induced soil redistribution rates on agricultural land under different use and managements in central south Chile. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, n.69, p.69-83, 2003.

SEGANFREDO, M.L.; ELTZ, F.L.F.; BRUM, A.C.R. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.21, p.287-291, 1997.

SEIBERTH, C. Relation between soil erosion and sediment yield in catchment scale In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION MEETING, 10., Purdue, 1999. **Selected papers** : Sustaining the Global Farming. Purdue : Purdue University : USDA-ARS : National Soil Erosion Research Laboratory. Purdue University, 2001. p.725-731.

SHUKLA, M.K.; LAL, R. Erosional effects on soil organic carbon stock in an on-farm study on Alfisols in west central Ohio **Soil and Tillage Research** Amsterdam, n.81 p.173- 181, 2005.

SHUKLA, M.K.; LAL, R.; OWENS, L.B.; UNKEFER, P. Land use and management impacts on structure and infiltration characteristics of soils in the North Appalachian region of Ohio. **Soil Science**, Baltimore, v.168, n.3, p.167-177, 2004.

SILVA J.R.C.; CARVALHO, R.J.T. Métodos de determinação do salpico e influência da cobertura do solo em condições de chuva natural **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, p.473-481, 2002.

SILVEIRA, A.L.L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. (Org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. da UFRGS, 1993. Cap.1, p.25-34.

SMITH, S.V.; RENWICK, W.R.; BUDDEMEIER, R.W.; CROSSLAND, J.C. Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. **Global Biogeochemical Cycles**, Amsterdam, v.15, p.697-707, 2001.

SNEATH, R.W.; BELINE, F.; HILHORST, M.A.; PEUB, P Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 112, p. 122–128, 2006.

SOJKA, R.E.; UPCHURCH, D.R. Reservations regarding the soil quality concept. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.63, p.1039-1054, 1999.

SOUZA CRUZ. **A cultura do fumo**. Disponível em: <http://www.souzacruz.com.br> . Acesso em: 23 mar. 2006.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York, NY : Oxford University Press, 1989.

SQUIRES, V.R. Desertification: Its nature, extent and impact and the interaction with global climate change In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION CONFERENCE, 12., Beijing, 2002. **[Proceedings]**... Beijing, China, 2002.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry**: gênese, composition, reactions. 2a.ed. New York : J. Willey, 1995.

STOCKING, M.A. Assessing vegetative cover and management effects. In: LAL, R. (Ed) **Soil erosion research methods**. Ankeny : Soil and Water Conservation Society, 1994. p.211-234.

STROOSNIJDER, L. Measurement of erosion: Is it possible? **Catena**, Amsterdam, v. 64, p.162-173, 2005.

STARR ,G. C.; LAL, R.; MALONE, R.; HOTHEM, D.; OWENS, L.; KIMBLE , J Modeling soil carbon transported by water erosion processes. **Land Degradation and Development**, New York, v.11, p.83 -91, 2000.

TENYWA; M.M; LAL, R.; MAJALIWA M.J.G. Characterization of the stages of soil resilience to degradative stresses: erosion. In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION MEETING, 10., Purdue, 1999. **Selected papers** : Sustaining the Global Farming. Purdue : Purdue University : USDA-ARS : National Soil Erosion Research Laboratory. Purdue University, 2001. p.597-601.

THIEN, S.; STARRETT, S.; ROBEL, R.; SHEA,P.; GOURLAY, D.; ROTH, C. A multiple index environmental quality evaluation and management system. **USGA Green Section**, Baltimore, v.39, p.12-18, 2001.

THOMA, D.P.; GUPTA, S. C.; STROCK, J.S.; MONCRIEF, J.F. Tillage and nutrient source impacts on water quality from a flat landscape. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.34, p. 1102-1111, 2004.

TODD V.; ROYER, M.; DAVID, B. Export of dissolved organic carbon from agricultural streams in Illinois, USA. **Aquatic Sciences - Research Across Boundaries**, Boston, v.67, p.465-471, 2005.

TORMENA,C.A.; FRIEDRICH,R.; PINTRO, J.C.; COSTA, A.C.S.; FIDALSKI, J. Propriedades físicas e taxa de estratificação de carbono orgânico num Latossolo vermelho após dez anos sob dois sistemas de manejo **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, n.28, p.1032-1031, 2004.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microorganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos In: ALVAREZ, V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V.; COSTA, L.M. (Eds) **Tópicos em Ciência do Solo**. Viçosa : SBCS, 2002. vol 2.

TUCCI, C.E.M. Hidrologia: Ciência e Aplicação. In: TUCCI, C. (org.) **Hidrologia**: ciência e aplicação. Porto Alegre : Ed. da UFRGS, 1993. Cap.1, p.25-34.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R.T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento. In: FÓRUM DE GEOHIDRO-BIOLOGIA, 1998, Curitiba. **Anais ...** Curitiba : UFPR, 1998. p.1-25.

UFMS – Universidade Federal de Santa Maria. **Relatório Técnico - Microbacias Agudo e Arvorezinha**. Santa Maria : Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, 2004.

UHLMANN, G.W. **Teoria geral dos sistemas: do atomismo ao sistemismo**. São Paulo : CISC, 2002. 84p.

VanDIJK, A.I.J.M.; BRUIJNZEEL, L.A.S. Keys to control and scale effects on sediment budget: recent findings in agricultural upland Java, Indonésia. In: WALLING, D.E.; HOROWITZ, A.J. (Eds) **Sediments Budgets 1**. Wallingford : IAHS, 2005.

VELDKAMP, A.; KOK, K. ; DEKONING, G.H.J.; SCHOORL, J.M.; SONNEVELD, M.P.W.; VERBURG, P.H. Multi-scale system approaches in agronomic research at the landscape level. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.58, p.129 -140, 2001.

VEZZANI, F.M. **Qualidade do sistema solo na produção agrícola**. 184f. 2001. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

VILLELA, S. M.; MATTOS, M. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill Berkeley, 1975. 245p.

VIEIRA, J.A. Organização e Sistemas. **Informática na Educação** [Revista do PPGIE –UFRGS], Porto Alegre, v.3, n.1, p.11-24, 2000.

XIAOYAN, W. ALL. Diffuse pollution control and water soil conservation in the watershed of Miyun Reservoir. In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION CONFERENCE, 12., Beijing, 2002. **[Proceedings]**... Beijing, China, 2002.

ZANONI, M. Práticas interdisciplinares em grupos consolidados. In: PHILLIP JUNIOR, A.; TUCCI, C.E.M.; HOGAN, D.J.; NAVEGANTES, R. (Eds) **Interdisciplinaridade em ciências ambientais**. São Paulo : Sigmus, 2000.

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

WALLING, D.E.; COLLINS, A.L.; SICHINGABULA, H.M.; LEEKS, G.J.L. Use of reconnaissance measurements to establish catchment sediment budgets: a Zambian example. In: DE BOER, D.; FROEHLICH, W.; MIZUYAMA, T.; PIETRONIRO, A. (Eds) **Erosion prediction in ungauged basins: integrating methods and techniques**. Wallingford, UK : IAHS, 2003. 205p. (Publication, 279)

WALLING, D.E. Measuring sediment yields from river basins: In: LAL, R. **Soil erosion research methods**. 2.ed. Ankeny : Soil and Water Conservation Society, 1994. p39-80.

WALLING, D.E.; COLLINS, A.L. Use of reconnaissance measurements to establish catchment sediment budgets: a Zambian example. In BOER, D.; FROEHLICH, W. ; MIZUYAMA, T.; PIETRONIRO, A. (Eds) **Erosion prediction in ungauged basins: integrating methods and techniques**. Wallingford : IAHS, 2003. (Publication, 279)

WALLING, D.E. Linking the field to the river: Sediment Delivery from agricultural land In: BOARDMAN, J.; FOSTER, I.D.I.; DEARING, J.A. **Soil Erosion on agricultural land**. New York, : John Willey & Sons, 1990. p129-151.

WALLING, D.E Use of Cesium 137 and others fallout radionuclides in soil erosion investigations: progress, problems and prospects. In: USE OF ¹³⁷ Cs in study of soil erosion and sedimentation. Vienna : IAEA, 1998. (Technical document, 1228)

WAN, Y.; EL-SWAIFY, S.S. Flow-induced transport and enrichment of erosional sediment from a well-aggregated and uniformly textured Oxisol. **Geoderma**, Amsterdam, v.75, p.251–265, 1997.

WAN, Y.; EL-SWAIF, S.A. Characterizing interrill sediment size by partitioning splash and wash processes. **Soil Science Society of America Journal** Madison, v. 62, p.430-437, 1998.

WARKENTIN, B.P. The changing concept of soil quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, n.50, p.226-228, 1995.

WORRALL, F.; REED, M.; WARBURTON, J.; BURT, T. Carbon budget for a British upland peat catchment **The Science of Total Environmental**, London, n. 31, p. 133-146, 2003.

WRIGHT, A.L.; HONRS F.M. Tillage impacts on soil aggregation and carbon and nitrogen sequestration under wheat cropping sequences **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, n. 84, p.67- 75, 2005.

YANG, R.; JIANG, G.; ZHOU, O.; YUAN C.; SHI, J. Occurrence and distribution of organochlorine pesticides (HCH and DDT) in sediments collected from East China Sea. **Environment International**, Amsterdam, v. 31, p.799-804, 2005.

YOO, K.; AMUNDSON, R.T.; HEIMSATH, A.M.; DIETRICH, W.E. Spatial patterns of soil organic carbon on hillslopes: Integrating geomorphic processes and the biological C cycle. **Geoderma**, Amsterdam, v. 130, p.47–65, 2006.

4. CAPÍTULO II

Atributos e qualidade de Cambissolo Háplico em diferentes tempos de cultivo e sistemas de manejo do solo sob cultura de fumo (*Nicotiana tabacum*)

4.1 INTRODUÇÃO

A introdução do conceito de agricultura sustentável e a preocupação com o ambiente redefiniram o papel do solo, que de fator isolado de produção passou a ser visto como elemento integrador dos ciclos biogeoquímicos que ocorrem na superfície do planeta, devendo portanto atender funções ambientais.

Solos sob uso agrícola geralmente apresentam redução no conteúdo de carbono orgânico (CO), principalmente se o sistema de manejo adotado for plantio convencional (Bayer et al., 2006; Zinn et al.; 2005; Alcântara et al., 2004). Este sistema caracteriza-se pelo revolvimento do solo, que causa a quebra dos agregados estáveis, expondo CO anteriormente protegido e acelerando os processos de perdas especialmente das frações mais lábeis do CO (Gregorich et al. ,1998).

O CO presente no solo não é uniforme, encontra-se em diversos estágios e graus de decomposição. A utilização de métodos de fracionamento permite identificar quais as frações e qual a proporção que cada uma delas ocupa no total de CO do solo. Um dos métodos mais simples é o fracionamento granulométrico, que permite identificar a fração carbono orgânico associado a minerais (CAM) e a fração carbono orgânico particulado (COP). A fração CAM é predominantemente constituída por formas de CO em avançado estágio de decomposição, associados aos processos de interação com a fração mineral do solo. É também a fração com maior participação na formação do estoque de CO do solo. A fração COP é associada às frações mais lábeis do CO, à entrada de resíduos orgânicos no sistema e a atividade microbiana. Esta fração

é também mais sensível ao manejo do solo. Cada uma destas frações é associada a funções diferentes no solo (Roscoe e Machado, 2002).

Para atender as funções ambientais o solo deve apresentar equilíbrio entre diversas propriedades como correta ciclagem de nutrientes, adequada porosidade total, macro e microporosidade, agregação, retenção de água, densidade adequada para o desenvolvimento do sistema radicular entre outros. Estes atributos correlacionam-se com o conteúdo CO presente no solo, por isso em áreas sob vegetação nativa sua expressão é máxima, reduzindo com a utilização agrícola (Lal, 2003)

A redução no conteúdo de CO afeta inicialmente a estabilidade e tamanho dos agregados do solo. A formação de agregados de tamanho pequeno inicia na matriz do solo, a partir da ligação entre as argilas. Ao longo de sucessivos processos de secamento e umedecimento as partículas arranjam-se dando origem aos domínios (Brady, 1979). Estes se tornam mais estáveis na medida em que se ligam com frações de CO adicionado aos domínios pela ação de microorganismos, raízes, exudatos e decomposição dos resíduos vegetais. Quanto mais CO for adicionado ao sistema, maiores e mais resistentes serão os agregados (Tidall e Oades, 1982) A partir de um determinado limite, este agregados passam a “armazenar” CO em seu interior, protegendo-o dos ataques externos que levam a decomposição (Jastrow e Miller, 1996). Assim, os mecanismos de estabilização do CO (recalcitrância, complexos organo-minerais) e proteção física são ao mesmo tempo resultado e resultantes da agregação do solo.

Outras propriedades físicas do solo são dependentes desta relação. A porosidade do solo é composta pelos espaços existentes inter agregados e intra agregados (Sasal et al., 2006). Se os agregados forem destruídos a porosidade será afetada. Carpenedo e Mileniczuck, (1990) descreveram este efeito ao compararem agregados formados sob campo nativo, PD e PC.

Os efeitos da alteração na porosidade causam aumento da densidade do solo (Ds). Franzluebber e Stuedmann, (2005) estudaram a conversão de uma pastagem perene para lavoura sob PC e PD. No tratamento PC, no início do cultivo, ocorreu redução da Ds, e após um ano de cultivo esta aumentou em relação a testemunha. No sistema PD os valores não foram alterados significativamente em relação a área testemunha. Aumentos na Ds podem

causar aumento da resistência a penetração do solo e alterações no estado de energia da água no solo. Govaerts et al., 2006 avaliaram a D_s , resistência a penetração, estabilidade e diâmetro médio ponderado de agregados em um solo sob PD sem resíduos, PD com adição de resíduos e PC. O PD com adição de resíduos apresentou o melhor desempenho porque manteve adequados níveis de agregação, que refletiram em melhorias das outras propriedades do solo, além de maior acúmulo de nutrientes. Bescansa et al. (2006) avaliaram a D_s , água disponível e a capacidade de retenção de água em um solo sob preparo reduzido (PR), PD e PC. Embora a D_s fosse maior no PR e PD, o conteúdo de água disponível e a retenção de água a 33 KPa foi maior nestes sistemas, devido a melhor relação entre macro e microporos e ao efeito do CO, capaz de armazenar água.

Outro fator também relacionado a destruição dos agregados é a formação de selo superficial. Schaefer et al. (2002) avaliaram este efeito em parcelas experimentais com chuva simulada comparando diferentes taxas de cobertura do solo. Embora o estudo destes autores tenha sido conduzido com cobertura artificial (bidim) é possível inferir que em sistemas de manejo que mantêm o solo descoberto ou com baixa taxa de cobertura ao longo do ano, dois efeitos negativos são combinados: a baixa adição de CO ao solo e a exposição dos agregados ao impacto da chuva. Estes fatores aceleram a desagregação do solo, a perda de nutrientes e conseqüente perda de qualidade.

O conceito de qualidade do solo (QS) foi proposto como forma de avaliar o desempenho deste frente a novas demandas, como a sustentabilidade, e visando identificar quais os sistemas de manejo que proporcionam a produção agrícola sem comprometer a qualidade ambiental (Shukla et al., 2006; Conceição et al., 2005; Vezzani, 2001; Doran e Parkins 1994).

Várias formas de avaliar a qualidade do solo tem sido propostas. Kennedy e Papendick (1995) propuseram avaliações baseadas na microbiologia do solo, devido a continua adaptação e importância desta na ciclagem do CO e nutrientes. Vezzani (2001) propôs avaliações baseadas nos níveis de ordem atingidos pelo solo, considerado como um sistema no qual ocorrem fluxos de energia e matéria relacionados com o ciclo do CO no solo, que se quantificados, permitem avaliar a qualidade atingida. Dexter (2004) considerou a importância de parâmetros físicos que possuem relação com o CO e

determinam a dinâmica da água no solo. Para este autor o equilíbrio e qualidade destas relações pode ser estimado a partir do fator S, que equivale a curvatura da curva de retenção de água. Shukla et al., 2006 avaliaram a QS em áreas sob diferentes sistemas de manejo a partir de análise fatorial, que consiste em descrever a variabilidade aleatória de um vetor X (no caso a QS) a partir do agrupamento de variáveis aleatórias ou comuns. Os resultados obtidos indicaram que o conteúdo de CO foi a variável que mais influenciou os fatores dominantes. Em maior ou menor grau, todas estas formas de expressar a qualidade do solo são relacionadas ao CO presente no solo.

A obtenção de índices relacionados a dinâmica do CO no solo auxilia a compreensão da variação da QS sob diferentes sistemas de manejo. O índice de manejo do CO (IMC) foi inicialmente proposto por Blair et al. (1995) e apresentava como limitação a dificuldade de obtenção do sub-índice de Labilidade do CO. Diekow (2003) propôs a utilização das frações matéria orgânica particulada, silte e argila obtidas a partir do fracionamento físico densimétrico do CO para composição do IMC. O estudo realizado por este autor apontou a importância das frações particuladas do CO no solo, tanto em seus aspectos funcionais quanto no aumento da QS. O IMC obtido demonstrou também o efeito da diversificação das culturas e adoção de leguminosas nas rotações. Salton (2005) utilizou o IMC para identificar a qualidade de sistemas de manejo que adotavam alternância de lavoura e pastagem na região do cerrado. Este autor utilizou a fração matéria orgânica particulada obtida pelo método de fracionamento físico proposto por Cambardela e Elliot (1992). Os resultados mostraram que os sistemas pastagem perene e aquele que adotava dois anos de cultivo de soja intercalados com dois anos de pastagem com *Brachiaria decumbens* apresentaram os melhores desempenhos, devido ao maior acúmulo da fração lábil do CO.

Nas áreas produtoras de fumo o conceito de sustentabilidade refere-se apenas aos aspectos econômicos do processo de integração, e pouca atenção é dada ao solo e suas funções ambientais (Gonçalvez et al., 2005). Os solos são conduzidos sob PC, o que ao longo de anos consecutivos de cultivo acaba por reduzir o conteúdo de carbono orgânico a estrutura e agregação do solo e conseqüentemente sua qualidade.

Embora a larga utilização de fertilizantes químicos faça com que os solos sob cultivo do fumo dificilmente apresentem deficiência de nutrientes (Rheinheimer, 2003) a degradação física é severa, devido ao excessivo revolvimento e ao efeito salino dos adubos. Atributos físicos passam então a atuar como limitante para o desenvolvimento das culturas.

Os objetivos deste estudo foram avaliar o efeito dos sistemas de manejo e do tempo de adoção dos sistemas de manejo nas características do solo sob cultura do fumo e as alterações resultantes na QS. Partiu-se da hipótese que quanto maior fosse o tempo de adoção de um sistema de manejo não conservacionista, no caso o PC, maior seriam as alterações no solo e a redução de sua qualidade, e também mais difícil sua recuperação.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

As áreas utilizadas neste estudo são MT, CM-01, PC-1p, PC-01, PC-25, PC-40, CM-03 e PD-03, descritas no item 3.4 do Materiais e Métodos Geral.

4.2.1 Época e distribuição espacial da coleta de amostras de solo para análises físicas e químicas

Para as análises químicas e físicas as coletas de amostras de solo foram realizadas em fevereiro de 2004, ao final da cultura de verão. Cada área de estudo foi dividida em três segmentos, perpendiculares ao sentido do escoamento da água, formando então um segmento superior, um médio e um inferior. Em cada um destes segmentos foram abertas três trincheiras, na linha da cultura, nas quais foram realizadas as coletas de amostras para análise química e uma amostra indeformada para avaliação da agregação do solo. Nas mesmas trincheiras foram coletados os anéis volumétricos para as análises físicas, também em duplicata.

4.2.2 Atributos físicos

4.2.2.1 Análise granulométrica

A análise granulométrica foi realizada pelo método da pipeta descrito em EMBRAPA, 1997.

4.2.2.2 Densidade do solo (Ds) Porosidade total (PT), macroporosidade (MaP) e microporosidade (MiP), e curva de retenção de água e Fator S

Foram realizadas coletas em anéis volumétricos nas profundidades de 0 a 2,5 cm, 2,5 a 7,5 cm e 7,5 a 17,5 cm.

A Ds foi determinada pela relação entre massa e volume do solo após secagem das amostras durante 24 horas em estufa a 105° C.

A PT, MaP e MiP foram determinadas em mesa de tensão, conforme descrito em EMBRAPA, (1997) pelo método da sucção equivalente a 60 cm de coluna de água.

Para a curva de retenção foram coletadas amostras das profundidades de 0-2,5 cm, 2,5 –7,5 cm e 7,5 – 17,5 cm. Os valores de umidade para a elaboração da curva foram obtidos em Panela de Pressão para as pressões de 0, -0,33, -0,66, -0,80 e -1 atm e em Câmara de Richards para os valores de -3, -5 e -15 atm. Os dados de umidade obtidos foram ajustados utilizando-se a equação de van Genuchten (equação 1):

$$\theta = \theta_r + \{ (\theta_s - \theta_r) / [1 + (\alpha \cdot \psi)^n]^m \} \quad \text{equação 1}$$

sendo θ = conteúdo de água em $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$, θ_s a umidade de saturação do solo, θ_r a umidade residual e α , n e m parâmetros empíricos do modelo.

O Fator S foi obtido a partir da inclinação do ponto de inflexão da curva de retenção de água ajustada pelo modelo de van Genuchten, utilizando os mesmos parâmetros, (equação 2) conforme o proposto por Pires, 2004 e Dexter, 2004:

$$S = -n (\theta_s - \theta_r) [1 + (1/m)]^{-(1+m)} \quad \text{equação 2}$$

Esta equação fornece a declividade da curva de retenção no ponto de inflexão de tal forma que S é indicativo da micro estrutura do solo.

4.2.2.3 Grau de resistência a penetração superficial (SS) e subsuperficial (RP)

A resistência a penetração superficial ou grau de selamento superficial (SS) foi determinada com penetrômetro de mesa universal marca Soiltest com intervalo de leitura de 0,01mm. O equipamento foi adaptado para realizar as leituras utilizando agulha ao invés de cone. O procedimento é semelhante ao descrito por Towner (1973) e consiste em posicionar a agulha de forma que esta apenas toque a superfície do solo, então o penetrômetro é acionado, permitindo uma queda livre da haste. A profundidade de penetração da agulha é medida como deslocamento h em mm. O conjunto haste + agulha utilizada no estudo pesa 104,10g e a agulha tem diâmetro de 3mm e ângulo de 35° . Foram realizadas 30 leituras em cada área, distribuídas em três blocos de dez leituras, de forma a cobrir os três segmentos (superior médio e inferior) de cada área. As leituras foram convertidas para resistência a penetração em Nm^{-2} conforme a equação 3:

$$SS = K [Q/h^2] \quad \text{equação 3}$$

sendo K = constante relativa ao tipo de solo (0,754), Q = peso da haste e da agulha (104, 10g) e h o deslocamento em mm

A resistência a penetração subsuperficial (RP) foi determinada com penetrômetro computadorizado marca Eijkelkamp (Eijkelkamp Penetrologger) tendo como limite de profundidade para leitura a profundidade efetiva do solo. O aparelho foi equipado com ponteira cônica com área de 1 cm^2 e ângulo de 60° e regulado para penetração à velocidade de 2 cm s^{-1} , realizando leituras a cada 1 cm de profundidade e registrando a força de resistência em MPa. Em cada área estudada foram feitas nove avaliações sendo três no segmento superior, três no segmento médio e três no segmento inferior. Cada avaliação foi composta de três leituras individuais, distribuídas espacialmente de forma representar o segmento a que pertenciam.

4.2.3 Atributos químicos

4.2.3.1 Caracterização do carbono orgânico do solo

A análise do conteúdo de carbono orgânico COT, e das frações CAM e COP foi realizada em amostras coletadas nas profundidades de 0 a 2,5 cm, 2,5 a 7,5 cm, 7,5 a 17,5 cm.

As metodologias utilizadas para a obtenção do COT e para o fracionamento do CO estão descritas no item 3.5 do Materiais e Métodos Geral.

4.2.3.2 Determinação do conteúdo de sódio (Na⁺) no solo

O conteúdo de sódio das amostras foi determinado de acordo com o método descrito em Tedesco et al., (1995) Pesou-se 2,5g de solo que foi acondicionado em frasco do tipo “snap cap” de 100 mL. Adicionou-se 50 mL de NH₄⁺OAc 1 molL⁻¹ agitando-se levemente. Os frascos foram então colocados em agitador horizontal por trinta minutos e após deixados em repouso por 15 horas. Com seringa calibrada transferiu-se 10 mL do sobrenadante para copo plástico. A leitura foi realizada em aparelho espectrofotômetro de chama da marca Digimed. Para elaboração da curva padrão do sódio utilizaram-se concentrações de 0, 5; 10; 15; 20 mg L⁻¹ em matriz de NH₄⁺OAc 1 molL⁻¹.

4.2.4 Indicadores de qualidade do solo

4.2.4.1 Avaliação do estado de agregação do solo

A avaliação da agregação do solo foi feita nas profundidades 0 a 2,5 cm e 2,5 a 7,5 cm e 7,5 a 17,5 cm. As amostras foram coletadas no campo em forma de monólitos indeformados, que foram acondicionados e trazidos para o laboratório. Foram então manualmente destorroados, seguindo os planos de fraqueza do solo, até que todo o volume coletado passasse por peneira de malha 9,52 mm. Este material foi posto para secar ao ar durante 72 horas e foi então armazenado em potes plásticos. A análise da estabilidade de agregados a úmido foi feito conforme a metodologia proposta inicialmente por Kemper e

Chepil (1965), posteriormente adaptada por Carpenedo & Mielniczuk (1990) e Silva e Mielniczuck (1997). De cada amostra obtida após o destorroamento foi separada uma alíquota de 50 g que era envolta em papel filtro e umedecida por capilaridade em recipiente de alumínio com uma lâmina de água ao fundo. Após 16 horas esta alíquota era vertida em recipiente plástico de 21x9,6 cm de altura e diâmetro respectivamente, juntamente com 500 ml de água. O frasco era tampado e colocado para agitar em agitador mecânico ajustado para 16rpm durante 2 minutos. Após este procedimento a amostra era vertida para o jogo de peneiras e agitada em água durante 15 minutos a 42 ciclos por minuto. As malhas do conjunto de peneira eram 4,76; 2,00; 1,00; 0,50; 0,25; 0,105 mm. Após 15 minutos de agitação as peneiras eram removidas e seu conteúdo vertido em latas de alumínio. A água e material de tamanho inferior a 0,105mm que restava no balde era vertido em outro balde passando por uma peneira de malha 0,053mm, dando origem a duas novas classes de tamanho: superior e inferior a 0,053mm. O material retido na peneira era vertido em recipiente de alumínio e na água e material inferior a 0,053mm que restava no segundo balde era adicionada 50 ml de uma solução de alúmen de potássio a 5% para agilizar a decantação. Após 16 horas este material também era passado para recipiente de alumínio. Os recipientes eram então levados a estufa a 105° C para serem secos. Após a verificação da massa obtida em cada classe, o material obtido era novamente vertido na peneira que lhe deu origem e disperso com uma solução de NaOH a 1 mol L⁻¹ para a separação das partículas simples da massa de agregados. As partículas simples tais como cascalho, areia grossa e média que restavam na peneira após a dispersão eram novamente vertidas em recipiente de alumínio e levadas a estufa a 105° C tendo sua massa verificada. Assim, descontando-se a massa de partículas simples da massa obtida na primeira agitação (peneiramento) obtinha-se a massa de solo agregado em cada classe.

Para o peneiramento a seco utilizou-se uma alíquota de solo de massa 50 g que era colocada no topo do conjunto de peneiras de malhas 4,76; 2,00; 1,00; 0,50; 0,25; 0,105 e 0,053mm em um agitador mecânico vibratório da marca Solotest durante 1 minuto com 30% de potência. Após este procedimento a massa obtida em cada classe era anotada e então era feito o

mesmo procedimento de separação de partículas simples descrito para o peneiramento a úmido.

O Diâmetro Médio Ponderado (DMP) foi obtido conforme a equação abaixo

$$DMP = \sum_{i=1}^n (x_i \cdot w_i)$$

Onde w_i = proporção (%) de cada classe em relação ao total e x_i = diâmetro médio das respectivas classes (mm).

Também foi obtida relação entre o DMP obtido a úmido e a seco, utilizado como indicador da estabilidade dos agregados.

4.2.4.2 Índices de Estoque do Carbono, Manejo do Carbono e Nível de Ordem

Estes índices foram obtidos conforme o proposto por Diekow, (2003) e Salton (2005).

$$IEC = COT_{aest} / COT_{ref}$$

Onde IEC = Índice de estoque de CO, COT_{aest} COT da área de estudo
 COT_{ref} COT da área de mata

$$Lab = COP / CAM$$

Onde Lab = Labilidade do CO, COP = carbono orgânico particulado e CAM= carbono orgânico associado a minerais

$$ILab = Lab_{aest} / Lab_{ref}$$

Onde ILab = índice de labilidade do CO, Lab_{aest} = Labilidade da área de estudo e Lab_{ref} = Labilidade da área de mata

$$IMC = IEC, ILab \times 100$$

Onde IMC = Índice de manejo do CO, I_{Lab} = índice de labilidade do CO.

O Índice de Nível de Ordem (IN_{Ord}) foi obtido conforme o proposto por Salton (2005), utilizando-se a equação abaixo:

$$IN_{Ord} = \left[\left\{ \frac{DMP_{aest}}{DMP_{ref}} \right\} \times \left\{ \frac{COT_{aest}}{COT_{ref}} \right\} \right] \times 100$$

4.2.5 Análise estatística dos dados obtidos

Devido a impossibilidade de repetição das áreas estudadas foram realizadas nove coletas em cada uma delas, distribuídas de forma a contemplar a variação de relevo. Assim cada área foi representada por três conjuntos de medias provenientes do segmento superior, médio e inferior do relevo . Estas médias por sua vez foram formadas pelos resultados de três pontos de avaliação, conforme demonstrado no Quadro 1. As médias finas obtidas em cada área foram analisadas considerando-se um delineamento experimental de blocos casualizados pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Quadro 1. Demonstrativo da forma de coleta e obtenção das médias de cada área estudada. T= trincheira, M= média.

Segmento Superior					
T1	+	T2	+	T3	= M1
Segmento Médio					+
T1	+	T2	+	T3	= M2
Segmento Inferior					+
T1	+	T2	+	T3	= M3
					M geral

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As áreas de estudo além de apresentarem a mesma classe de solo, Cambissolo Háplico, possuem um outro fator em comum: são todas áreas de produtores que possuem menos de 30 hectares de terra, dos quais boa parte não é apta ao cultivo. O entendimento das características que os sistemas de manejo imprimiram as estes solos ao longo de sua utilização permite avaliar o quão longe, ou próximos, as famílias que cultivam estas áreas estão do caminho da sustentabilidade ambiental e da inclusão social.

4.3.1 Efeito do tempo de cultivo sobre os atributos físicos do solo

4.3.1.1 Textura

A textura variou entre as áreas de estudo (Tabela 2), ocorrendo redução da quantidade de argila nas áreas mais antigas quando comparadas com a vegetação nativa (MT). Embora em todas as áreas o solo seja Cambissolo Háplico, é provável que a distribuição das frações granulométricas não fosse igual em todas, mesmo quando se encontravam sob vegetação nativa. As áreas recentes (PC-01, PC-1p, CM-01) não diferiram significativamente da MT, o que pode indicar o efeito da erosão sobre as áreas antigas. O processo erosivo é altamente seletivo o que pode ter resultado na remoção da argila, aumentando a participação proporcional das frações areia e silte. Resultados semelhantes foram relatados por Silva et al., (2005) e Bertol et al., (2004) em parcelas experimentais utilizando chuva natural.

A área PC-40 apresentou as menores quantidades de argila e silte, diferindo estatisticamente inclusive das outras áreas antigas sob lavoura (PC-

25, CM-03 e PD-03) indicando que o longo período sob plantio convencional proporcionou elevada remoção destas frações.

Tabela 2. Análise granulométrica das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum.

Prof. (cm)	MT		
	Argila	Silte -----%-----	Areia
0 -2,5	39,0a	41,0a	20,0b
2,5 - 7,5	39,0a	40,0a	21,0b
7,5 - 17,5	37,0a	40,0a	23,0b
CM-01			
0 -2,5	37,0a	41,0a	22,0b
2,5 - 7,5	39,0a	38,0a	23,0b
7,5 - 17,5	37,0a	40,0a	23,0b
PC-1p			
0 -2,5	39,0a	38,0a	23,0b
2,5 - 7,5	40,0a	39,0a	21,0b
7,5 - 17,5	39,0a	38,0a	23,0b
PC-01			
0 -2,5	38,0a	41,0a	21,0b
2,5 - 7,5	39,0a	37,0a	23,0b
7,5 - 17,5	37,0a	39,0a	24,0b
PC-25			
0 -2,5	28,0b	34,0b	42,0a
2,5 - 7,5	27,0b	34,0b	39,0a
7,5 - 17,5	27,0b	36,0ab	37,0a
PC-40			
0 -2,5	23,0c	30,1c	46,9a
2,5 - 7,5	23,7c	32,0c	44,3a
7,5 - 17,5	24,2bc	34,0bc	41,8a
CM-03			
0 -2,5	28,0b	36,0ab	40,0a
2,5 - 7,5	27,0b	36,0ab	37,0a
7,5 - 17,5	29,0b	35,0b	36,0a
PD-03			
0 -2,5	27,0b	37,0a	40,0a
2,5 - 7,5	27,0b	35,0b	38,0a
7,5 - 17,5	29,0b	37,0ab	38,0a

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo teste de Tukey (para a mesma profundidade avaliada).

As áreas PD-03 e CM-03 também diferiram da área de MT, provavelmente devido ao uso anterior, visto que a primeira permaneceu por 20 e a segunda por 22 anos sob PC.

A textura do solo tem uma relação direta com sua capacidade de armazenar CO (Roscoe e Machado, 2002). As cargas presentes no solo, especialmente naqueles argilosos com predomínio de óxidos reduzem a taxa de decomposição do CO devido a formação de complexos organo-minerais (Bayer et al., 2006; Bayer et al., 2000).

4.3.1.2 Densidade do solo e Porosidade

Os atributos densidade do solo (Ds), porosidade total (PT) macroporosidade (MaP) e microporosidade (MiP), demonstrados na Tabela 3, também refletem o efeito do conteúdo de CO no solo, assim como os efeitos do manejo das áreas. Entre as áreas recentes, apenas a PC-1p diferiu da MT para o atributo Ds, provavelmente devido ao uso anterior. Esta área foi utilizada como pastagem durante vinte anos, o que pode ter elevado Ds em relação a MT. Efeito semelhante é reportado por Assmann e Assmann, (2002) que verificaram aumento significativo da Ds em áreas de mata convertidas a pastagem.

As áreas PC-25, PC-40, CM-03 e PD-03 diferiram da MT. Os maiores valores de Ds foram observados no PC-40, mesmo esta área sendo revolvida por aração duas vezes ao ano. Isto indica que a desestruturação do solo nesta área é muito elevada. Inicialmente a aração pode reduzir o valor da Ds, mas com o passar do tempo, outros efeitos como a destruição dos agregados e a seletividade do processo erosivo acabam por aumentar os valores (Franzluebber e Studemann, 2005). Entre os sistemas conservacionistas, CM-03 e PD-03, embora não tenham ocorrido diferenças estatísticas, os menores valores foram observados no sistema CM-03. Áreas sob PD normalmente apresentam Ds elevada quando comparadas a PC ou CM. Nas áreas estudadas ocorreu um pequeno aumento da Ds no PD-03, porém, como o plantio do fumo é feito manualmente, e não há entrada de maquinário na área, esta diferença não necessariamente significa adensamento ou compactação do solo. É mais provável que os menores valores de Ds observados no CM-03 reflitam o efeito da aração, que ainda é realizada nesta área uma vez ao ano. Resultado semelhante foi encontrado por Câmara e Klein, (2005) ao estudarem o efeito de escarificação em áreas sob PD e por Bescansa et al. (2006) ao compararem áreas sob PD e preparo reduzido. Outro

fator que deve ser considerado é a redução de fração argila e consequente aumento da fração areia nas áreas antigas. Este efeito, resultante do manejo do solo, pode ter contribuído para o aumento da Ds.

Tabela 3. Densidade do Solo (Ds), Porosidade total (PT), Macroporosidade (MaP) e Microporosidade (MiP) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum.

MT				
Prof. (cm)	Ds g.cm ⁻³	PT	MaP -----%-----	MiP
0 -2,5	0,98a	61,2a	30,1a	31,1a
2,5 – 7,5	1,00a	59,1a	30,5a	28,5a
7,5 – 17,5	1,00a	58,9a	29,0a	29,8a
CM-01				
0 -2,5	1,00a	53,2ab	22,0b	31,2a
2,5 – 7,5	1,05a	53,1ab	22,3b	30,7a
7,5 – 17,5	1,05a	52,1ab	22,3b	29,8a
PC-1p				
0 -2,5	1,09b	55,2a	28,3ab	26,9a
2,5 – 7,5	1,10b	50,1b	23,4b	26,6a
7,5 – 17,5	1,12b	50,8b	25,0b	25,8a
PC-01				
0 -2,5	0,90a	57,3a	35,4a	21,9ab
2,5 – 7,5	0,95a	53,7ab	36,4a	17,3c
7,5 – 17,5	0,95a	52,1ab	33,0a	19,1b
PC-25				
0 -2,5	1,07b	49,6b	23,6b	25,8bc
2,5 – 7,5	1,10b	50,0b	25,3b	24,7bc
7,5 – 17,5	1,10b	43,1bc	20,1b	23,0bc
PC-40				
0 -2,5	1,25c	40,3c	16,5c	23,8c
2,5 – 7,5	1,32c	40,0c	15,0c	25,0c
7,5 – 17,5	1,30c	41,0c	16,8c	24,2c
CM-03				
0 -2,5	1,16b	50,9b	17,5bc	33,5b
2,5 – 7,5	1,20bc	47,0b	16,2c	30,8b
7,5 – 17,5	1,20bc	45,2b	16,0c	29,2b
PD-03				
0 -2,5	1,25c	50,01b	20,17b	29,84b
2,5 – 7,5	1,23bc	48,00b	19,62b	28,38b
7,5 – 17,5	1,23bc	47,13c	19,80b	27,33b

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo teste de Tukey (para a mesma profundidade avaliada).

Com relação a PT, novamente entre as áreas recentes apenas a PC-1p diferiu da MT nas duas camadas subsuperficiais, concordando com o proposto por Assmann e Assmann (2002) e com o histórico anterior da área.

Houve diferença estatística nas áreas CM-01 e PC-1p para a MaP e no PC-01 para a MiP nas duas últimas camadas. Aparentemente o processo de aração rearranjou a MaP, reduzindo a PT, sem no entanto ocorrer aumento significativo na MiP. Já na área PC-01 aparentemente houve um acréscimo de macroporos, provavelmente gerados pela aração. A redução na MiP, fato não usual no processo de aração pode indicar translocação de materiais finos, como argila e silte para as camadas inferiores, reduzindo o espaço poroso, inclusive de MiP. Dados semelhantes foram obtidos por Schaeffer et al., (2002) ao avaliar o efeito de dispersão em colunas de solo.

No CM-01 percebe-se que ocorreu redução da PT, devido a redução da MaP, mas os valores obtidos para MiP não diferiram daqueles da mata. Isto indica que no preparo do solo deste sistema, em que há menos revolvimento, chegou-se a romper a estrutura original, mas provavelmente sem alterar a estrutura dos microagregados, o que deve ter contribuído para a manutenção da MiP.

Nas áreas antigas houve diferença estatística em relação a MT e entre os tratamentos para PT, MaP e MiP. A área PC-40 diferiu de todos os outros para PT, menos na última camada em relação ao PC-25 e ao PD-03. Com relação a este último, pode estar ocorrendo reestruturação do solo a partir da superfície, como observado por Tormena et al. (2004) e Golabi et al., (1995). Outro fator importante é que o PD-03 diferiu do PC-40 para MaP e MiP, enquanto o PC-25 diferiu para MaP e o CM-03 para MiP, o que pode significar que no PD-03 está ocorrendo reequilíbrio das relações de porosidade no solo. Sasal et al. (2006) avaliaram a porosidade de um solo sob PC e PD, e concluíram que no sistema PD a porosidade deve ser mais criteriosamente avaliada, pois embora seja numericamente menor, parece ser mais efetiva que aquela observada no PC. Um fator que pode afetar negativamente a PT, MaP e MiP nas áreas estudadas, além do sistema de manejo é a continua utilização do fumo como cultura de verão. Bhattacharyya et al. (2006) encontraram além do efeito do manejo, o efeito das culturas sobre a formação e estabilização dos poros.

Franzlueebbers (2002) afirma que a concentração de CO na superfície deve ser entendida como um efeito típico do sistema PD, e que os efeitos desta concentração serão percebidos em atributos a ela relacionados, como a taxa

de infiltração, dependente da MaP, a presença ou não de selo superficial entre outros. Estas propriedades são relacionadas a manutenção produtividade do solo e também a sua função ambiental, por isso sistemas de manejo que afetem negativamente estas propriedades ao longo do tempo são insustentáveis do ponto de vista agrícola e ambiental.

Nas áreas sob cultura de fumo o revolvimento do solo é recomendado como uma forma de manter o solo aerado, no entanto os resultados obtidos demonstram o contrário, ao longo dos anos, quanto mais revolvido o solo, menor sua porosidade de aeração.

4.3.1.3 Resistência a Penetração e Selamento Superficial

A resistência a penetração (RP) e o selamento superficial (SS) causam danos as culturas, devido a dificuldade oferecida ao crescimento do sistema radicular (Santana et al., 2006; Oliveira et al., 2003;) e ao ambiente pela redução da capacidade de infiltração (Brandão et al., 2006).

Com relação a RP (Figura 8) não houve diferença estatística significativa entre as áreas. O PD-03 é a área que mais se aproxima da tendência da MT, seguido do CM-01. Como esta última é uma área recém iniciada, abaixo dos 10 cm superficiais este comportamento reflete aspectos relacionados a gênese do solo, e não propriamente ao manejo. O comportamento das áreas CM-01, PC-01, PC-25 e PC-40 até 8 cm de profundidade provavelmente reflete o efeito da aração. Com exceção do PC-1p, que apresenta um aumento da resistência a partir dos 5 cm de profundidade, os demais apresentam aumento a partir de 10 cm, o que pode indicar presença de compactação entre as profundidades 10 e 20 cm. Nesta camada o PC-01 apresenta resistência maior que o PC-40 e muito semelhante ao PC-25, o que não seria esperado, pois os valores obtidos para D_s foram muito baixos nesta área. Dos 23 aos 35 cm de profundidade todas as áreas apresentam uma elevação na resistência a penetração, que pode ser creditada a umidade ou fatores genéticos do solo.

A umidade do solo (Tabela 4) afeta significativamente a RP, mesmo pequenas variações podem causar distorção nos resultados. Cavalieri et al. (2006) avaliaram três sistemas de preparo do solo, sem revolvimento, com escarificação e convencional em colunas indeformadas com diferentes teores

de umidade e não encontraram diferenças significativas entre os sistemas de preparo, apenas uma tendência dos efeitos de aumento de D_s e redução da umidade serem mais acentuados no solo sem revolvimento e com escarificação.

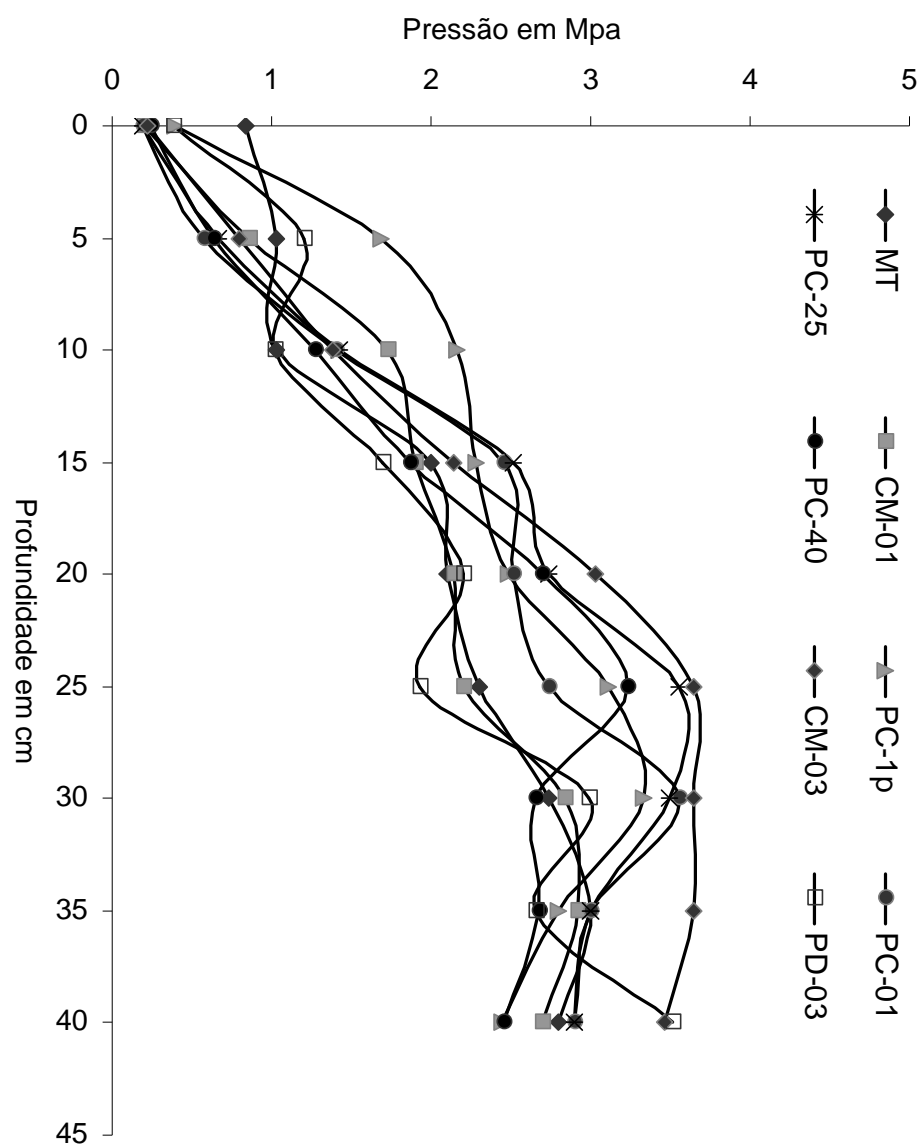


Figura 8. Resistência a penetração para a camada de 0- 40 cm das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum

Diferenças estatísticas no conteúdo de umidade do solo ocorreram a partir de 20 cm de profundidade (Tabela 4) e este fator pode ter influenciado os resultados abaixo desta camada. As áreas MT, PD-03 e CM-03 apresentaram baixos teores de umidade e também baixos valores de RP nesta camada. Nas áreas PC-01 e PC-40 houve um aumento da RP, condizente com o baixo valor

de umidade nesta camada. Como todas as áreas são conduzidas com tração animal, não é comum a compactação por implementos agrícolas abaixo dos 20 cm de profundidade.

Tabela 4. Umidade gravimétrica do solo observada na realização de teste de resistência a penetração (RP) e selamento superficial (SS) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum

Prof cm	MT	CM-01	PC-1P	PC-01	PC-25	PC-40	CM-03	PD-03
-----%-----								
0-2,5	21c	21c	21c	17c	18c	18c	18c	19c
2,5-10	22c	20c	21c	16c	18c	17c	17c	19c
10-20	22c	23bc	23bc	17c	22c	21c	19c	17c
20-30	30ab	26b	28b	22c	28bc	35a	26bc	21c
30-40	35a	38a	37a	35a	32a	38a	30ab	33q

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo teste de Tukey

A formação do selo superficial (SS) (Figura 9) é um processo dinâmico e altamente associado a cobertura do solo, estado de agregação e estabilidade dos agregados e ainda da presença de elementos que possam causar dispersão do solo (Agassi et al. 1981).

Áreas extremamente degradadas apresentam elevados valores de SS, enquanto áreas sob vegetação nativa apresentam valores muito baixos. A área PC-40 foi a que apresentou o maior índice de SS diferindo de todas as demais. Em seguida encontra-se o PC-25, que diferiu do PC-40, mas apresenta também um elevado índice de SS. As outras áreas não diferiram significativamente da área de mata. No PC-01 o valor obtido foi inferior ao da MT, o que neste caso não indica baixo índice de SS mas a intensa desestruturação do solo devido ao revolvimento. Já no PD-03 quando comparados com o PC-40 e PC-25, percebe-se o efeito positivo do aumento do CO e o efeito da taxa de cobertura elevada deste sistema.

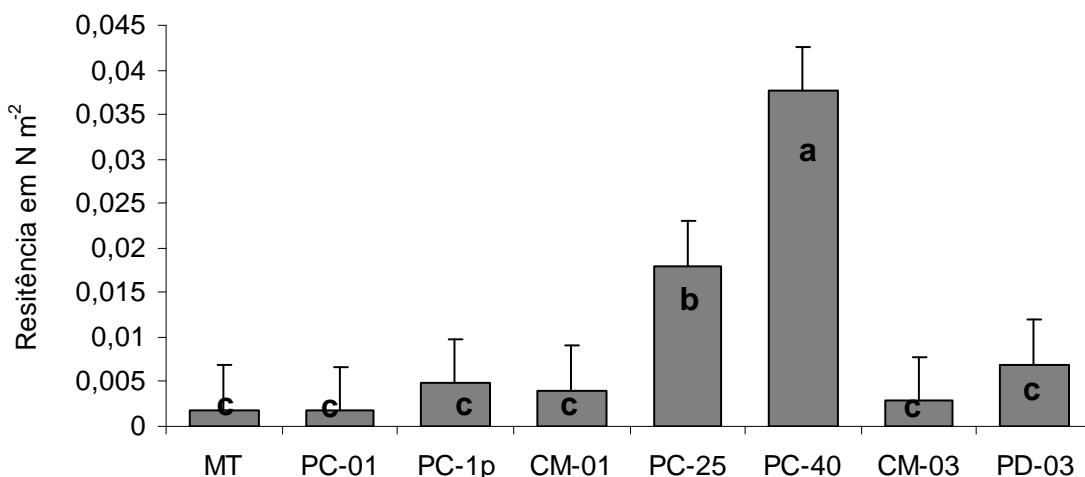


Figura 9. Selamento superficial (SS) em $N m^{-2}$ das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Médias com a mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo teste de Tukey

O baixo valor encontrado no CM-03 pode ser efeito do aumento do CO_2 , mas também pode ainda ser devido a aração. Thierfelder et al. (2005) encontraram resultado semelhante, o valor médio mais elevado foi encontrado no tratamento que não era mobilizado, enquanto o tratamento continuamente mobilizado apresentava valores elevados. Os mesmo autores reportam mudanças nos valores obtidos em função da estação do ano, seca ou úmida, nos tratamentos que recebiam cama de aviário, indicando uma interação química entre este tipo de adubo e os agregados do solo. Baseando-se nos resultados destes autores, outro fator que pode ter auxiliado na formação do SS é a adubação utilizada. As áreas recebem grandes quantidades de adubo, o que pode causar dispersão devido a salinidade excessiva.

4.3.1.4 Curva de retenção de água

A água no solo afeta e é afetada por diversos atributos que por sua vez são influenciados pelo sistema de manejo. O estado de energia que a água apresenta no solo relaciona-se com a capacidade de infiltração e com a disponibilidade de água e ar para as raízes das plantas (Green et al., 2003), Esta energia é mensurada através dos potenciais de retenção de água no solo.

A curva de retenção de água (CR) é alterada pelo manejo e tem sido utilizada para avaliar o efeito deste sobre o estado de energia da água no solo. Solos degradados apresentam pequena variação no tamanho e no formato dos poros, o que muda o formato da curva (Dexter, 2004).

O comportamento das CR (Figura 10) permite que os solos sejam agrupados em três categorias: degradados, em processo de degradação e em processo de recuperação quando comparados a MT.

Em processo de degradação estão o PC-1p e o PC-01 e o CM-01. Este último foi o que menos se afastou da CR da MT, indicando que os danos na estrutura do solo foram menores neste sistema que nos dois anteriores. De fato, isto é concordante com os dados obtidos para PT, MaP e MiP (Tabela 3).

A área PC-01 foi a que mais se afastou da CR da MT, embora mantenha ainda o mesmo comportamento, o que também é concordante com os valores de PT, MaP e MiP desta área.

Os solos degradados são o PC-25 e o PC-40, que apresentaram os menores valores de retenção em baixas tensões, indicando a desestruturação do solo, e cujo comportamento da CR mais se afastou daquela obtida para a MT.

No PD-03 ocorreu uma melhoria da capacidade de retenção de água, que foi ligeiramente maior que para o CM-03, inclusive na última profundidade amostrada. Isto novamente indica o processo de recuperação da estrutura do solo neste sistema. Os resultados obtidos por Tormena et al. (2004) para dois sistemas de manejo do solo, PD e um sistema que utilizava uma escarificação na implantação da cultura de verão, chamado pelo autor de plantio direto com rotação (PDR) demonstraram que a reestruturação da porosidade no PD ocorre primeiramente naqueles poros relacionados com a retenção de água, enquanto no sistema PDR, devido ao revolvimento, ocorreu aumento dos poros de drenagem. No presente estudo, os dados obtidos permitem inferir que nas tensões mais elevadas, a textura do solo continua sendo a principal responsável pelo armazenamento de água, o que pode ser verificado pela semelhança e proximidade das CR acima do 100 MPa. Este comportamento, que mantém o baixo desempenho do PC-25 e PC-40, é concordante com os resultados obtidos para textura dos solos (Tabela 2).

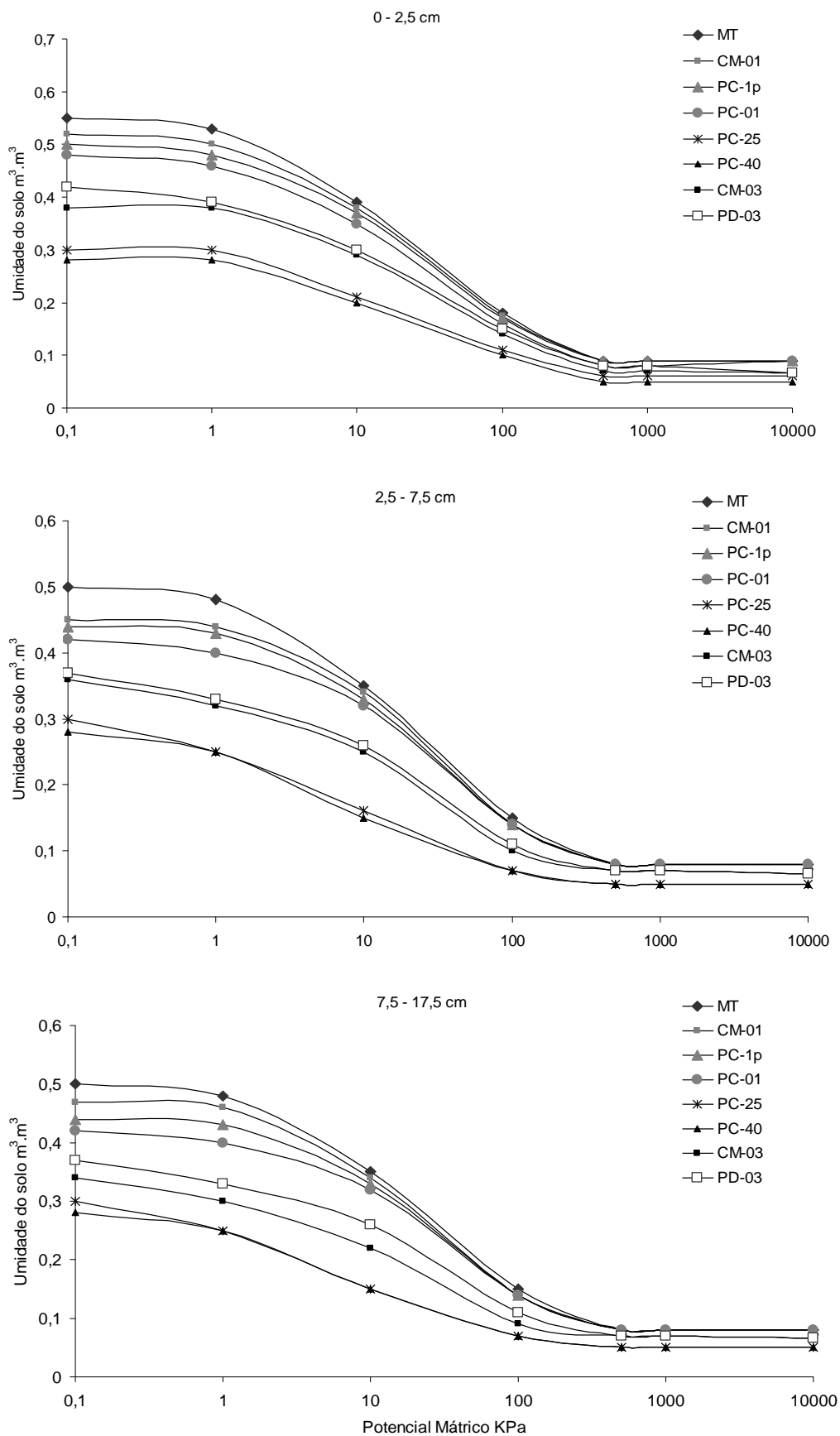


Figura 10. Curva de retenção da água (CR) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum.

Na primeira camada avaliada os valores de água retidos são menores nos solos sob lavoura, mas o comportamento da curva é semelhante, conforme aumenta a profundidade avaliada, a declividade da curva muda.

Estes dados discordam daqueles obtidos por Cavalieri et al., 2006, que não encontrou efeito dos sistemas de manejo ou da profundidade avaliada na CR de Latossolo sob três sistemas de preparo do solo, sem revolvimento, com escarificação e convencional, provavelmente devido a textura do solo.

Um fator importante a ser avaliado no comportamento das CR é a redução dos valores de água retida nas áreas novas (CM-01, PC-1p e PC-01) e o aumento dos valores de água retida no CM-03 e PD-03 em relação ao PC-25. As duas primeiras estiveram respectivamente por 22 e 20 anos sob PC. Estas mudanças podem indicar que além dos fatores estruturais referentes a PT, MaP e MiP e a textura dos solos avaliados, o conteúdo de CO também está influenciando o comportamento das CRs.

4.3.2 Efeito do tempo de cultivo sobre os atributos químicos do solo

4.3.2.1 Carbono orgânico

O estoque de CO reduziu nas áreas sob lavoura quando comparado com a MT (Figura 11). Entre as áreas que entraram em cultivo recentemente a redução foi mais acentuada no PC-01, sendo esta a única área nova que diferiu estatisticamente da MT. Na área CM-01 a redução não foi tão grande, provavelmente devido ao menor revolvimento do solo. A redução do estoque de carbono nos primeiros anos de cultivo foi reportada por Silva et al. (1995) que verificou que após dois a três anos de cultivo as perdas se estabilizavam, e o estoque de CO atingia um novo nível, equivalente a metade daquele observado na vegetação nativa. Owens e Shipitalo, (2004) encontraram reduções de 41 a 46% no estoque de carbono em relação a vegetação nativa para áreas de lavoura sob PC em região de clima temperado.

A conversão da área para sistemas conservacionistas tem o efeito inverso. O CM-03 e o PD-03 diferiram da MT devido ao uso anterior, ou seja, os três anos de mudança de sistema de manejo ainda não expressou o máximo de efeito possível, e o uso anterior ainda afeta o estoque de carbono. Owens et

al., (2002) encontraram o mesmo efeito ao comparar microbacias anteriormente sob PC após cinco anos de converção para PD.

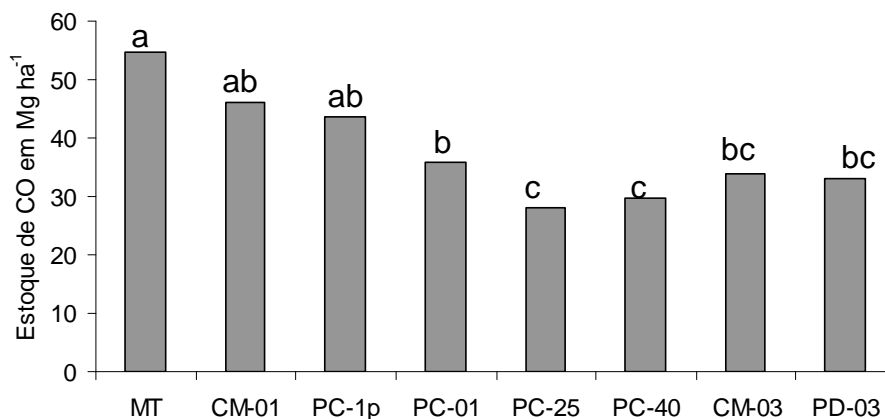


Figura 11. Estoque de carbono orgânico na camada 0 -17,5 cm obtido pelo método da camada equivalente nas áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo teste de Tukey.

Não houve diferença estatística entre as áreas PD-03 e CM-03 embora a concentração de CO no PD-03 seja superior (Figura 12), especialmente na primeira camada, o estoque foi diluído pelo menor conteúdo de CO na última camada avaliada, que é também a mais espessa (10 cm).

Os menores valores foram observados nas áreas antigas sob PC, não tendo ocorrido diferenças estatísticas entre elas, embora o conteúdo de COT do PC-40 seja um pouco menor que o do PC-25.

As áreas novas (CM-01, PC-1p, PC-01) não diferiram significativamente da MT na primeira camada avaliada, mas todas apresentaram redução no COT. Este efeito foi mais intenso no PC-01, que apresentou o menor conteúdo nesta camada entre as áreas novas. Comparando esta área com a área CM-01, obtém-se o efeito da aração, que pode ter causado a redução do COT na última camada do PC-01. Na época da coleta das amostras as áreas novas sob PC já haviam sido aradas três vezes (dois preparos de verão e um de inverno) enquanto a área CM-01 havia sido arada 1 vez. Isto pode ter acelerado a decomposição do COT na camada 7,5 a 17,5 cm.

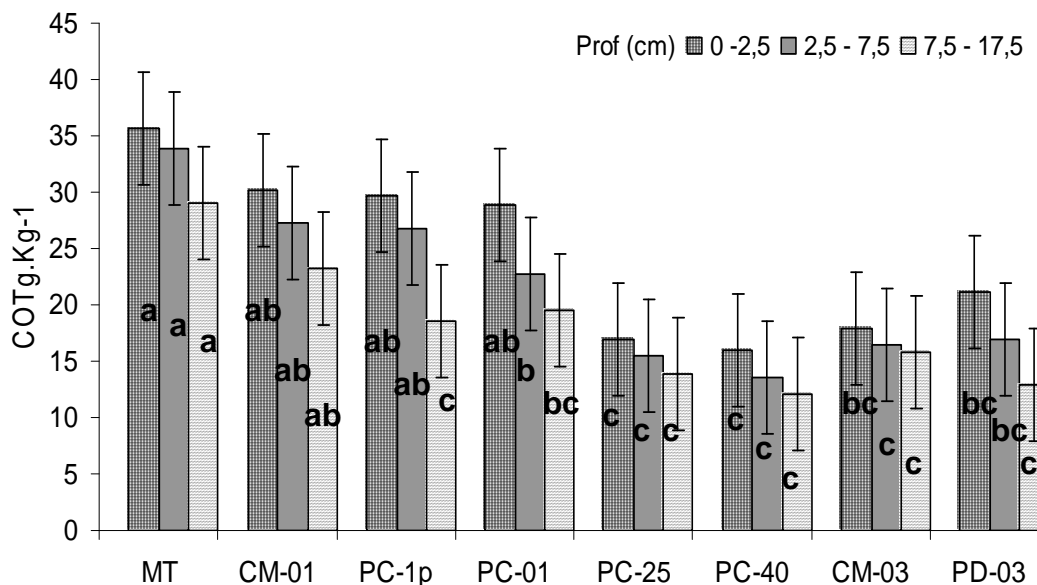


Figura 12. Conteúdo de carbono orgânico em três camadas das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Médias com a mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo teste de Tukey

A área PC-1p era pastagem perene antes do início do cultivo do fumo. O baixo conteúdo de COT na última camada amostrada nesta área não é condizente com este histórico. Salton, (2005) encontrou os maiores valores de COT em áreas sob pastagem, o que pode ser reportado ao efeito do sistema radicular das espécies forrageiras mais comuns. O mesmo foi verificado por Assmann e Assmann, (2002) em áreas sob integração lavoura pecuária.

Nas áreas CM-03 e PD-03 ocorreram aumento do COT, embora não tenha ocorrido diferença estatística em relação ao PC-25 e PC-40. No CM-03 o aumento do COT está distribuído entre as três camadas avaliadas, evidenciando o efeito da aração, ainda presente neste sistema para o preparo de inverno, enquanto no PD-03 ocorreu aumento na primeira camada avaliada. Resultado semelhante foi obtido por Bayer et al., (2006) ao comparar o efeito de PC, PR e PD em solos do cerrado, por Almeida et al., (2005) ao avaliarem PD e PC com rotação e com sucessão de culturas em um Cambissolo na região sul do país.

Embora não existam dados de COT no solo quando a área foi convertida ao sistema PD, este parece mais eficiente que o CM-03 para a recuperação do CO do solo. O sistema CM-03 representa um avanço em relação ao PC, especialmente se considerado que os agricultores são orientados a realizar a

aração do solo, considerada uma forma de garantir a produtividade e qualidade do fumo. Porém, neste sistema dois fatores ainda contribuem para a redução do COT no solo: a realização de pelo menos uma aração, que acaba por acelerar a decomposição dos resíduos, e a redução da taxa de cobertura após o preparo, que expõem o solo à ação da chuva e ao processo erosivo

Na Figura 13 estão as frações carbono orgânico particulado (COP) e carbono orgânico associado a minerais (CAM). Na MT, na primeira camada avaliada, estas frações apresentam quase a mesma magnitude, provavelmente devido a constante adição de resíduos e a baixa taxa de erosão e decomposição. Nas áreas novas (CM-01, PC-1p e PC-01) houve redução da fração COP, que foi mais acentuada na área PC-01, seguida da PC-1p e por último CM-01, que ainda apresenta uma tendência de valores de COP e CAM semelhante a verificada na MT.

Estes dados indicam que a redução do COT verificado nas áreas recentes foi devido as elevadas perdas da fração COP, especialmente na área PC-01. Gregorich et al. (1998) reporta este efeito, afirmando que esta fração é naturalmente mais atingida por estar mais concentrada na superfície do solo.

Outro fator importante é o aumento do CAM no PC-01. Esta área foi a que mais perdeu COP e é provável que boa parte deste material tenha sido retirado da área pelo escoamento superficial, porém, também pode ter ocorrido mineralização desta fração sobre a área, devido ao revolvimento do solo. A decomposição desta fração, pode ter liberado compostos orgânicos que ficaram retidos nas cargas dos minerais do solo.

A fração COP é a fração lábil do CO do solo. É importante porque se relaciona com a atividade dos microorganismos, com a ciclagem de nutrientes, com propriedades hídricas do solo e com a manutenção da fração CAM, uma vez que esta é alimentada pela degradação e estabilização da primeira. Esta fração também relaciona-se com propriedades físicas do solo, a redução da capacidade de retenção de água verificada nas CRs das áreas novas pode estar associada a redução do conteúdo de COP verificado na áreas.

Conceição et al., (2005) afirmam que esta fração é mais sensível a variações nos sistemas de manejo, respondendo mais rapidamente que o COT e fração CAM. De fato, os dados demonstrados na Figura 13 para o CM-03 e o

PD-03, solos em processo de recuperação, apontam que o aumento verificado no CO do PD-03 é em grande parte devido ao aumento do COP.

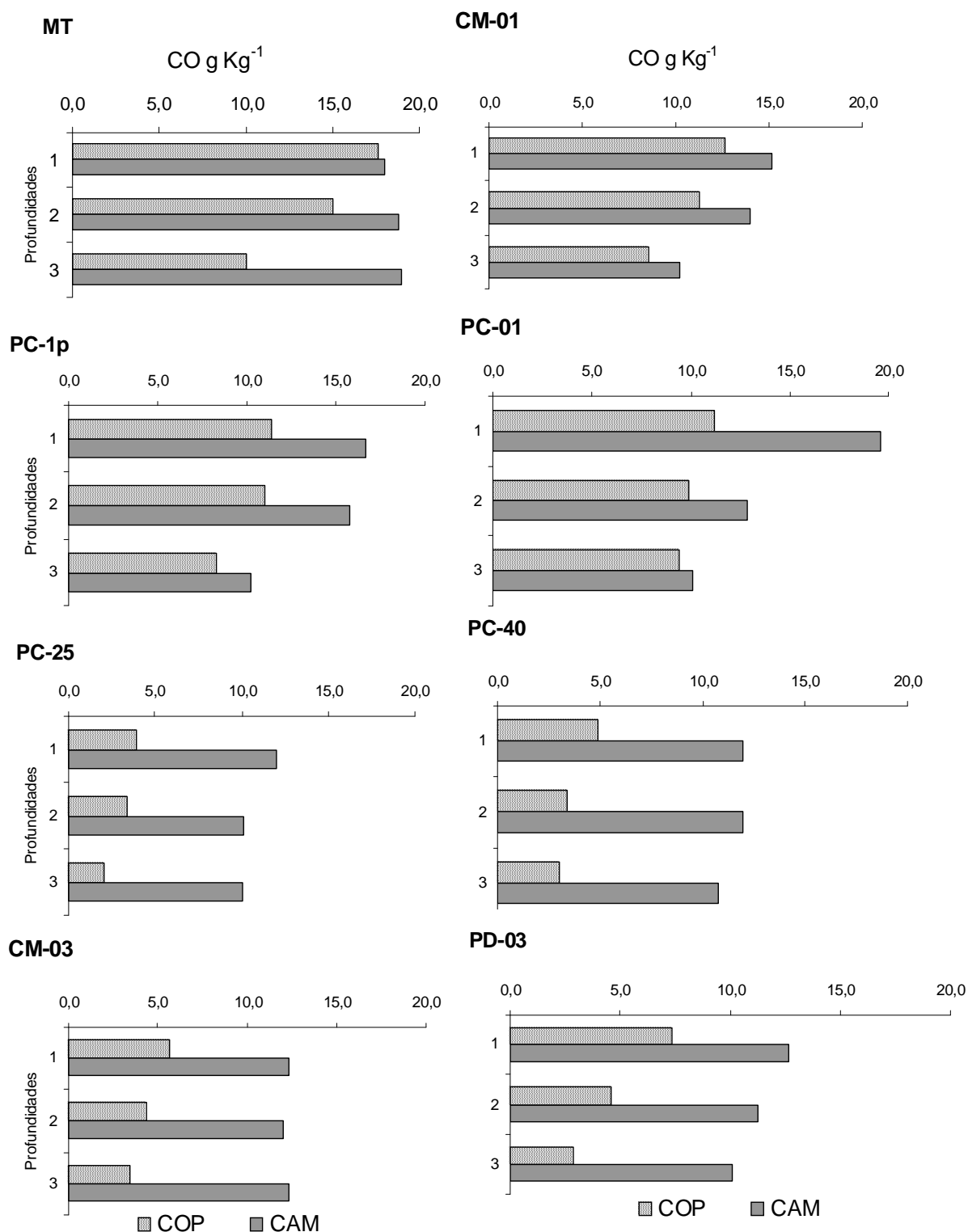


Figura 13. Frações Carbono orgânico particulado (COP) e associado a minerais (CAM) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Os números 1, 2 e 3 referem-se as profundidade 0-2,5; 2,5 -7,5; 7,5-17,5 cm respectivamente.

4.3.2.2 Conteúdo de sódio

As áreas utilizadas para cultivo de fumo recebem grande quantidade de adubos salinos. MacKown et al. (1999) apontam a utilização de 200 a 336 kg ha⁻¹ de N na adubação de base mais duas aplicações de 56 kg ha⁻¹ no início do cultivo. Nas áreas estudadas a adubação usual é de 500 kg ha⁻¹ da fórmula comercial 10-16-10 mais adubação de cobertura, que pode chegar a mais 400 kg ha⁻¹.

Segundo Ruiz e Romero, (2001) a adubação nitrogenada é decisiva na cultura do fumo. Valores baixos levam a declínio na produção, e valores altos comprometem a qualidade do fumo produzido, alterando características industriais como cor e aroma além da produção de nitrosaminas. A planta absorve o N excedente e o acumula na folha, na qual este elemento quando volatilizado produz substâncias carcinogênicas. Por isso é recomendada a utilização de nitrato de sódio, o NaNO₃, conhecido como salitre do Chile. Como as doses utilizadas são muito elevadas, ocorre acúmulo de sódio (Na⁺) no solo. Outra forma de entrada deste elemento é via adubação potássica. O fumo não pode conter cloro nas folhas, pois este confere características indesejáveis ao produto final.

Os valores de sódio encontrados nas áreas de estudo (Figura 14) foram elevados em todas as áreas de lavoura. Os menores valores foram observados na MT, que diferiu de todas as áreas agrícolas nas primeiras camadas, o que indica que este elemento é característico das áreas de cultivo. Outro fator importante é que a exceção do PC-01, todas as outras áreas reduziram o conteúdo de sódio em profundidade, indicando que o processo de deposição é via superfície. Os valores mais elevados foram observados nas áreas PC-40, PC-25 e PC-01. Não houve diferença estatística no conteúdo de sódio na primeira camada entre as áreas CM-01, PC-1p e PC-01. No CM-01 a redução da aração beneficiou a estrutura do sistema, gerando a concentração de sódio na camada superficial, que também é a que possui mais COT.

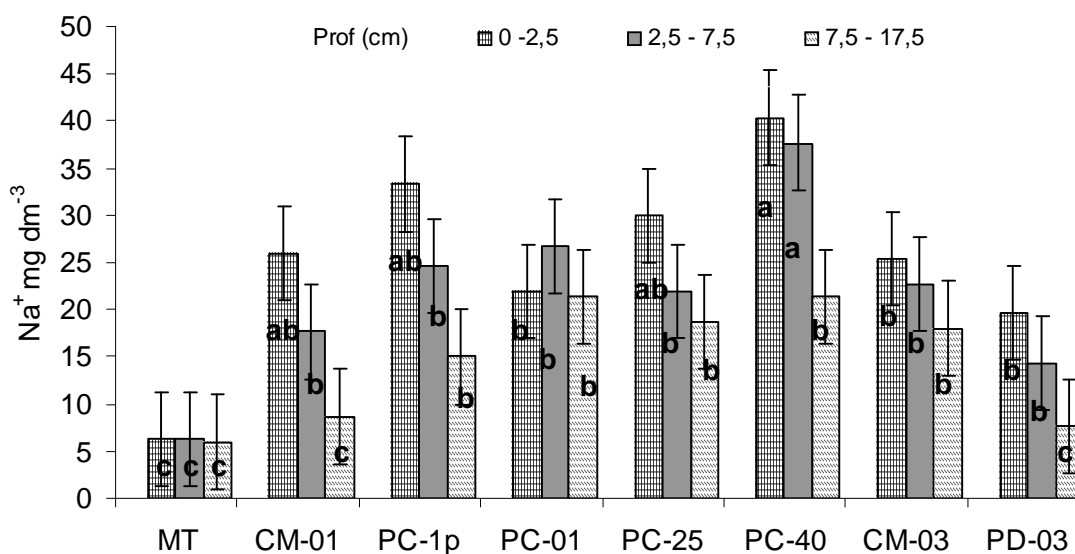


Figura 14. Conteúdo de sódio (Na^+) em três camadas das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo Teste de Tukey

No CM-03 os valores de sódio são menores que aqueles observados no PC-40, mas são maiores que as observadas no PD-03. Uma explicação para os valores observados nesta área é que devido a reestruturação do solo a drenagem de água ocorre de forma mais eficiente neste sistema. Como o sódio é um elemento solúvel e que faz ligações do tipo esfera externa, ele é rapidamente removido do perfil se as condições forem adequadas. O CM-03 apresenta a mesma tendência do PD-03, mas com valores de sódio mais elevados. Isto pode significar que neste sistema não houve adequado reestruturação, embora o conteúdo de COT tenha aumentado.

4.3.3 Indicadores de qualidade do solo

4.3.3.1 Agregação

A Figura 15 apresenta os dados obtidos para o diâmetro médio ponderado (DMP). A análise estatística demonstra três grupos de tendências entre as áreas, a MT o CM-01 e o PC-1p, que não diferiram entre si embora tenha ocorrido redução no tamanho dos agregados nestas duas, os sistemas degradados, PC-25 e PC-40, que não diferiram entre si e apresentam valores

equivalentes a 50% daquele observado na MT, e os sistemas em recuperação, que também não diferiram entre si, mas diferiram do PC-25 e PC-40.

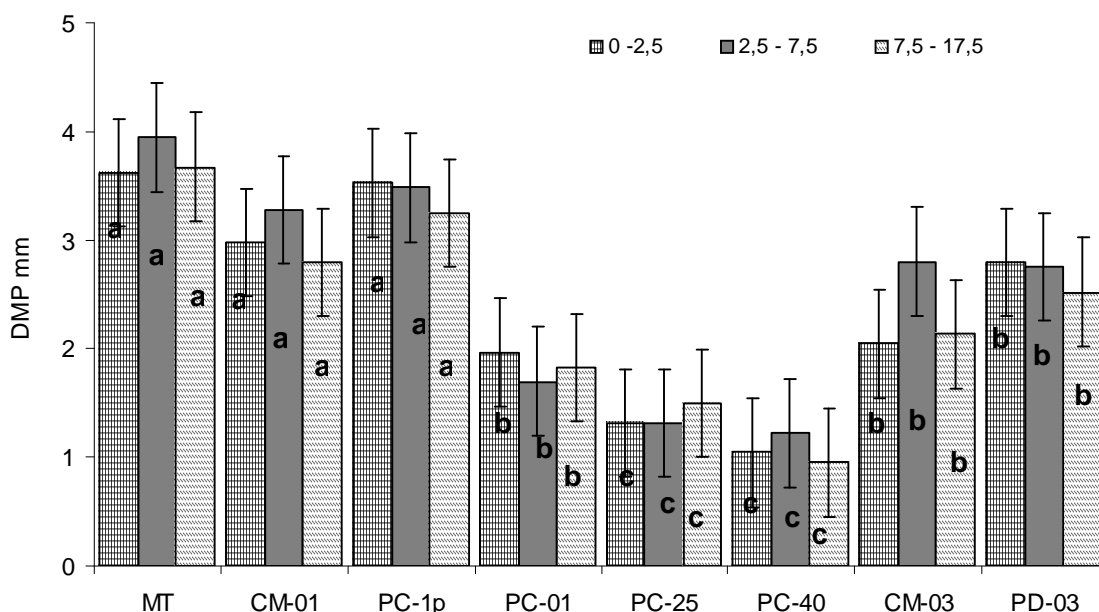


Figura 15. Diâmetro médio ponderado (DMP) para três camadas das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na *Microbasia Cândido Brum*. Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo Teste de Tukey

A área PC-01, embora seja uma área nova, apresentou baixo DMP, diferindo da MT e apresentando valores menores que os observados no CM-03 e PD-03, embora não tenha ocorrido significância estatística. Já o PC-1p apresentou DMP elevado em todas as profundidades avaliadas, provavelmente efeito do período anterior ao cultivo, em que esta área era pastagem.

Entre o PD-03 e o CM-03 percebe-se que o primeiro aumentou o DMP em todas as camadas, mesmo com variação no conteúdo de COT entre estas. No CM-03 o aumento foi maior na segunda camada avaliada.

O COT e suas frações afetam diretamente o tamanho dos agregados e sua estabilidade (IEA) obtida através da relação entre o DMPu e DMPs (Tabela 5) sendo que esta última correlaciona-se com a resistência do solo a erosão (Lal, 2003) e também com a capacidade de proteger CO intraagregados.

Não ocorreram diferenças estatísticas para IEA entre a MT e o CM-01 e PC-1p. No CM-01 este efeito provavelmente é devido a redução do revolvimento quando comparada com a área PC-01, e no caso do PC-1p é devido a elevada estabilidade conferida aos agregados pelo uso anterior. A área PC-01 foi a que apresentou os menores valores de IEA, inclusive não

diferindo do PC-25 e PC-40 na segunda e terceira camada avaliada. Como esta área apresenta conteúdo de carbono superior a estas duas outras, o elevado conteúdo de sódio pode estar contribuindo para a baixa estabilidade dos agregados.

Tabela 5. Índice de estabilidade de agregados obtida pela relação entre Diâmetro médio ponderado a úmido (DMPu) e Diâmetro médio ponderado a seco (DMPs) das áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.

Prof (cm)	MT	CM-01	PC-1p	PC-01	PC-25	PC-40	CM-03	PD-03
-----DMPu/DMPs-----								
0 - 2,5	0,96a	0,93a	0,97a	0,75b	0,65c	0,61c	0,76b	0,93a
2,5 - 7,5	0,97a	0,96a	0,94a	0,60c	0,58c	0,63c	0,92a	0,84ab
7,5-17,5	0,92a	0,87a	0,89a	0,66bc	0,69bc	0,54c	0,74b	0,79b

Médias seguidas da mesma letra não diferem entre si a 5% de significância pelo Teste de Tukey

Os menores valores de IEA foram verificados no PC-40, o que é concordante com os outros resultados obtidos para esta área e reforça a relação de dependência entre as diversas propriedades físicas do solo (Sasal et al., 2006; Shukla et al., 2006) Esta também foi a área que apresentou o conteúdo de sódio mais elevado.

Entre as áreas convertidas a sistemas conservacionistas, o PD-03 apresentou valores de IEA superiores àqueles observados no CM-03. O elevado valor de IEA observado na primeira camada do PD-03 é condizente com os valores de COT e COP nesta camada. Já no CM-03 a segunda camada apresentou o maior valor, o que não é concordante com o conteúdo de COT desta área, porém é concordante com o maior conteúdo de sódio na primeira camada, embora esta não tenha diferido estatisticamente da segunda.

As classes de agregados obtidas através de peneiramento a úmido estão na Figura 16. As colunas estão dispostas na mesma ordem das peneiras utilizadas nas análises, ou seja, o topo da coluna representa a porcentagem de agregados retidos na peneira de malha 4,76 mm, e assim sucessivamente, até a base que representa a fração menor que 0,053 mm.

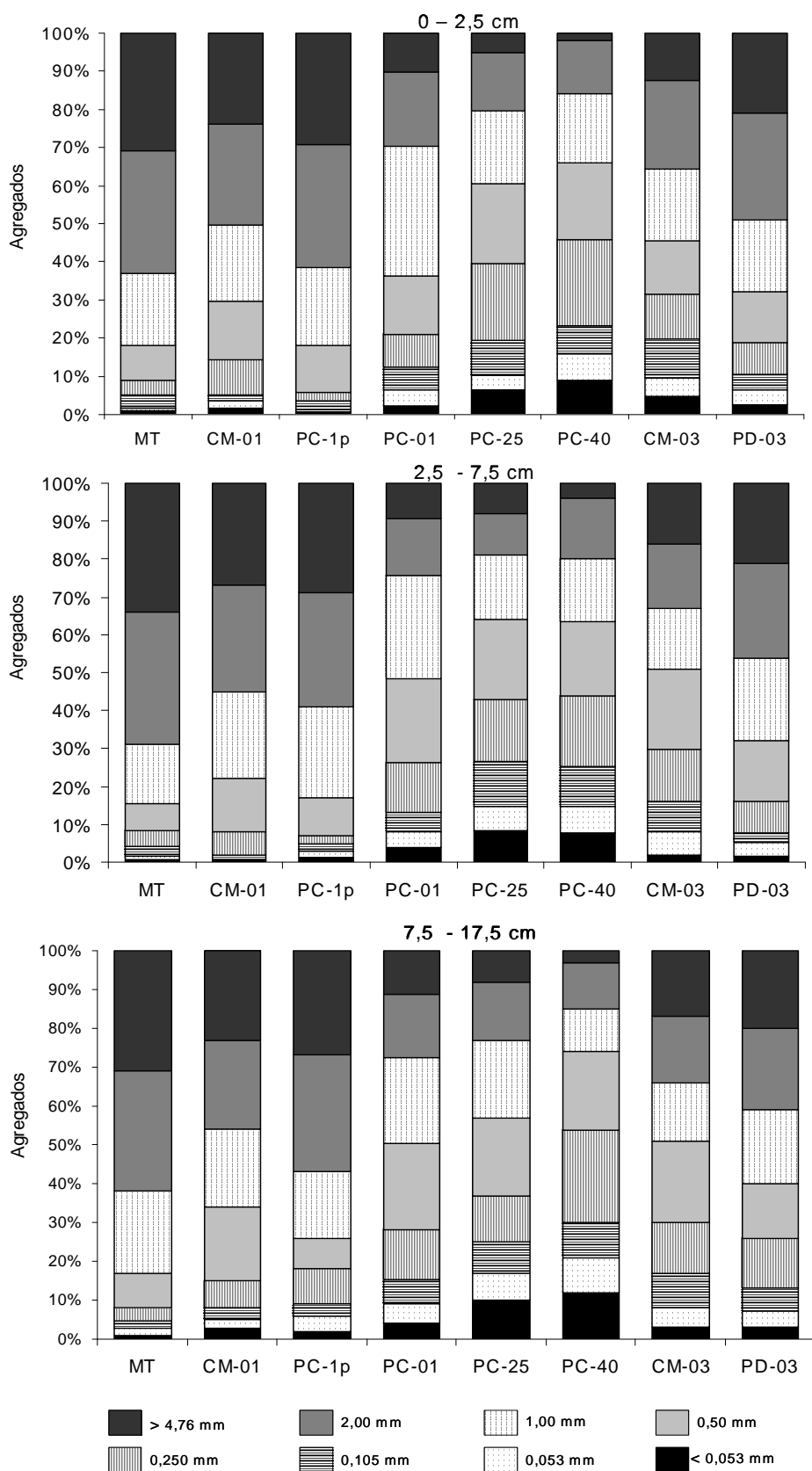


Figura 16. Distribuição das classes de agregados três camadas das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Os segmentos dentro de cada barra estão ordenados da maior peneira (>4,76 mm) para a menor (<0.053 mm).

A MT apresenta 60% de seus agregados com tamanho superior a 2 mm e as classes praticamente não se alteram entre as profundidades avaliadas. No CM-01 e PC-1p ocorreu uma pequena redução nos agregados de tamanho superior a 2 mm e um aumento na proporção de agregados de tamanho 0,500 mm quando comparados a MT. As áreas PC-01, PC-25 e PC-40 apresentam redução das classes superiores a 2 mm, o que pode ser associado ao efeito do sódio. Na área PC-01 ocorreu redistribuição principalmente para a classe 1 mm, mas as classes de tamanho inferior a 1mm ainda não são expressivas.

No PC- 25 e PC-40 houve aumento das classes de tamanho inferior a 1 mm, o que indica a desestruturação destes solos, devida ao revolvimento e ao efeito de dispersão do sódio.

Por outro lado, nas áreas CM-03 e PD-03 houve aumento das classes de tamanho superior a 2 mm e redução daquelas de tamanho inferior a 0,105 mm, indicando o processo de reestruturação do solo. Este efeito é mais perceptível no PD-03, provavelmente devido ao aumento do CO e a ausência de revolvimento, que permite a reestruturação da porosidade do solo aumentando sua capacidade de eliminar o sódio do perfi.

4.3.3.2 Fator S

Estudos de qualidade do solo (QS) assim como indicadores para avaliá-la tem sido reportado por diversos autores. Um ponto comum entre todos é que a QS deve refletir as funções que o solo deve cumprir. Neste sentido, Dexter (2004) e Pires (2004) propuseram a utilização do fator S como indicador da qualidade estrutural do solo.

O fator S (Figura 17) é obtido a partir da curva de retenção (CR) de água do solo, após o ajuste com modelo matemático e representa a inclinação da curva no ponto de inflexão. O valor de S é relacionado com a distribuição dos poros, por isso é adotado como um índice de qualidade física do solo.

Solos degradados apresentam pequena inclinação na CR normalmente devido a redução da capacidade de armazenamento de água as baixas pressões, o que resulta em valores de S baixos em relação a solos sob vegetação nativa ou não degradados

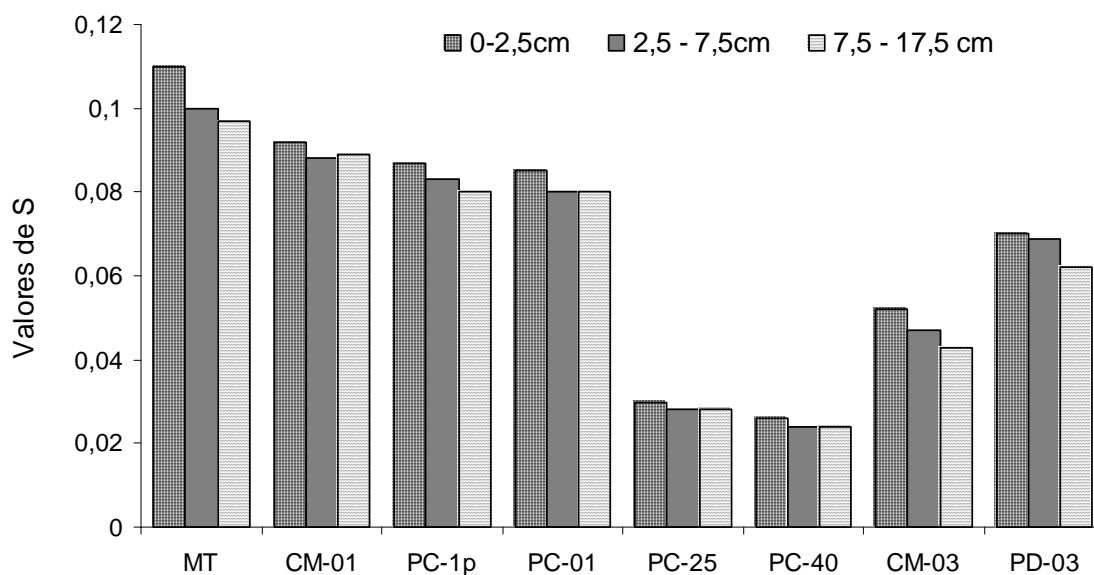


Figura 17. Valores obtidos para o Fator S para três camadas das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum

Os valores de fator S obtidos refletem adequadamente o comportamento observado nos solos, inclusive demonstrando melhor a diferença entre o PD-03 e o CM-03. O fator S não estimou adequadamente apenas o comportamento do PC-01, que embora tenha sido menor que o obtido para MT e outras áreas novas, não reflete a magnitude dos processos que ocorreram neste solo.

4.3.3.3 Índices de qualidade

A proposta de análise fatorial feita por Shukla et al., (2006) pode ser entendida como uma tentativa de buscar integração de parâmetros para entender a QS. De fato, abordar corretamente a QS pressupõe a avaliação de diversos fatores, porém alguns não apresentam relação direta com critérios técnicos e são de difícil mensuração ou modelagem. Como avaliar, por exemplo, uma tomada de decisão errônea feita pelo agricultor ou pelo técnico? Grande parte da degradação ocorrida no primeiro ano de cultivo do PC-01 deve-se as decisões tomadas pelo agricultor em um momento de grande pressão econômica. Por outro lado, o efeito destas decisões se fez sentir principalmente na redução da fração COP desta área.

A Figura 18 apresenta o índice de estoque de carbono (IEC) das áreas estudadas.

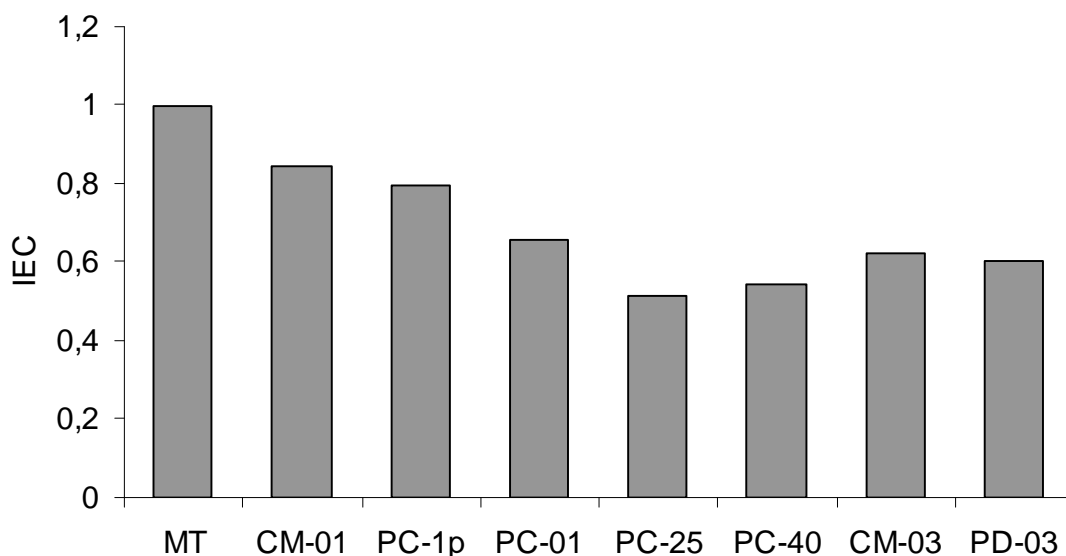


Figura 18. Índice de estoque de carbono (IEC) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum

Este índice parece ter diluído as diferenças entre as áreas o que de certa forma é procedente pois, embora ocorram diferenças nos valores de COT, há pouca diferença estatística entre as áreas, o que indica que eventualmente a magnitude numérica dos valores obtidos não representam adequadamente a degradação percebida no campo. O índice de manejo do carbono, IMC (Figura 19a) parece representar melhor o que de fato ocorre nas áreas em questão, mas aqui pouco peso é dado ao processo de recuperação percebido nas áreas sob CM-03 e PD-03. Esta distorção é devida a adoção da mata como referência. O CM-03 e o PD-03 não partiram de mata nativa, mas sim de áreas conduzidas por 22 e 20 anos respectivamente, em PC. Assim a referência correta para estas áreas é o PC-25, conforme representado na Figura 19b.

Uma vantagem do IMC é que como é baseado na fração lábil do CO, alterações ocorridas nesta fração são rapidamente percebidas nos valores obtidos. Este índice, se comparado com o IEC e o fator S representou melhor o processo ocorrido no PC-01.

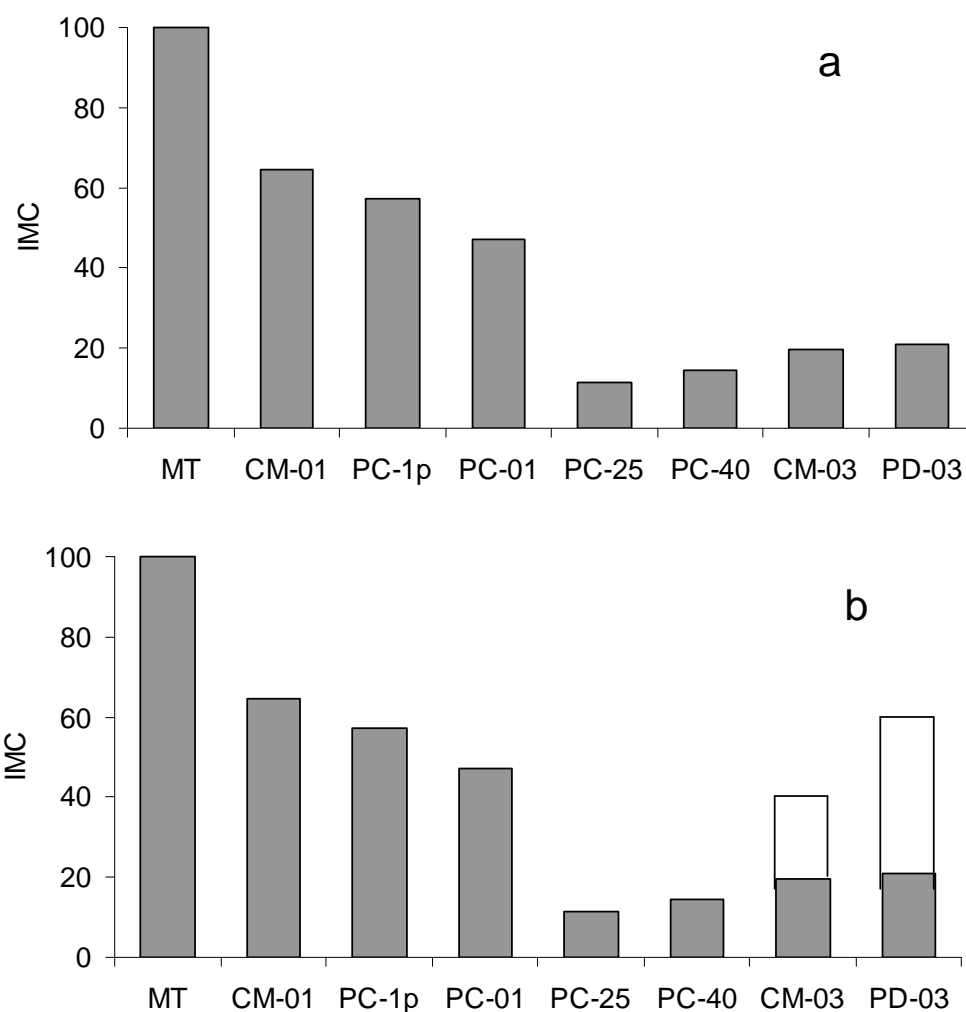


Figura 19. Índice de manejo do carbono (IMC) das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum. Figura a utilizando a MT como referência e Figura b utilizando o PC-25 como referência para as áreas CM-03 e PD-03

Outro índice possível é aquele baseado nos níveis de ordem que o solo apresenta (INord). Vezzani (2001) propôs este índice como uma forma de quantificar a ordenação dos sistemas frente aos fluxos de energia e matéria. O Índice apresentado na Figura 20 foi elaborado com base nesta teoria, conforme descrito em Salton, (2005).

Este índice foi o que melhor representou os processos que ocorrem nas áreas de estudo. A distinção entre o CM-01 e o PC-1p deve-se a melhor agregação do segundo, o que é uma distorção, pois o CM por ter menor grau de revolvimento tende a ter desempenho melhor que o PC. Como o índice é obtido a partir do DMP, o histórico anterior desta área adquire importância. Da mesma forma a redução do tamanho e estabilidade dos agregados verificada

no PC-01 reduziu seu nível de ordem, enquanto no CM-03 e PD-03 ocorreu aumento.

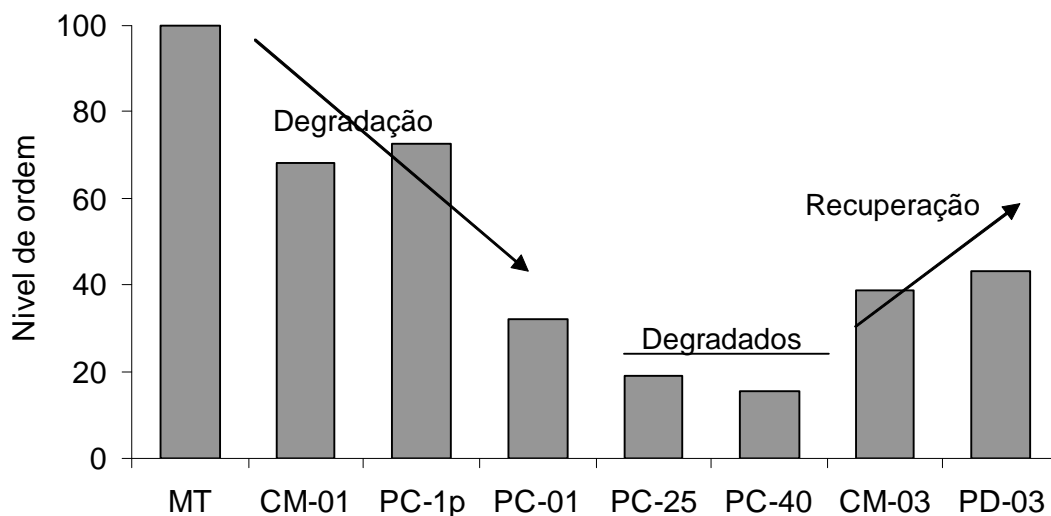


Figura 20. Níveis de ordem das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândido Brum

4.3.3.3 Análise qualitativa

As mudanças no estoque de CO do solo são afetadas pelo tipo de solo, clima, manejo e tempo de adoção do sistema de manejo. Combinar todos estes fatores em um único índice resultaria em distorções. Uma possibilidade é a combinação de dois ou três índices que melhor representem os fenômenos ocorridos e análise conjunta dos resultados obtidos.

A análise apresentada na Figura 21 apresenta uma síntese dos fatores que mostraram-se mais sensíveis. O fator S não representou bem a redução do COP na área PC-01, mas representou adequadamente outros fatores físicos como PT, equilíbrio entre MaP e MiP e Ds. A relação entre DMPu/DMPs reflete os processos de desestruturação ou recuperação de estrutura do solo, os tratamentos foram representados de acordo com os resultados obtidos para o INord, embora neste índice o sistema CM-01 tenha obtido índice inferior ao obtido pela área PC-1p. Esta é uma distorção apresentada pelo INord, conforme discutido no item anterior, devida principalmente a o histórico anterior da área PC-1p. Sabe-se porém que o sistema de manejo CM é mais vantajoso que o PC, porque reduz o número de arações realizadas na área, e também devido a facilidade com que é aceito pelos agricultores.

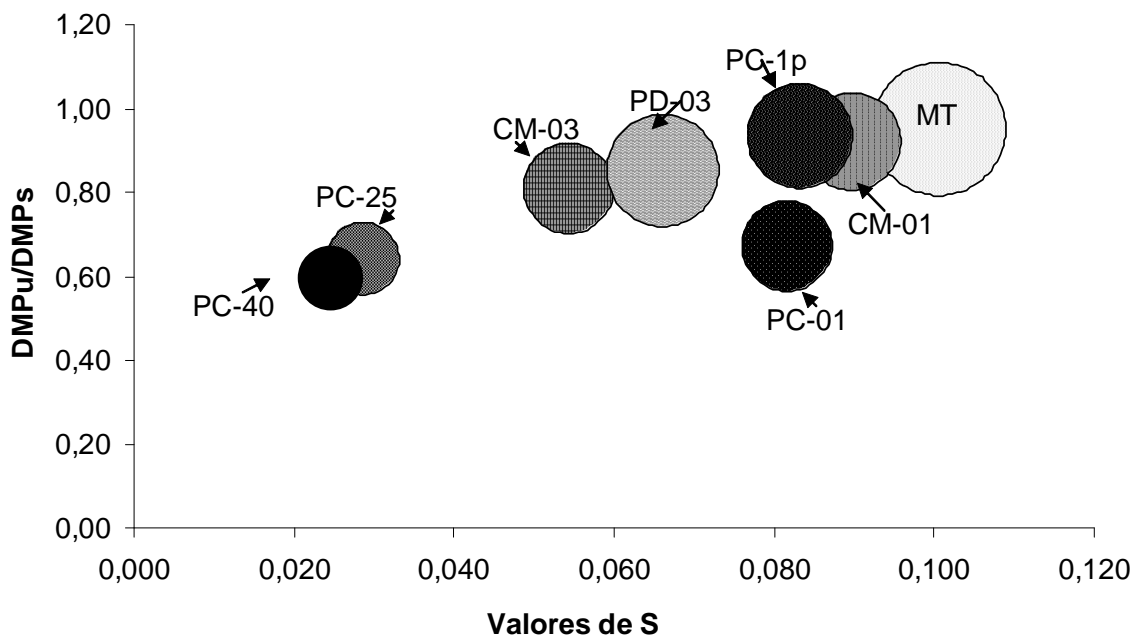


Figura 21. Análise qualitativa das áreas de estudo sob diferentes tipos de uso e manejo na Microbacia Cândia Brum. O tamanho dos círculos representa a magnitude da qualidade do solo, ajustada a partir dos valores obtidos para o índice de nível de ordem (INord). $DMPu/DMPs$ = relação entre diâmetro médio ponderado a úmido e a seco. Valores de S = valores obtidos para o fator S

Os resultados obtidos para análise qualitativa novamente formam três grupos distintos, as áreas degradadas, as áreas em recuperação e as áreas que se mantiveram próximas das tendências observadas na área de MT. O PC-01 afasta-se deste grupo devido a baixa estabilidade de agregados. Entre o CM-03 e o PD-03, áreas em recuperação, percebe-se que o PD-03 é teve melhor desempenho nos atributos selecionados, por isso o tamanho da esfera que o representa é maior. Embora esteja na mesma altura que o PD-03 o deslocamento do CM-03 para a origem do gráfico indica que o fator S reduziu a QS neste sistema, o que é condizente com os outros resultados obtidos. A correção feita no valor obtido para o CM-01 fez com que este sistema se aproximasse da MT, embora sua QS seja inferior, como denotado pelo tamanho da esfera que o representa. Como mencionado anteriormente, os agricultores aceitam mais facilmente o CM, e um fator importante é que aqueles agricultores que convertem áreas sob PC para este sistema não retornam mais ao sistema antigo, e tendem a adotar o PD.

4.4 CONCLUSÕES

Todas as áreas avaliadas reduziram a qualidade do solo em relação à área de mata nativa. Entre as áreas novas esta redução foi mais acentuada nos sistemas PC que no sistema CM. O desempenho superior do PC-1p em relação ao CM-01 deve-se ao histórico anterior daquela.

As áreas a mais tempo sob cultivo, PC-25 e PC-40, apresentaram mais indícios de degradação que as demais, mas ocorreram poucas diferenças entre elas, apesar da diferença no tempo de uso, o que demonstra que a hipótese que maior o tempo de adoção confere maior degradação ao solo pode ser apenas parcialmente aceita.

Entre as áreas antigas convertidas a sistemas conservacionistas o PD-03 apresentou melhores resultados que o CM-03. Considerando as diferenças obtidas nestes dois sistemas em relação ao PC-25 e PC-40 percebe-se que, para as condições de solo e clima deste estudo, a recuperação dos atributos do solo avaliados neste trabalho pode ocorrer de forma rápida, negando assim a hipótese de dificuldade de recuperação de áreas antigas.

Todos Índices de qualidade foram eficientes na indicação dos processos de degradação do solo das áreas antigas, porém foram pouco eficientes na diferenciação entre as áreas novas e o processo de recuperação das áreas. Entre os índices avaliados o INord foi o que mais se aproximou da realidade de campo.

4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALCÂNTARA, F.A.; BUURMAN, P; FURTINI NETO, A.E.; CURI, N, ; ROSCOE, R. Conversion of grassy cerrado into riparian forest and its impact on soil organic matter dynamics in an Oxisol from southeast Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, n.123, p. 305–317, 2004.

ALMEIDA, J.A; BERTOL, I;LEITE, D.; AMARAL A.J.; ZOLDAN JÚNIOR, W.A.Propriedades químicas de um Cambissolo Húmico sob preparo convencional e semeadura direta após seis anos de cultivo **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.437-445, 2005.

AGASSI, M.; SHAINBERG, I.; MORIN, J. Effect of electrolyte concentration and soil sodicity on infiltration rate and crust formation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.45, p.848–851, 1981.

ASSMANN, A.L.; ASSMANN, T.S. Manejo da biomassa e rotação de culturas no sistema integração lavoura pecuária. In: ENCONTRO DE INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA NO SUL DO BRASIL, 2002, Pato Branco. **Anais...** Pato Branco : CEFET-PR, 2002.

BAYER, C. ; MIELNICZUK, J.; MARTIN-NETO, L. Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24, p.599-607, 2000.

BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J. PAVINATO. A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto.. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v.39, n.7, p.677-683, 2004.

BAYER,C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.86, p.237–245, 2006.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J. BARBOSA, F.T. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um Inceptssol sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.485-494, 2004.

BESCANSA, P.; IMAZ, M.J.; VIRTO, I.; ENRIQUE, A.; HOOGMOED, W.B Soil water retention as affected by tillage and residue management in semiarid Spain. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.87, p.19–27, 2006.

BHATTACHARYYA, R.; PRAKASH, V.; KUNDU, S.; GUPTA, H.S. Effect of tillage and crop rotations on pore size distribution and soil hydraulic conductivity in sandy clay loam soil of the Indian Himalayas [Soil and Tillage Research](#) ,Amsterdam, v.86, p.129-140, 2006.

BLAIR, J.B.; LEFROY, R.D.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal of Agricultural Research**, Melbourne, v.46, p.1459-1466, 1995.

BRADY, N.C. **Natureza e propriedade dos solo**. 5.ed. Rio de Janeiro : LFB, 1979.

BRANDÃO, V.S.; SILVA, D.D.; RUIZ, H. A.; PRUSKI, F.F.; SCHAEFER, C.E.G.R.; MARTINEZ, M.A.; MENEZES, S.J.M.C. Resistência hidráulica da crosta formada em solos submetidos a chuvas simuladas **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, p.13-21, 2006.

CAMBARDELA, C.A.; ELLIOTT E.T. Particulate soil organic matter change across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.56, p.777-783, 1992.

CÂMARA, R.K.; KLEIN, V.A. Escarificação em plantio direto como técnica de conservação do solo e da água **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, 2005.

CARPENEDO, V; MIELNICZUK, J. Estado de agregação e qualidade de agregados de Latossolo Roxo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v.14, n.1, p.99-105, 1990.

CAVALIERI, K.M.V.; TORMENA, C.A.; VIDIGAL FILHO, P.S.; GONÇALVES, A.C.A.; COSTA, A.C.S. Efeitos de sistemas de preparo na propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distroférico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, p.137-147, 2006.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SAPNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.777-788, 2005.

DEXTER, A.R. Soil physical quality Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth **Geoderma**, Amsterdam, v.120, p.201–214, 2004.

DIEKOW, J. **Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de cultura e adubação nitrogenada no sistema plantio direto**

164f. 2003. Tese (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

DORAN, J. W.; PARKIN, T.B. Defining and accessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BESDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison : Soil Science Society of America, 1994. p3-22. (Special Publication, 35)

EMBRAPA **Manual de métodos de análise do solo**. Rio de Janeiro, EMBRAPA Solos, 2ª ed.,1997

FRANZLUEBBERS, A. J. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. **Soil and Tillage Research** , Amsterdam, v.66, p.197-205, 2002.

FRANZLUEBBERS,A.J.; STUEDEMANN, J.A. Soil responses under integrated crop and livestock production. In: 2005 SOUTHERN CONSERVATION TILLAGE SYSTEMS CONFERENCE, Florence, 2005. **Proceedings...** Florence, Clemson University, 2005.

GREEN, T.R.; AHUJA, L.R.; BENJAMIN, J.G. Advances and challenges in predicting agricultural management effects on soil hydraulic properties **Geoderma**, Amsterdam, v.116, p.3 – 27, 2003.

GOLABI, M,H.; RADCLIFE. D.E.; HARGROVE, W.L.; TOLLNER, E.W. Macropore effects in conventional tillage and no tillage soils. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.50, p.205-210, 1995.

GONÇALVES, C.S; RHEINHEIMER, D.S.; PELLEGRINI, J.B.R.; KIST, S.L. Qualidade da água numa microbacia hidrográfica de cabeceira situada em região produtora de fumo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, p.103-112, 2005.

GOVAERTS, B; SAYRE. K.D.; DECKERS, J. A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.87, p.163–174, 2006.

GREGORICH, E.G.; GREER. K.J.;ANDERSON; D.W.; LAING; B.C. Carbon distribution and deposition effects **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v.47, p. 291-302, 1998.

JACINTHE P.A.; LAL, R.; OWENS, L.B.; HOTHEM, D.L. Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v.77, p.191-113, 2004.

JASTROW, J.D; MILLER, R.M. Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: Feedback through organonimeral associations. In: SOIL processes and the carbon cycle. Boca Raton, Florida . CRC Press LLC, 1996. (Advances in soil science).

KEMPER, W.D; CHEPIL, W.S. Size distribution of aggregation. In: BLACK, C.A. (Ed). **Methods of soil analysis**. Madison : American Society of Agronomy, 1965. p.499-510.

KENNEDY, A.C.: PAPENDICK. R.I. Microbial characteristics of soil quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.50, n.3. p.243-248 ,1995.

LAL, R. Soil erosion and the global carbon budget. **Environment International**, Amsterdam, v.29, p.437– 450, 2003.

MACKOWN, C.T.; CRAFTS-BRANDNER, S.J.; SUTTON T.G. Relationships among Soil Nitrate, Leaf Nitrate, and Leaf Yield of Burley Tobacco **Agronomy Journal**, Madison, n. 91, p.613-621 , 1999.

MOORMAN, T.B.; CAMBARDELLA, C.A. JAMES, D.E.; KARLEN, D.L.; KRAMER, L.A. Quantification of tillage and landscape effects on soilcarbon in small Iowa watersheds. **Soil and Tillage Research**, ,Amsterdam, v.78, p.225– 236, 2004.

OLIVEIRA, P.K.B.; OLIVEIRA, T.S.; CAMELO, A.M.; ROMERO, R.E. Crescimento de plantas de cajueiro anão precoce influenciado pela compactação e temperatura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, p.11-18, 2003.

OWENS, L.B.; MALONE, R.W.; HOTHEM,D.L.; STARR, G.C.; LAL,R. Sediment carbon concentration and transport from small watersheds under various conservation tillage practices. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, n.67, p.65-73, 2002.

OWENS, L.B.; SHIPITALO, M.J. Rate Of Soil Carbon Loss Resulting From Tillage. In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION CONFERENCE, 13., Brisbane, Australia, 2004. **Proceedings...** Brisbane, Australia, 2004. Paper 772. CDrom.

PIRES, A.L. Interação Manejo x Física In: XV REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 15., Santa Maria, 2004. **Anais...** Santa Maria : UFSM, 2004. (CDrom)

RHEINHEIMER, D.S. **Caracterização física, química e biológica dos solos na microbacia hidrográfica do Arroio Lino, Nova Boemia**: Agudo, Ano II. [S.l. : s.n.], 2003. 115p.

ROSCOE, R.; MACHADO, P.L.O.A. **Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica**. Dourados : EMBRAPA Agropecuária Oeste; Rio de Janeiro : EMBRAPA Solos, 2002. 86p

RUIZ, J.M.; OMERO, L. Influence of CaCl₂ on the foliar biomass and quality of tobacco leaves. **Journal of Agricultural Food Chemistry**, v.49, p.3600-3605, 2001.

SALTON, J.C. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura pastagem em ambiente tropical**. 158f. 2005. Tese (Doutorado) - Programa

de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

SANTANA, M. B.; SOUZA, L.S.; SOUZA, L.D.; FONTES, L.E.F. Atributos físicos do solo e distribuição do sistema radicular de citros como indicadores de horizontes coesos em dois solos de tabuleiros costeiros do estado da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, p.30-12, 2006.

SASAL, M.C.; ANDRIULO, A.E.; TABOADA, M.A. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.87, p.9–18, 2006.

SCHAEFER, C.E.R.; SILVA, D.D.; PAIVA, K.W.N.; PRUSKI, F.F.; ALBUQUERQUE FILHO, M.R.; ALBUQUERQUE, M.R. Perdas de solo, nutrientes, matéria orgânica e efeitos microestruturais em Argissolo Vermelho Amarelo sob chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, p.669-678, 2002.

SHUKLA, M.K.; LAL, R.; EBINGER, M. Determining soil quality indicators by factor analysis **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.87, p.194-204, 2006.

SILVA, A.M.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; LIMA, J.M.; AVANZI, J.C.; FERREIRA, M.M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, p.1223-1230, 2005.

SILVA, A.P. Interação manejo x física In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 15., Santa Maria, 2004. **Anais... Santa Maria** : UFSM, 2004. CDrom

SILVA, A.J.N.; CABEDA, M.S.V.; LIMA, J.F.W.F. Efeito de sistemas de uso e manejo nas propriedades físico-hídricas de um Argissolo amarelo de tabuleiro costeiro **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.833-842, 2005.

SILVA I. F.; MIELNICZUK, J Avaliação do estado de agregação do solo afetado pelo uso agrícola. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v.21, p.313-319, 1997.

SILVA, J.E.; LEMAINSKI, J.; RESCK, D.V.S. Perdas de matéria orgânica e suas relações com a capacidade de troca catiônica em solos da região do cerrado do Oeste Baiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v 18, p.541-547, 1995.

STROOSNIJDER, L. Measurement of erosion: Is it possible? **Catena**, Amsterdam, v.64, p.162-173, 2005.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre :

Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174 p.

THIERFELDER, C.; AMÉZQUITA, E. C.; STAHR, K. Effects of intensifying organic manuring and tillage practices on penetration resistance and infiltration rate **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.82, p.211-226, 2005.

TISDAL, J.M.; OADES, J.M. Organic matter and water stable aggregates in soils. **Journal of Soil Science**, Oxford, v .33, p.141-163, 1982.

TOWNER, G.D. An examination of the fall-cone method for the determination of some strength properties of remolded agricultural soils. **Journal of Soil Science**, v.24, n. 4, 1973.

TORMENA, C.A.; FRIEDRICH, R.; PINTRO, J. C.; COSTA, A. C. S.; FIDALSKI, . Propriedades físicas e taxa de estratificação de carbono orgânico num Latossolo Vermelho após dez anos sob dois sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p.1023-1031, 2004.

VEZZANI, F.M. **Qualidade do sistema solo na produção agrícola**. 184f. 2001. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre,2001. 184p.

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

5. CAPÍTULO III

Dinâmica superficial do carbono orgânico em Cambissolo Háplico sob diferentes geoformas e sistemas de manejo

5.1 INTRODUÇÃO

Processos condicionam formas. Esta é uma das bases da ciência geomorfológica. Estes processos ocorrem ao longo da escala geológica de tempo, dando origem ao modelado da superfície terrestre. Porém num recorte de tempo é possível identificar o efeito contrário, ou seja, as formas condicionando os processos. Assim o formato de uma encosta vertente, sua curvatura nos eixos vertical e horizontal determinam importantes processos hidrológicos que resultam em maior ou menor intensidade dos processos erosivos. Estas informações no entanto não têm sido consideradas na recomendação dos sistemas de manejo.

Encosta vertente pode ser definida como a menor unidade de área que contribui com drenagem de água para um determinado ponto. A paisagem é formada por uma sucessão de encostas vertentes que chegam até o padrão de drenagem principal (Bloom, 1972).

O formato de uma encosta é definido pela combinação de suas características em planta e perfil, considerando-se as formas convexas, côncavas e retilíneas dando origem a formas diferentes (SCIRO, 2004; Guerra, 2003; Bloom, 1972), que afetarão o tipo de solo, suas propriedades hídricas e a dinâmica dos sedimentos sobre ele (Yoo et al., 2006; Tan et al., 2004).

Após ser destacado pelo impacto da gota da chuva ou pela energia do fluxo de escoamento concentrado, o sedimento passa imediatamente a interagir com a forma do relevo, quer seja pela energia do fluxo superficial, conferida

pela declividade e comprimento e forma da encosta ou pela possibilidade de transporte ou deposição, conferida pela forma da curvatura e pelo microrelevo (Golosov e Litvin, 2005; Pennock et al., 1995; Walling e Quine, 1991).

Os sedimentos que deixam uma encosta, ou que são mobilizados sobre ela, carregam as características do solo que lhes deu origem, tal como conteúdo de nutrientes e de carbono orgânico (CO), gerando novos padrões de distribuição. Moorman et al., (2004) encontraram diferentes conteúdos de CO, conforme a posição na encosta vertente. De maneira geral, o segmento inferior apresentava maior conteúdo de CO, caracterizando uma área de deposição, enquanto o segmento médio chegava a apresentar menos de 50% de CO em relação ao anterior.

A erosão hídrica é responsável por modificações no conteúdo de CO no solo, redistribuição espacial do mesmo e deposição deste nos cursos de água (Silva et al., 2005; Tan et al., 2004). Quinton et al., (2006) estudaram os processos de remoção e deposição do CO no Reino Unido e encontraram valores de carbono mobilizado que variavam entre 7 e 31 Kg C ha ano⁻¹. Embora não tenham ocorrido diferenças estatísticas entre as variáveis estudadas, as que mais influenciaram as perdas foi o sentido do cultivo e o tipo de manejo do solo. De maneira geral, os solos sob sistemas conservacionistas perdiam menos CO que aqueles sob sistema convencional. Barton et. al. (2004) encontraram resultados semelhantes em um estudo em solos do sudoeste da China. Os sistemas de preparo do solo eram convencional (PC), e plantio direto (PD). Diferentes coberturas foram testadas no preparo convencional, com palha de arroz (4 Mg ha⁻¹) e cobertura sintética que oferecia 70% de cobertura do solo durante todo o ciclo da cultura (milho). A maior eficiência em redução de erosão foi verificada no sistema convencional + palha de arroz, indicando que para aquelas condições o efeito da taxa de cobertura superou o tipo de preparo do solo.

Jacinthe et al. (2004) avaliaram perdas de CO associados a sedimentos em microbacias sob diferentes sistemas de manejo em clima temperado durante 15 anos, e não encontraram diferença significativa nas concentrações ou nos totais de CO perdido entre os sistemas de manejo mas sim em relação ao tipo de chuva ocorrida. Eventos de baixa energia proporcionalmente promoviam maiores perdas de CO e principalmente da fração mais lábil do CO, enquanto

eventos de alta energia promoviam maior remoção e partículas minerais, reduzindo a concentração de CO e também da fração lábil.

O conteúdo de CO do solo tem uma relação estreita com a qualidade deste (Shukla et al., 2006; Conceição 2005; Vezzani, 2001) e permite entender se o solo desempenha suas funções no ambiente, especialmente aquelas relacionadas a qualidade da água. Entretanto, mesmo em solos com qualidade elevada o formato da encosta pode acelerar o fluxo superficial e fazer com que rapidamente, elementos nutrientes e pesticidas sejam transportados para os cursos de água (Gellis et al., 2003) ou ainda a movimentação do sedimento sobre a superfície da encosta pode acelerar a oxidação do CO nele contido (Quinton et al., 2006; Lal, 2003; Owens et al., 2001)

Os efeitos dos sistemas de manejo sobre a erosão tem sido relatados por diversos autores, para diferentes condições de clima e solo, porém na maioria dos trabalhos a forma do relevo é reduzida ao comprimento e declividade da rampa. Por outro lado, informações sobre o formato e dinâmica da encosta podem ser utilizadas para otimizar o uso de solos especialmente sob culturas como o fumo. Nesta cultura, a parte aérea é removida, resultando em baixa adição de resíduos ao solo, de forma que se o manejo não for adequado o estoque de CO entra em declínio rapidamente (Jerrell, 2001).

O trabalho baseou-se em três hipóteses, a primeira que as encostas côncavas convergentes apresentam as maiores movimentações de sedimentos quando comparadas com as encostas convexas divergentes, a segunda que esta movimentação de sedimentos enriquecidos com carbono orgânico ao longo do tempo gera áreas de depleção e de deposição deste elemento sobre a encosta e a terceira que a interação entre o sistema de manejo e o formato da encosta interferem nos processos erosivos.

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de três sistemas de manejo (Plantio Convencional, Cultivo Mínimo e Plantio Direto) em encostas côncavas convergente e convexas divergentes sobre a produção, movimentação e conteúdo de CO e das frações carbono orgânico particulado e carbono orgânico associado a minerais dos sedimentos utilizando equipamentos de baixo custo.

5. 2 MATERIAIS E MÉTODOS

O Estudo 2 foi realizado na mesma área descrita no Estudo 1, a bacia piloto do município de Arvorezinha, localizada na comunidade Cândido Brum. O solo em todas as Áreas é Cambissolo Háplico (Lithic Aplusept) e os sistemas de manejo e tempo de adoção são os mesmos descritos no Estudo 1. A geoforma de cada uma das áreas, esta sumarizada no Quadro 2.

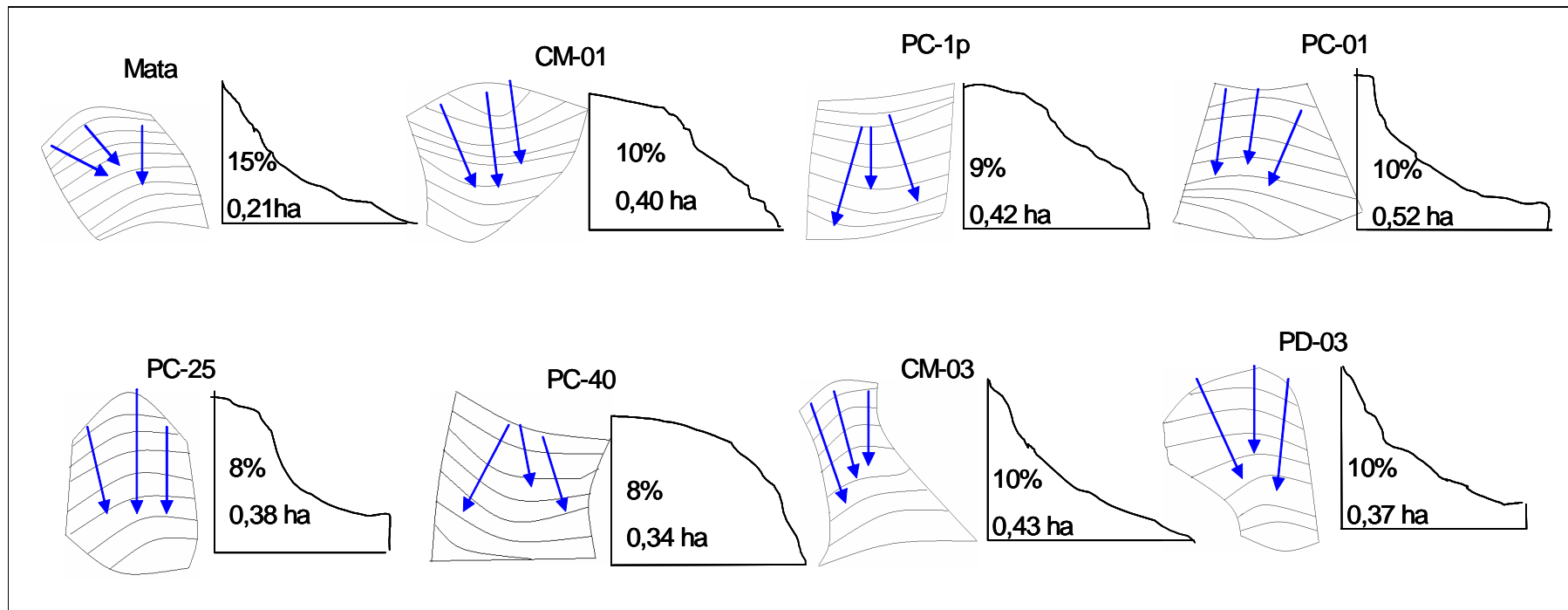
5.2.1 Descrição dos sistemas de manejo nas áreas de estudo

As áreas de estudo são as mesmas descritas no item 3.4 da Metodologia Geral.

As áreas denominadas MT, PC-1p, PC-01, PC-40 e CM-03 não sofreram qualquer alteração no manejo entre os anos de 2004 e 2005, portanto a descrição feita no item supra citado é válida.

Na área CM-01 no preparo de verão para implantação do fumo da safra 2004/2005 o agricultor dividiu a área em duas partes e em uma delas foi feito o cultivo mínimo, conforme descrito anteriormente, com aração apenas na linha de plantio do fumo, e na outra foi feita aração sobre toda a superfície. No ano de 2005 o agricultor voltou a fazer CM em toda a área, realizando a aração em toda a área para implantação da cultura de inverno e aração apenas na linha de plantio para a implantação do fumo.

Quadro 2. Demonstrativo das formas das encostas estudadas em planta, perfil e declividade e área em hectares.



Na área PD-03 no inverno de 2004 foi feito um coquetel com as espécies, aveia, ervilhaca e nabo forrageiro (*Raphanus sativus*) e no verão foi plantado fumo. Ao final da safra de fumo de 2005 foi plantada mucuna (*Stizolobium aterrimum*) mas não houve boa germinação, sendo então implantado novamente o coquetel de plantas de cobertura de inverno. A área recebeu dejetos de suínos quatro vezes, em outubro de 2003, em abril de 2004, em setembro de 2004 e em maio de 2005.

Uma das características desta área é a evolução do sistema, que passou de PC para PD com adoção de cobertura de inverno, depois diversificação das plantas de cobertura de inverno e finalmente, em 2005 o agricultor decidiu adotar a rotação de culturas, e foi plantado milho como cultura de verão na safra 2005/2006.

No PC-25, na safra 2005/2006 o agricultor também mudou a cultura, implantando milho ao invés de fumo. Nesta área, a mudança ocorreu devido a elevada degradação do solo e a redução da mão de obra familiar, devido a mudança de um dos filhos para a cidade. Assim, a área de fumo foi reduzida porque o custo de implantação da lavoura não permite o plantio se não houver certeza da colheita e beneficiamento do fumo.

5.2.2 Monitoramento do volume precipitado e intensidade das precipitações

Para o monitoramento climático foram instalados pluviômetros tipo Ville de Paris em cinco pontos na bacia hidrográfica. Para obtenção das intensidades das precipitações foi instalado um pluviógrafo automatizado cujos dados eram armazenados em software específico e transferidos diretamente para computador em média a cada quinze dias.

5.2.3 Avaliação qualitativa do colúvio nas áreas fontes de sedimento e movimentação do carbono sobre as encostas vertentes

As vertentes formadoras de cada área de estudo foram segmentadas em terço superior, terço médio e terço inferior. Em cada um destes segmentos foram detectados os pontos de deposição de colúvio e nestes locais foram instalados amostradores para recolher amostras deste material.



Figura 21. Aspecto de amostrador de colúvio após evento de 93mm que gerou coleta em outubro de 2003.

O amostrador de colúvio (Figura 21) foi desenvolvido com base num modelo proposto por FAO (1993). Consiste num garrafão de água de cinco litros, do qual o fundo foi removido, ligado por um tubo de silicone de diâmetro 10mm a uma garrafa PET de dois litros. O tubo de silicone está conectado no terço superior do garrafão, que consiste no primeiro segmento do amostrador e liga-se a tampa da garrafa PET, de forma que para trocar esta parte, que equivale ao segundo segmento do amostrador, não é preciso trocar o tubo de silicone nem o garrafão. O princípio de funcionamento baseia-se no fato de que ao entrar no primeiro segmento o colúvio perde energia e os sedimentos de tamanho maior que a fração silte são depositados, passando para o segundo segmento apenas os sedimentos em suspensão. Maiores detalhes da validação e construção do coletor são fornecidos em Mello et al., (2004)

Para o presente estudo os amostradores foram instalados no campo conforme esboçado na Figura 22a e 22b.

5.2.3.1 Preparo dos sedimentos recolhido nos amostradores

O sedimento recolhido no primeiro segmento do amostrador era coletado e trazido para o laboratório. Após secagem em estufa a 45° C o material teve sua massa quantificada, foi passado em peneira de malha 2mm e armazenado

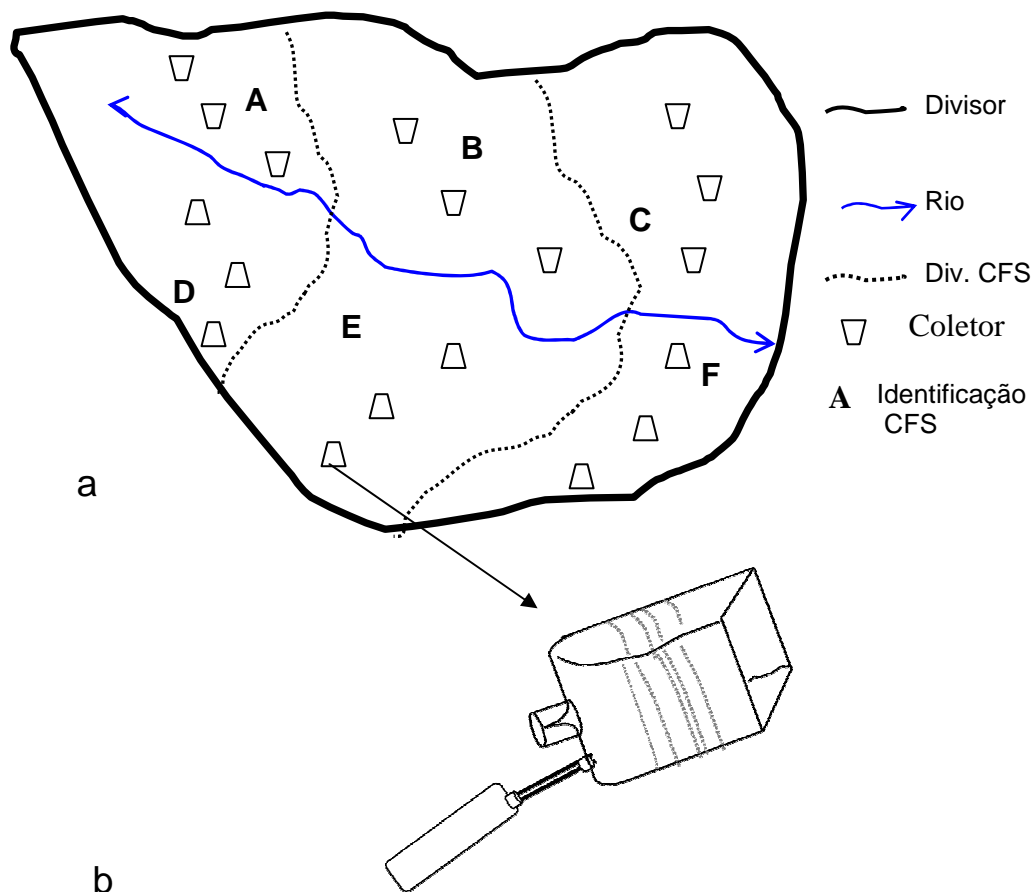


Figura 22. Representação da distribuição dos coletores de colúvio no CFS (a) e desenho esquemático do coletor (b).

para posterior análise. Para quantificação dos sedimentos coletados no segundo segmento do coletor adicionava-se à água da garrafa PET 25 mL de solução de alúmen de potássio a 5% para que ocorresse a precipitação. Após 16 horas a água da garrafa foi vertida em proveta para obter-se o volume de água da garrafa e o material depositado no fundo foi seco em estufa a 45° C. Após, este material foi pesado e armazenado para posterior determinação do conteúdo de carbono orgânico (COT).

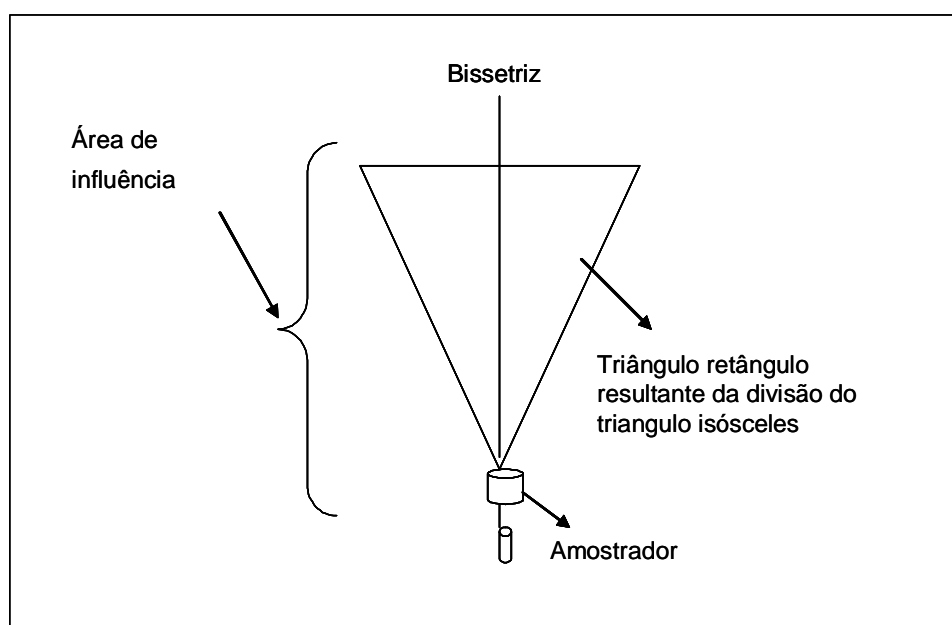
5.2.3.2 Caracterização do Carbono Orgânico dos sedimentos recolhidos no primeiro segmento do amostrador (garrafão)

No material recolhido nos amostradores foi realizada análise de carbono total (COT) e das frações carbono orgânico particulado (COP) e carbono orgânico associado a minerais (CAM) no material retido no primeiro segmento

e carbono orgânico total (COT) no material recolhido no segundo segmento utilizando-se as mesmas metodologias descritas no item 3.5 do Materiais e Métodos geral.

5.2.4 Área de coleta dos amostradores de colúvio

Para possibilitar a quantificação dos resultados obtidos foi avaliada a área de influência de cada amostrador de colúvio, ou seja, a área que contribuía com sedimentos para cada coletor de colúvio. Considerou-se as áreas como sendo um triângulo isósceles cuja bissetriz equivale ao comprimento da rampa.



Quadro 3. Demonstrativo do procedimento matemático para o cálculo da área de coleta dos amostradores de colúvio

Desta forma o triângulo pode ser decomposto em dois outros triângulos retângulos cuja altura h equivale a bissetriz do primeiro. Foi verificado nas áreas de estudo a distância linear equivalente a base, considerada como sendo a distância máxima horizontal entre dois pontos da encosta que convergem para o mesmo ponto em que estava instalado o amostrado. A área foi então obtida por:

$$A = (b \cdot h) / 2$$

Onde A = área em m^2 , b = base, h = altura

Os sedimentos contidos nos amostradores foram considerados como sendo relativos a esta área, o que possibilitou a extrapolação para outras unidades de área. A convergência ou divergência das encostas foi desconsiderada para esta medida.

5.2.5 Avaliação da taxa de cobertura do solo

A taxa de cobertura do solo foi monitorada através da aquisição de imagem digital, realizada a intervalos médios de 20 dias. Em cada área estudada foram realizadas aquisições de imagens com câmara fotográfica digital Kodak DX6440 4.0mp ajustada para obter imagens com 1656x1252 pixels. A aquisição de imagens seguiu a mesma divisão adotada para a coleta de amostras de solo, ou seja, eram obtidas imagens no segmento superior, médio e inferior da encosta. Em cada segmento eram obtidas três imagens, representativas daquele segmento. A altura de aquisição era de cerca de um metro e trinta centímetros de altura com o eixo focal da câmara formando ângulo de 90° em relação a superfície do solo, adquiridas sempre pelo mesmo operador. Após a aquisição as imagens foram analisadas através da projeção em tela de computador com sobreprojeção de uma malha quadriculada de 100 pontos sobre as mesmas. Os pontos são formados pelas intercessões das linhas da malha, e cada ponto projetado sobre o solo coberto somava o valor 1 obtendo-se assim a porcentagem de solo coberto.

5.2.6 Taxa de enriquecimento dos sedimentos

A taxa de enriquecimento dos sedimentos foi obtida pela divisão da concentração de CO ou de suas frações no sedimento pela concentração de CO ou de suas frações presente na camada de 0 -2,5 cm de solo, conforme a equação abaixo:

$$TES = []_{sed} / []_{solo}$$

Onde $[]_{sed}$ é a concentração do elemento em questão no sedimento e $[]_{solo}$ é a concentração do mesmo elemento no solo.

As concentrações foram ajustadas para densidade do solo e do sedimento igual a 1,0 g cm³.

5.2.7 Análise estatística

A análise estatística dos dados foi feita pela técnica de análise componente principal utilizando-se o software SPSS for Windows (versão 8.0)

Foram utilizados como vetores as variáveis volume de precipitação, taxa de cobertura, nível de ordem do solo e formato da encosta. Este último foi inserido como um valor numérico fixo para cada encosta.

A matriz de covariâncias foi escrita como :

$$X1 = \begin{vmatrix} X_{11} \\ X_{21} \\ \vdots \\ X_{p1} \end{vmatrix} \quad X2 = \begin{vmatrix} X_{12} \\ X_{22} \\ \vdots \\ X_{p2} \end{vmatrix} \quad X3 = \begin{vmatrix} X_{13} \\ X_{23} \\ \vdots \\ X_{p3} \end{vmatrix} \quad X4 = \begin{vmatrix} X_{14} \\ X_{24} \\ \vdots \\ X_{p4} \end{vmatrix}$$

As componentes foram descritas como:

$$Y^1_4 = Y\hat{e}1(+) - Y\hat{e}2(+) - Y\hat{e}3(+) - Y\hat{e}4$$

Sendo $Y\hat{e}1$ o volume de precipitação, $Y\hat{e}2$ taxa de cobertura e nível de ordem do solo, $Y\hat{e}3$ o nível de ordem do solo, e $Y\hat{e}4$ o formato da encosta.

O formato da encosta foi obtido a partir de uma média ponderada da quantidade de sedimentos coletado e do segmento em que foi coletado. Para o nível de ordem foram utilizados os dados das trincheiras de cada segmento de cada encosta (Estudo 1, item 4.2.5).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.3.1 Desempenho dos amostradores de colúvio

Chuvas de baixa intensidade e volume possuem pouca energia para a primeira fase do processo erosivo, por isso mobilizam apenas partículas finas. Chuvas de maior intensidade e volume geram mais perda de solo, destacam partículas finas e apresentam energia suficiente para mobilizar também as partículas de tamanho maior e pequenos agregados.

Nos amostradores de colúvio, grandes precipitações geravam coletas de sedimentos mais grosseiros no garrafão e sedimentos finos na garrafa PET, que armazenava a água de escoamento superficial, mas pequenas e médias precipitações geravam apenas coleta de material no garrafão.

Isto ocorreu porque para que seja coletada água do escoamento superficial na garrafa PET, segundo segmento do coletor, é preciso uma lâmina de água suficiente para encobrir todo o fundo da primeira parte do amostrador, o garrafão. Na maioria dos eventos isto não ocorreu, a água ficava empoçada dentro do primeiro segmento, os sedimentos em suspensão eram depositados e a água evaporava, ou então, se ocorria a formação de lâmina, suficientemente alta para que a água passasse para a garrafa, a perda de energia ocorrida quando esta entrava no coletor acabava forçando a deposição de sedimentos.

Entre as chuvas ocorridas, 45% geraram coletas de sedimento apenas no garrafão, 35% geraram coletas no garrafão e na garrafa PET e 20% apenas na garrafa PET. Esta última situação estava associada com eventos de volume acima de 65mm de precipitação em momentos de taxa de cobertura do solo acima de 70% . Ou seja, a partir desta combinação de volume precipitado e

taxa de cobertura do solo ocorria escoamento superficial de água mas sem mobilização de sedimentos grosseiros, apenas da fração argila.

5.3.2 Taxa de cobertura

A área de mata, mantida como área de referência, apresenta sempre taxa de cobertura de 100% (Figura 23).

Nas áreas PC-25 e PC-40, em que o solo é mantido sem resíduos na superfície, o período de colheita resulta em maior redução da taxa de cobertura. A vegetação espontânea nesta área é baixa, devido a degradação do solo, por isso após a remoção da parte aérea do fumo, o solo fica desprotegido. Normalmente neste período não ocorrem perdas de solo, porque os camalhões impedem o escoamento superficial, mas ocorre a desagregação e a formação de selo superficial. Nas áreas PC-01 e PC-1p este efeito ainda não é percebido, devido as melhores condições do solo. Na área PC-1p a vegetação espontânea de papuã (*Brachiaria plantaginea*) contribuiu para o elevado índice de cobertura no período da primavera-verão.

Nas áreas sob PC e CM as quedas observadas nos meses de abril tanto no ano de 2004 quanto no ano de 2005 representam os momentos de preparo do solo para implantação da cobertura de inverno, enquanto as quedas entre os meses setembro e outubro de 2004 e setembro de 2005 representam o preparo do solo para o plantio do fumo.

Comparando todos os sistemas percebe-se a elevada taxa de cobertura do solo mantida no sistema PD, que é bastante regular ao longo do ano, e a menor amplitude na variação da taxa de cobertura nos sistemas CM em relação ao PC. Resultados semelhantes foram obtidos por Castro Filho et al., (2004) que avaliaram a taxa de cobertura em microbacias sob PD, PC e PR (preparo reduzido) durante cinco anos.

No PD-03 percebem-se três momentos de redução da taxa de cobertura: no inverno de 2004, durante a implantação do coquetel de plantas de cobertura, no final do verão de 2005, período de colheita do fumo e em outubro de 2005, quando foi implantado milho na área, causando redução da taxa de cobertura.

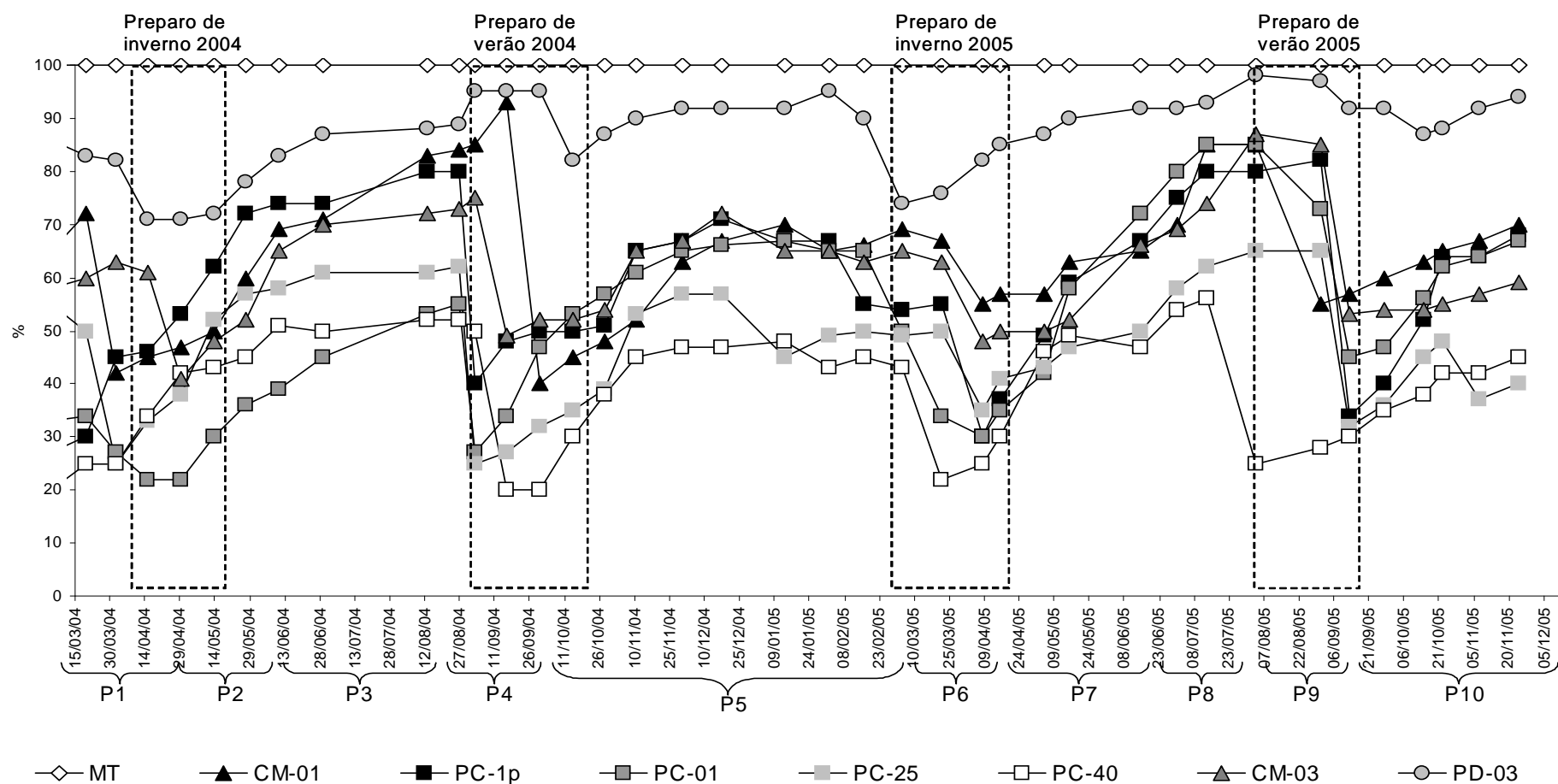


Figura 23. Variação das taxas de coberturas nos tipos de uso e sistemas de manejo estudados na Microbacia Cândido Brum no período de março de 2004 a dezembro de 2005. P = período de manejo a ser discutido no item 5.3.4

No entanto as taxas de cobertura no PD-03 foram elevadas nos dois anos de observação, variando entre 72 e 95%, enquanto no PC-25 e PC-40 as variações foram entre 60 e 32% e 52 e 28% respectivamente. A elevada taxa de cobertura no PD-03 é decorrente do efeito residual da cobertura gerada em um ciclo de cultura para o ciclo seguinte, tendo em vista a ausência de revolvimento do solo neste sistema.

Nos sistemas PC-01 e CM-03 houve um pequeno aumento na taxa de cobertura durante o inverno no ano de 2005 em relação ao ano de 2004. Houve também um aumento no sistema PC-25 mas apenas nos dois últimos meses antes do preparo de verão. Aumentos na taxa de cobertura neste período são positivos, pois as chuvas que ocorrem durante o inverno embora não tenham as maiores intensidades ou energia são mais freqüentes, mantendo o solo com umidade antecedente elevada e com menor capacidade de infiltração de água. As chuvas de maior intensidade e energia ocorrem em outubro, por isso o sistema CM, que mantém uma taxa de cobertura mais elevada no preparo de verão quando comparado com o PC é vantajoso do ponto de vista de manutenção da qualidade do solo, especialmente no que se refere ao selamento superficial, e redução das perdas de nutrientes e CO juntamente com sedimentos. Jerrell (2001) avaliou o efeito da adoção de um sistema conservacionista de preparo do solo na cultura do fumo que consistia em realizar a aração para a implantação da cultura apenas na faixa de plantio, de forma semelhante ao realizado nas áreas sob CM. A redução do revolvimento elevou a taxa de cobertura, trazendo benefícios para o solo e a cultura.

5.3.3 Distribuição da precipitação e das coletas ao longo do período de estudo

Os dados de intensidade das chuvas ocorridas durante o período de estudo não serão apresentados. O equipamento instalado a campo para registrar as intensidades apresentou problemas de funcionamento, de forma que até a conclusão do presente trabalho, os dados não puderam ser utilizados.

Os meses de março/abril e setembro/ outubro são os meses críticos na microbacia por serem os meses de preparo do solo nos sistemas PC e CM para

implantação das culturas de inverno e do fumo respectivamente, conforme evidenciado pelas taxas de cobertura, discutidas no item anterior.

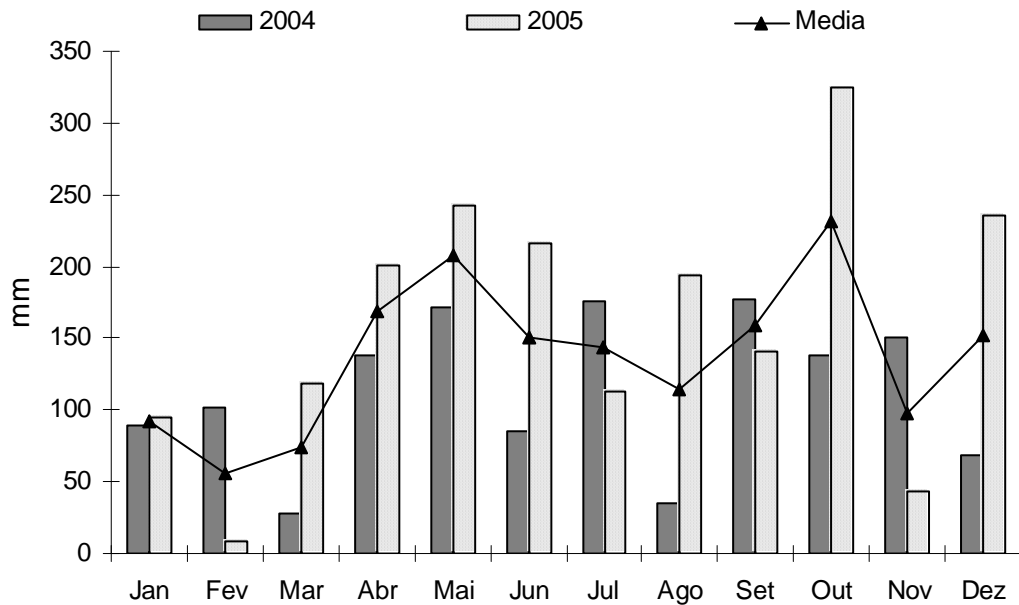


Figura 24. Distribuição da precipitação nos anos de 2004 e 2005 na Microbacia Cândido Brum e média dos anos 2001 a 2005. (Fonte: Lab Sedimentos IPH (2006); EMATER, dados não publicados)

O ano de 2004 foi atípico no volume de chuvas ocorrido nos meses de outubro novembro e dezembro (Figura 24). A média de cinco anos demonstra que maio e outubro são os meses mais chuvosos, com as maiores energias ocorrendo no mês de outubro, o que não ocorreu em 2004.

Durante o período de monitoramento ocorreram 28 eventos que deram origem a algum tipo de coletas de sedimentos, no garrafão, na garrafa PET ou em ambos. Entretanto apenas cinco geraram coletas em todos os segmentos (terço superior, médio e inferior da encosta) de todas as áreas estudadas. Owens et al. (2002) avaliaram perdas de carbono em sedimentos de seis microbacias instrumentadas e relatam que menos da metade dos eventos ocorridos geraram sedimentos em quantidade suficiente para permitir análises. Stroosnijder (2006) afirma que experimentos nesta escala tendem a gerar menos coletas que experimentos que avaliem os mesmos atributos em parcela, devido a presença de fatores que não podem ser simulados em escala de parcelas.

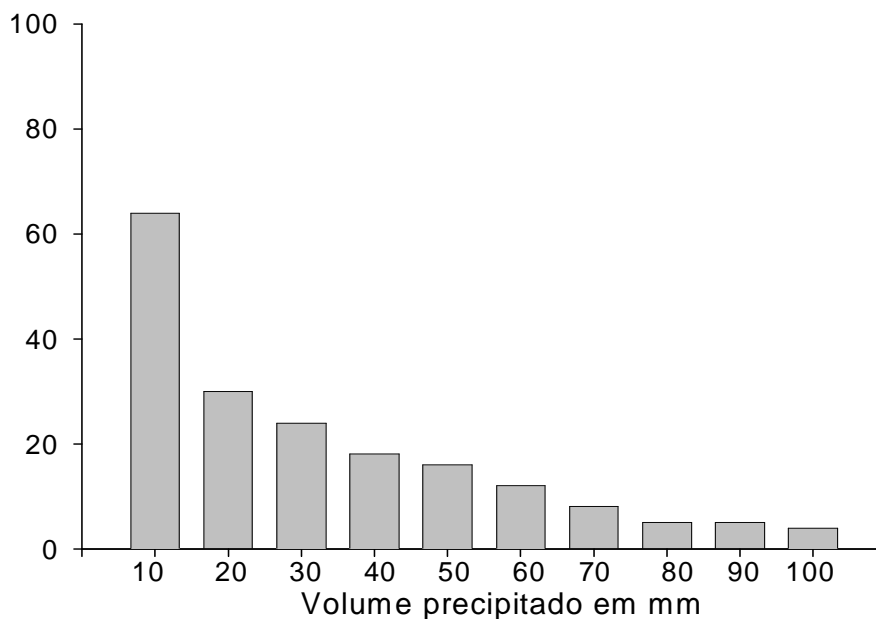


Figura 25. Frequência das precipitações distribuídas em intervalos de 10 mm nos anos de 2004 e 2005 na Microbacia Cândido Brum (total de 163 precipitações)

A análise da frequência das precipitações ocorridas durante o período de estudo (Figura 25) demonstra que predominaram os eventos de baixo volume, que normalmente não geram escoamento superficial, mas elevam a umidade antecedente do solo. Assim, se em seguida ocorre outro evento, ainda que de baixo volume, pode ocorrer escoamento e movimentação de sedimentos.

5.3.4 Movimentação de sedimentos

O processo erosivo apresenta três fases: a desagregação, movimentação e deposição de sedimentos. Todo material erodido que deixa o local de origem sofreu movimentação, mesmo que depositado a curta distância, embora nem todo sedimento movimentado deixe a encosta vertente (Walling, et al., 2003). Assim, todo material que foi coletado nos amostradores de colúvio a rigor passou por uma fase de desagregação e movimentação até coletor. Neste item será discutida apenas a movimentação de sedimentos.

Os sedimentos coletados no garrafão foram chamados de grosseiros, e aqueles coletados nas garrafas PET de finos. Esta divisão não necessariamente significa que nos garrafões não ocorreram coletas da fração argila e silte, mas apenas a tendência de funcionamento do amostrador (Mello et al., 2004).

Para facilitar a discussão dos resultados, os eventos pluviométricos que geraram coleta foram agrupados em 10 períodos distintos conforme sua coincidência com as principais atividades de manejo realizadas nas áreas (Tabela 6). Os dados originais, que relacionam cada evento, taxa de cobertura e os sedimentos coletados estão no Anexo 2.

Dentro de cada período os eventos foram classificados conforme o volume precipitado em baixos (volume inferior a 32mm), médios (volume entre 33 e 52mm) e altos (volume entre 53 e 76mm).

Tabela 6. Identificação dos períodos avaliados nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.

Período	Fase que representa	Datas
P1	Preparo do solo para plantio da cultura de inverno de 2004	15/03 a 30/04/04
P2	Desenvolvimento da cultura de inverno de 2004	01/05 a 10/06/04
P3	Final de ciclo da cultura de inverno de 2004	01/06 a 20/08/04
P4	Preparo do solo para o plantio do fumo safra 2004/2005	21/08 a 30/09/04
P5	Desenvolvimento do fumo safra 2004/2005	01/10 a 28/02/05
P6	Preparo do solo para plantio da cultura de inverno 2005	01/03 a 15/04/05
P7	Desenvolvimento cultura de inverno 2005	16/04 a 30/06/05
P8	Final de ciclo da cultura de inverno 2005	01/07a 21/08/05
P9	Preparo do solo para o plantio do fumo safra 2005/2006	21/08/ a 15/09/05
P10	Desenvolvimento do fumo safra 2005/2006	16/09 a 07/12/05

Os períodos P4 e P5 cobrem o maior intervalo de tempo, abrangem o preparo do solo para o plantio do fumo na safra 2004/2005, entre a segunda quinzena de setembro e a primeira quinzena de outubro de 2004 até o final da cultura do fumo, em fevereiro/março de 2005. Nestes dois períodos está incluída a seca de 2004.

Entre os dois períodos classificados como de volumes altos (Tabela 7) durante o P5, apesar de incluir a seca de 2004, ocorreram três eventos, de 73, 76,8 e 50mm. No P7 três eventos geraram coleta, dos quais dois foram eventos de volume alto, o primeiro de 60 e segundo de 72 mm. Este último responde por mais de 80% dos sedimentos gerados no período.

Os resultados de movimentação de sedimentos grosseiros em cada uma das áreas de estudo para os períodos identificados e a taxa de cobertura média de cada período estão demonstrados na Tabela 7.




Em nenhum dos eventos ocorreu coleta de sedimentos grosseiros na MT. Nas áreas de cultivo, de maneira geral, os valores obtidos para movimentação de sedimentos grosseiros foram maiores nas áreas sob PC, seguidas do CM e por último o PD-03 que ao longo do período de estudo movimentou $0,39 \text{ Mg ha}^{-1}$ de sedimentos grosseiros com média de $0,03 \text{ Mg ha}^{-1}$. A maior movimentação foi observada no PC-40, $17,6 \text{ Mg-ha}^{-1}$ com média de $0,7 \text{ Mg ha}^{-1}$. Estes resultados concordam com aqueles obtidos por Guadagnin et al. (2005), que avaliou a movimentação de sedimentos em parcelas experimentais sob PD com seis anos de adoção, escarificação e gradagem por nove anos (EG) e aração mais duas gradagens (AG) também por nove anos. Em dois anos de observação o PD produziu $0,21 \text{ Mg-ha}^{-1}$, seguido da EG com $0,43 \text{ Mg ha}^{-1}$ e no AG o valor observado foi de $1,46 \text{ Mg ha}^{-1}$.

Ainda sobre o estudo de Guadagnin et al. (2005), chama a atenção a redução da movimentação de sedimentos entre a AG e o tratamento EG, que foi 3,4 vezes menor neste último em relação ao primeiro. No presente estudo ocorreu redução de cerca de 40% das perdas no CM-03 em relação ao PC-25 e PC-40, mas os valores continuam elevados, provavelmente devido a aração de inverno.

A maior movimentação de sedimentos observada no CM-03 ocorreu no P7, equivalente ao período de desenvolvimento da cultura de inverno. O volume de precipitação neste período foi alto, e apesar da taxa de cobertura alta (69%) houve grande movimentação de sedimentos, que provavelmente tenham sido destacados no período anterior (P6) cuja taxa de cobertura era de 50% , a movimentação porém ocorreu no P7. O mesmo efeito pode ser verificado no CM-01 entre o P4 (preparo de verão) e o P5. As perdas verificadas neste período podem ser associadas com a baixa taxa de cobertura (38% no P4), resultante do preparo de verão realizado de forma inadequada. Somadas, as movimentações ocorridas nestes dois períodos correspondem a 54% de toda a movimentação verificada no CM-01.

Tabela 7. Movimentação de sedimentos grosseiros para 10 períodos do manejo e três níveis de precipitação nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum. A média é referente ao número de eventos que geraram coleta em cada área

Per.	Precip	MT		CM-01		PC-1p		PC-01		PC-25		PC-40		CM-03		PD-03	
		Tx Cob%	SG Mg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SG Mg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SG Mg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SG Mg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SG Mg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SG Mg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SG Mg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SG Mg Ha ⁻¹
1	M	100	0	47	0,96	46	0,82	22	1,54	38	1,44	42	1,22	41	1,07	71	0,03
2	B	100	0	71	0,61	74	0,45	45	1,22	61	0,80	50	1,12	70	0,62	87	0,01
3	M	100	0	93	0,37	80	0,66	55	1,26	62	0,94	52	1,41	73	0,75	95	0,02
4	M	100	0	38	1,93	40	0,86	27	1,44	25	1,52	20	1,99	50	1,12	82	0,03
5	A	100	0	67	3,60	71	1,36	66	3,38	57	3,48	47	3,14	72	1,46	92	0,16
6	M	100	0	57	1,30	37	0,96	30	2,17	35	1,84	25	1,55	50	1,11	74	0,04
7	A	100	0	80	0,59	80	1,17	80	1,73	62	2,88	48	3,13	69	2,30	92	0,04
8	M	100	0	85	0,38	80	0,88	85	0,74	65	1,01	56	1,28	87	1,07	98	0,02
9	M	100	0	57	0,53	45	0,40	34	1,67	32	1,52	25	1,33	53	0,96	87	0,02
10	B	100	0	63	0,32	46	0,41	58	1,11	42	1,42	43	1,47	55	0,91	93	0,02
Eventos		0		15		16		22		25		26		17		11	
Média		100	0	65,8	0,71	59,9	0,5	50,2	0,7	48,1	0,7	40,8	0,7	62,5	0,7	87,1	0,03
Total		----	0	----	10,6	----	8,0	----	16,3	----	16,7	----	17,6	----	11,4	----	0,4

Per= Período conforme descrito na Tabela 7, SG= Sedimentos grosseiros coletados no garrafão; Tx Cob%= Taxa de cobertura média do período. Eventos= número de eventos em que houve coleta em pelo menos um segmento; Níveis de cinza das linhas da tabela indicam o volume precipitado:  = volume baixo (Classe B) até 32mm;  = volume médio (Classe M) entre 33 e 52mm;  = volume alto, (Classe A) entre 53 e 76mm

O PC-01 apresentou elevada movimentação de sedimentos. Esta área apresenta qualidade de solo maior que a verificada nas áreas PC-25 e PC-40 (Estudo1, item 4.3.3.3), mas apresentou a mesma tendência destas duas áreas anteriores.

Se comparada esta área com o PC-1p, verifica-se que a movimentação de sedimentos nesta última equivale a menos 50% do produzido na primeira. Dois fatores podem contribuir para o melhor desempenho do PC-1p, a elevada estabilidade dos agregados e a maior taxa de cobertura desta última.

Comparando os efeitos das taxas de cobertura combinados com a magnitude dos eventos, percebe-se que os eventos de maior volume, ocorridos no P5 e P7, movimentaram mais sedimentos quando a área esta com baixa taxa de cobertura e o solo mobilizado pelo preparo. No PD-03, em que as taxas de cobertura foram sempre elevadas, não houve aumento da movimentação de sedimentos em função da magnitude do evento, tendo sido a maior movimentação verificada no P1. No PC-40, que apresentou sempre baixas taxas de cobertura, as maiores movimentações de sedimentos foram verificadas nos dois maiores eventos, ocorridos nos períodos P5 e P7 que seguiram os preparos do solo no P4 e P6. Nas áreas que apresentavam taxa de cobertura elevada nos períodos em que ocorreram as precipitações de volume alto, o que condicionou a movimentação de sedimentos foi o revolvimento do solo durante o preparo no período anterior.

Na Tabela 8 estão os resultados obtidos para movimentação de sedimentos finos, aqueles coletados na garrafa PET do amostrador. As duas coletas realizadas na área de mata foram desprezadas, por apresentarem concentrações muito baixas de sedimentos (2 g L^{-1} e $1,7 \text{ g L}^{-1}$).

Como a coleta de sedimentos finos resultava de uma combinação de fatores mais complexa que a coleta de sedimentos no garrafão, mesmo com o agrupamento dos dados em 10 períodos, em dois deles, os períodos de volume de precipitação baixa P2 e P10, não ocorreram coletas. No P2 os tratamentos apresentam taxa de cobertura elevada, com exceção do PC-01 e PC-40. No P10 o PC-25 e o PC-40 apresentavam taxa de cobertura inferior a 50%, o que deve ter influenciado a formação de lâmina de escoamento superficial.

Tabela 8. Movimentação de sedimentos finos para 10 períodos de manejo e três níveis de precipitação nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum. A média é referente ao numero de eventos que geraram coleta em cada área

Per.	Precip	MT		CM-01		PC-1p		PC-01		PC-25		PC-40		CM-03		PD-03	
		Tx Cob%	SF Kg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SF Kg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SF Kg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SF Kg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SF Kg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SF Kg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SF Kg Ha ⁻¹	Tx Cob%	SF Kg Ha ⁻¹
1	M	100	0	47	10,0	46	11,6	22	21,6	38	19,0	42	15,5	41	15,3	71	4,73
2	B	100	0	71	0	74	0	45	0	61	0	50	0	70	0	87	0
3	M	100	0	93	5,97	80	11,6	55	21,6	62	19,0	52	15,5	73	15,3	95	3,20
4	M	100	0	38	14,0	40	8,43	27	17,1	25	17,3	20	18,5	50	15,0	82	1,11
5	A	100	0	67	23,2	71	11,7	66	22,7	57	26,0	47	23,1	72	13,2	92	2,84
6	M	100	0	57	15,0	37	14,4	30	30,4	35	35,7	25	32,0	50	18,3	74	3,45
7	A	100	0	80	14,1	80	13,1	80	22,3	62	14,0	48	18,8	74	17,6	92	4,52
8	M	100	0	85	9,03	80	8,07	85	25,2	65	29,6	56	29,0	87	26,4	98	2,80
9	M	100	0	57	12,4	45	0,90	34	14,8	32	19,9	25	28,1	53	13,9	87	2,24
10	B	100	0	63	0	46	0	58	0	47	0	53	0	55	0	93	0
Eventos		0		08		09		13		15		15		10		08	
Média		100	0	65,8	11,5	65,8	7,6	50,2	13,20	48,1	12,3	40,8	12,6	62,5	13,7	87,1	3,1
Total		----	0	----	103,6	----	68,8	----	171,7	----	184,2	----	189,1	----	137,2	----	24,9

Per= período de manejo, SF= Sedimentos finos coletados na garrafa PET; Tx Cob= Taxa de cobertura média do período; Tx Cob%= Taxa de cobertura média do período. Eventos= número de eventos em que houve coleta em pelo menos um segmento; Níveis de cinza das linhas da tabela indicam o volume precipitado: ■ = volume baixo (Classe B) até 32mm; ■ = volume médio (Classe M) entre 33 e 52mm; ■ = volume alto, (Classe A) entre 53 e 76mm

Schaefer et al. (2002) relata redução de até 70% do escoamento superficial em taxa de cobertura acima de 80% com reduções de até 100% de perdas de sedimentos associados ao escoamento superficial. De fato, na área de MT do presente estudo ocorriam coletas de água nas garrafas PET, mas sem presença de sedimentos.

As diferenças verificadas nos sedimentos grosseiros, quanto ao espaço de tempo entre a movimentação e o transporte dos sedimentos, não ocorrem com a mesma nitidez para os sedimentos finos, indicando que para esta categoria os sedimentos são produzidos e movimentados no mesmo evento. No PC-01 isto foi verificado entre o P6 e P7. O P6 foi classificado como médio, mas a movimentação de sedimentos finos foi maior que no P7, provavelmente por que neste período a taxa de cobertura do solo era maior. O mesmo é percebido no PC-25 e PC-40. Isto significa que a movimentação de sedimentos finos foi mais controlada pela taxa de cobertura que a movimentação de sedimentos grosseiros. Outra inferência possível é que como os sedimentos finos são transportados em suspensão, ocorrida a primeira fase do processo erosivo, se houver escoamento superficial haverá transporte, enquanto que para os sedimentos grosseiros pode ocorrer apenas destacamento. Devido a rugosidade superficial resultante do cultivo em camalhões, característico da cultura do fumo, as possibilidades de perda de energia são elevadas, o que dificulta o transporte dos sedimentos grosseiro, mas não impede o transporte dos finos, se ocorre formação de lâmina. Nas áreas estudadas, o escoamento superficial, quando gerado, chega rapidamente aos rios, e portanto pode-se inferir que o conteúdo de sedimentos finos presentes no escoamento superficial também chegará rapidamente ao padrão de drenagem.

5.3.5 Movimentação de carbono orgânico

A movimentação de sedimentos sobre uma encosta modifica atributos do solo, como porosidade, grau de selamento superficial, taxa de infiltração, disponibilidade de nutrientes e também o CO. Frente ao processo erosivo o CO pode ser redistribuído na mesma área (Yoo et al., 2006), ser exportado para outros ambientes ou ser oxidado, sendo este o fenômeno de maior probabilidade (Jacinthe et al., 2004).

5.3.5.1 Movimentação de carbono orgânico nos sedimentos grosseiros

Nos sedimentos coletados no primeiro segmento do amostrador, foi feito o fracionamento do carbono.

As maiores concentrações médias e de CAM (Tabela 9) nos sedimentos movimentados foram observadas no PC-01 ($16,1 \text{ g Kg}^{-1}$) Embora apenas dois eventos ocorridos nos períodos P5 e P6 respondem por 35% da movimentação desta área durante todo o período de estudo, os valores elevados indicam o acelerado processo de degradação deste solo. Por outro lado, na área PC-1p a movimentação foi menor que no CM-01, no qual apenas um evento responde por 30% de toda a movimentação de CO ocorridas no período de estudo.

Na área PD-03 as concentrações de CAM nos sedimentos foram superiores àquelas observadas no CM-03 e PC-40 e similares aquelas do PC-25, porém a movimentação foi menor, novamente concordando com o estudo de Hernani et al., (1999). Bertol et al. (2005) não encontraram diferenças significativas nas concentrações de CO em sedimentos provenientes de PC, PD e CM num estudo conduzido em Cambissolo durante dois anos, porém diferenças ocorreram no total de perdas registradas no período. Os autores concluíram que este efeito foi devido a elevada taxa de cobertura mantida sobre o solo no sistema PD. De fato a baixa quantidade de sedimentos verificada no presente estudo pode ser atribuída ao efeito da cobertura, que além de impedir o impacto da gota da chuva parece atuar como um filtro sobre o escoamento superficial, removendo os sedimentos. Jacinthe et al.. (2004) também não encontraram diferenças nas concentrações de CO em sedimentos de microbacias sob PD, CM e PC, mas encontraram efeito do tipo de evento que gerava os sedimentos.

As maiores movimentações na maioria das áreas foram verificadas entre os períodos P4 e P5, sendo o primeiro equivalente o preparo do solo para o plantio do fumo safra 2004/2005.

Neste período as taxas de cobertura são baixas e a ocorrência de precipitações de volume elevado causa maior mobilização de sedimentos. Contudo, os efeitos dos eventos foram mais bem observados na fração carbono particulado.

Tabela 9. Concentrações e movimentação de carbono orgânico associado a minerais (CAM) nos sedimentos grosseiros para dez períodos de manejo associados a três níveis de precipitação nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum. A média é referente ao número de eventos que geraram coleta em cada área

Per.	Classe	MT		CM-01		PC-1p		PC-01		PC-25		PC-40		CM-03		PD-03	
		CAM g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	CAM g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	CAM g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	CAM g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	CAM g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	CAM g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	CAM g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	CAM g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹
1	M	0	0	16,7	16,1	16,6	13,6	20,3	31,2	12,7	18,3	12,4	15,2	13,2	14,2	13,4	0,4
2	B	0	0	18,2	11,2	17,3	7,8	20,1	24,6	13,5	10,8	12,5	14,0	12,7	7,9	12,9	0,1
3	M	0	0	16,7	6,2	17,4	11,5	21,3	26,8	12,9	12,1	13,1	18,4	12,8	9,6	13,6	0,3
4	M	0	0	17,7	34,2	17,2	14,8	23,7	34,1	13,4	20,4	13,6	27,1	13,4	15,1	14,6	0,4
5	A	0	0	18,9	68,2	17,1	23,3	22,6	76,5	13,6	47,3	12,4	39,0	12,3	17,9	13,3	2,1
6	M	0	0	17,0	22,7	18,2	17,5	21,8	47,3	14,6	26,9	12,5	19,4	12,6	14,	12,9	0,5
7	A	0	0	17,3	10,2	16,3	19,1	20,7	35,7	15,3	44,1	12,2	38,3	11,7	27,0	13,8	0,5
8	M	0	0	16,5	6,3	17,5	15,4	20,6	15,2	12,4	12,5	12,7	16,3	13,5	14,5	13,1	0,3
9	M	0	0	17,8	9,4	16,3	6,5	21,5	35,9	12,8	19,4	12,5	16,6	12,5	12,0	13,7	0,3
10	B	0	0	18,8	6,0	17,2	7,0	23,4	25,9	13,6	19,4	12,7	18,7	12,8	11,7	13,8	0,3
Média		-----	-----	11,8	12,7	10,7	8,5	9,8	16,1	5,4	9,3	4,9	8,6	7,5	8,4	12,3	0,4
Total		-----	-----	176,4	190,5	171,1	136,5	216,0	353,4	134,9	231,3	126,8	223,0	127,7	143,8	135,2	5,26

Per = período de manejo, Eventos= número de eventos em que houve coleta em pelo menos um segmento; Níveis de cinza das linhas da tabela indicam o volume precipitado: ■ = volume baixo, entre 25 e 32mm; ■ = volume médio, entre 33 e 52mm; ■ = volume alto, entre 53 e 76mm

As movimentações de fração carbono orgânico particulado (COP) associada aos sedimentos grosseiros (Tabela 10) foram maiores na área PC-01, seguido do CM-01 que apresentou movimentação média superior a da área PC-1p. Observando-se o comportamento destas três áreas verifica-se que as movimentações do PC-01 foram elevadas na maioria dos períodos, com os maiores valores nos períodos P5 e P6. No CM-01 as maiores movimentações ocorreram nos períodos P4 e P5. As movimentações destes períodos correspondem a 54% do total desta área. No PC-1p, ocorreu aumento da movimentação nos dois períodos de precipitação elevada, mas com magnitude menor que a observada no CM-01. Provavelmente as menores perdas no PC-1p sejam ainda decorrentes da elevada estabilidade de agregados observada nesta área (Estudo 1, 4.3.3 item).

Entre as áreas antigas, a maior concentração de COP nos sedimentos foi verificada no PD-03, mas as maiores movimentações foram verificadas no PC-40. Dados semelhantes foram obtidos por Owens et al. (2001) ao estudar sedimentos provenientes de diferentes sistemas de manejo, com diferentes tempos de adoção. Quanto mais tempo de conversão ao sistema PD, maior era a concentração de COP nos sedimentos e menor a quantidade de sedimentos perdida.

A concentração de COP dos sedimentos grosseiros foi mais influenciada pelo tipo de precipitação que o CAM ou o COT dos sedimentos finos. Em todas as áreas a concentração de COP aumentava em eventos de menor volume. Na Tabela 10 observa-se que nos períodos 2 e 10, de baixo volume, as concentrações são maiores. Resultados iguais são reportados por Gregorich et al., (1998) e Jacinthe et al., (2004). Isto ocorreu porque a fração COP apresenta densidade baixa, em eventos de pouco volume e intensidade não ocorre destacamento e movimentação de partículas sólidas em grande quantidade de forma que o sedimento é enriquecido em COP. Em eventos de maior volume, nos quais ocorre destacamento e movimentação, o conteúdo de COP é diluído.

Este efeito também pode ser visualizado nos períodos de volume precipitado alto (P5 e P7), nos quais todas as áreas, inclusive o PD-03 apresentaram menor concentração de COP nos sedimentos.

Tabela 10. Concentrações e movimentação de carbono orgânico particulado (COP) nos sedimentos grosseiros para dez períodos de manejo associados a três níveis de precipitação nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum. A média é referente ao número de eventos que geraram coleta em cada área

Per.	Classe	MT		CM-01		PC-1p		PC-01		PC-25		PC-40		CM-03		PD-03	
		COP g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COP g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COP g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COP g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COP g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COP g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COP g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COP g Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹
1	M	0	0	14,2	13,7	14,3	11,8	15,4	23,7	4,5	6,5	5,6	6,8	6,3	6,8	8,4	0,2
2	B	0	0	16,3	9,9	15,9	7,2	19,3	23,6	6,1	4,9	6,2	7,0	7,4	4,6	9,4	0,1
3	M	0	0	14,5	5,4	13,9	9,2	15,3	19,3	4,6	4,3	5,4	7,6	6,5	4,9	8,3	0,2
4	M	0	0	17,8	34,4	14,7	12,6	17,4	25,1	4,9	7,5	5,6	11,1	6,3	7,1	8,5	0,3
5	A	0	0	13,4	48,3	13,2	17,9	14,7	49,9	4,2	14,6	3,8	12,1	4,3	6,3	7,5	1,2
6	M	0	0	15,6	20,3	14,7	14,1	17,2	37,3	5,2	9,7	5,2	8,1	5,3	5,9	9,6	0,4
7	A	0	0	12,3	7,3	13,3	15,5	13,2	22,8	3,4	9,8	4,2	13,2	4,1	9,5	7,9	0,3
8	M	0	0	15,6	5,9	15,6	13,7	15,4	11,4	4,3	4,3	4,3	5,5	5,4	5,8	8,3	0,2
9	M	0	0	15,8	8,4	14,6	5,9	14,6	24,4	5,6	8,6	4,6	6,1	6,2	6,0	8,4	0,1
10	B	0	0	17,5	5,6	15,5	6,3	15,2	16,9	5,3	7,5	5,8	8,6	5,4	4,9	9,7	0,2
Média		-----	-----	10,2	10,6	9,1	7,1	7,2	11,6	1,9	3,1	1,9	3,3	3,4	3,6	7,8	0,3
Total		-----	-----	153,3	159,2	145,8	114,3	157,9	254,4	48,4	77,9	50,8	86,0	57,5	61,8	86,3	3,20

Per = período de manejo, Eventos= número de eventos em que houve coleta em pelo menos um segmento; Níveis de cinza das linhas da tabela indicam o volume precipitado: ■ = volume baixo, entre 25 e 32mm; ■ = volume médio, entre 33 e 52mm; ■ = volume alto, entre 53 e 76mm

5.3.5.2 Movimentação de carbono orgânico nos sedimentos finos

Nos sedimentos finos (Tabela 11) não foi feito fracionamento mas apenas a determinação do conteúdo total de CO (COT).




As concentrações médias de COT nos sedimentos finos foram maiores nas áreas novas, com o CM-01 apresentando $18,13 \text{ g Kg}^{-1}$ seguido do PC-1p com $16,4 \text{ g Kg}^{-1}$ e o PC-01 com $12,9 \text{ g Kg}^{-1}$. A movimentação porém foi maior no PC-01, seguida do CM-01 e por último o PC-1p, sendo que no PC-01 a movimentação foi 64% maior que no PC-1p e 53% maior que no CM-01.

Entre as áreas antigas, a maior mobilização de COT foi observadas no PC-40, seguido do PC-25. A menor mobilização foi observada no PD-03, que mobilizou o equivalente a 5,7% do verificado no PC-40. Hernani et al., (1999) avaliaram a movimentação de matéria orgânica (MO) num Latossolo Roxo sob Escarificação, (ES), PC e PD. As maiores concentrações foram verificadas no PD, embora as maiores perdas ocorressem no PC. O mesmo ocorreu no presente estudo, embora o PD-03 tenha apresentado concentrações de COT semelhantes às aquelas verificadas no PC-25 e PC-40, a movimentação de sedimento foi menor, e nos períodos P4, P8 e P9 não ocorreu movimentação de sedimentos em quantidade que permitisse a análise de COT.

Nas áreas de estudo sob PC e CM ocorreu aumento do COT presente nos sedimentos finos nos períodos de preparo do solo (períodos P4, P6 e P9). Provavelmente o revolvimento do solo faz com que agregados de menor densidade sejam trazidos para a superfície, onde ficam mais expostos a ação das gotas de chuva. Como ocorreu redução da taxa de cobertura nestes períodos, pode-se inferir que a movimentação de CO eleva-se em decorrência do rompimento de agregados ricos em CO, assim, este efeito faz com que mais carbono estável seja movimentado junto com os sedimentos finos. Schaefer et al.. (2002) avaliaram diferentes taxas de cobertura sobre um Argissolo e encontram variações nas perdas de ácidos fúlvicos, húmicos e humina conforme variava a taxa de cobertura do solo. Frações pouco solúveis eram perdidas em maior quantidade quando o solo apresentava baixas taxas de cobertura (20 e 40%), resultando em valores maiores de COT associado aos sedimentos.

Tabela 11. Concentrações e movimentação de carbono orgânicos nos sedimentos finos para dez períodos de manejo associados a três níveis de precipitação nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum. A média é referente ao número de eventos que geraram coleta em cada área

Per.	Classe	MT		CM-01		PC-1p		PC-01		PC-25		PC-40		CM-03		PD-03	
		COT g.Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COT g.Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COT g.Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COT g.Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COT g.Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COT g.Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COT g.Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹	COT g.Kg ⁻¹	Movim. Kg. ha ⁻¹
1	M	0	0	17,20	0,17	19,80	0,23	24,30	0,24	15,60	0,30	14,30	0,53	14,20	0,22	13,20	0,06
2	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	M	0	0	16,30	0,10	16,90	0,20	17,40	0,33	13,20	0,25	13,00	0,53	13,70	0,21	13,70	0,04
4	M	0	0	24,70	0,35	21,60	0,18	23,20	0,40	16,40	0,28	15,30	0,63	15,30	0,23	n.a.	n.a.
5	A	0	0	16,40	0,38	14,30	0,17	17,30	0,45	12,30	0,32	16,70	0,79	14,00	0,18	17,80	0,05
6	M	0	0	19,50	0,29	21,30	0,31	25,40	0,91	16,50	0,59	19,20	1,09	16,40	0,30	17,90	0,06
7	A	0	0	15,20	0,21	16,50	0,22	19,70	0,28	13,60	0,19	12,70	0,64	13,50	0,24	16,50	0,07
8	M	0	0	16,30	0,15	15,30	0,12	16,30	0,48	12,70	0,38	13,20	0,99	12,60	0,33	n.a.	n.a.
9	M	0	0	19,40	0,24	21,70	0,02	23,70	0,47	17,30	0,34	16,10	0,96	15,10	0,21	n.a.	n.a.
10	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Média		-----	-----	18,20	0,24	16,41	0,16	12,90	0,27	7,80	0,18	8,02	0,41	11,50	0,20	9,90	0,04
Total		-----	-----	145,0	1,89	147,4	1,44	167,3	3,56	117,6	2,65	120,5	6,14	114,8	1,92	79,10	0,29

Per= período de manejo, (nos períodos 2 e 10 não ocorreram coletas), n.a.= ocorreram coletas mas não em volume suficiente para permitir a análise. Eventos= número de eventos em que houve coleta em pelo menos um segmento; Média de oito períodos, Níveis de cinza das linhas da tabela indicam o volume precipitado:  = volume baixo, entre 25 e 32mm;  = volume médio, entre 33 e 52mm;  = volume alto, entre 53 e 76mm

5.3.6 Taxa de enriquecimento do carbono orgânico nos sedimentos

A taxa de enriquecimento (TES, Tabela 12) pode ser considerada como um efeito direto da alta seletividade do processo erosivo. Quando um elemento sofre enriquecimento, os valores observados no sedimento são maiores que aqueles observados no material de origem.

Tabela 12. Taxa de enriquecimento dos sedimentos coletados no primeiro e segundo segmentos dos amostradores de colúvio nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.

	MT	CM-01	PC-1p	PC-01	PC-25	PC-40	CM-03	PD-03
1 ^o segmento do amostrador								
COT	nul	1,29	1,26	1,55	1,27	1,34	1,21	1,45
CAM	nul	1,06	1,08	1,23	1,40	1,39	1,28	1,36
COP	nul	1,74	1,91	2,61	1,09	1,37	1,18	1,66
2 ^o segmento do amostrador								
COT*	nul	1,32	1,17	1,41	1,55	1,28	1,48	1,41

* Foi determinado do COT das amostras e a taxa de enriquecimento foi obtida em relação a fração CAM do solo; nul= não houve coleta

É importante ressaltar que a TES é uma relação obtida para cada fração do CO ou para o total de CO do solo, por isso a TES do COT não é igual a soma da TES do CAM e COP. Para os sedimentos finos foi feita apenas a determinação do COT, mas a TES foi calculada em relação a fração CAM do carbono orgânico do solo, pois em todas as áreas o COT dos sedimentos finos apresentou similaridade com os valores obtidos para a fração CAM. Isto ocorre por que o material coletado nas garrafas PET era constituído predominantemente das frações argila e silte, transportadas em suspensão no escoamento superficial, e esta fração granulométrica guarda mais semelhança com a fração CAM do que com a fração COP do solo.

Entre as áreas de estudo para o COT nos sedimentos grosseiros, a maior TES foi observada no PC-01 e não no PD-03, como observado no estudo de Jachinte et al. (2004) e Hernani et al. (1999). Pode-se inferir deste comportamento que o solo da área PC-01 por ser ainda rico em CO, oportuniza o enriquecimento, elevando a TES. Isto resulta em rápida degradação, devido às altas perdas de CO original do solo, em um ambiente de baixa reposição de CO pelas culturas.

A área PD-03, apresentou a segunda maior TES para o COT entre as áreas de estudo, porém neste sistema as adições de CO são maiores, e a TES elevada reflete mais o aumento do COT no solo, que processos de movimentação de CO, concordando então com o reportado pelos dois autores anteriormente citados.

Na fração CAM dos sedimentos grosseiros a maior TES foi observada nas áreas PC-25 e PC-40, o que é condizente com os mecanismos do processo erosivo. Estas áreas são as mais degradadas, apresentaram os menores valores para estabilidade de agregados, o que pode fazer com percam partículas finas mais facilmente, elevando a TES na fração CAM. Este raciocínio porém não contempla o comportamento da TES do COT dos sedimentos finos. Nestes a maior TES foi observada também no PC-25, seguido do CM-03, depois PD-03 e PC-01 com valores iguais e então o PC-40. Uma explicação possível para esta distorção é o fato do segundo segmento amostrar eventos a partir de um determinado patamar de condições, tanto de volume precipitado quanto de taxa de cobertura. Pode-se então inferir que os dados de TES dos sedimentos finos refletem o comportamento de perdas para estes eventos, enquanto os dados dos sedimentos grosseiros refletem o comportamento médio para todos os eventos ocorridos.

A fração que apresentou a maior TES na média de todas as áreas foi a fração COP (sedimentos grosseiros). O enriquecimento foi de 2,61 para o PC-01, seguido do PC-1p, do CM-01 e então o PD-03. Este comportamento indica que as áreas novas perdem mais COP, demonstrando o processo de degradação via uso agrícola, especialmente nos solos sob PC. Também é condizente com a baixa densidade desta fração, e maior concentração desta na superfície do solo o que a torna mais suscetível a perda por erosão (Gregorich, et al., 1998). Também é possível verificar que para as áreas PC-25 e PC-40 as perdas de COP foram semelhantes ou menores que as perdas de CAM, mais uma vez indicando a degradação destas áreas. O aumento da TES no PD-03 é condizente com o aumento de aporte de resíduos neste sistema.

Além das diferenças entre os atributos dos solos e dos sistemas de manejo, parece que o formato das encostas influencia a perda de CO e conseqüentemente a TES.

5.3.7 Efeito do formato da encosta

Freqüentemente dados de movimentação de sedimentos e dos elementos a eles associados apresentam variação quando obtidos em parcelas delimitadas ou em escala de encosta e microbacia. As diferenças estão associadas aos fatores do relevo, especialmente aqueles que determinam a morfologia de uma área. O grau de curvatura de uma encosta pode ser positivo ou negativo, resultando em encostas convexas ou côncavas que por sua vez influenciarão a movimentação e redistribuição dos sedimentos sobre a área.

Entre as áreas estudadas, percebe-se um padrão na movimentação de sedimentos que diferencia as áreas côncavas convergentes ou coletoras de água daquelas convexas divergentes, ou distribuidoras de água que estão sob uso agrícola. A análise da Figura 26 permite verificar que de modo geral as áreas convexas (CM-01, PC-1p, e PC-40) produziram mais sedimentos no segmento inferior (SI) e apresentavam pouca variação entre os segmentos superior (SS) e médio (SM).

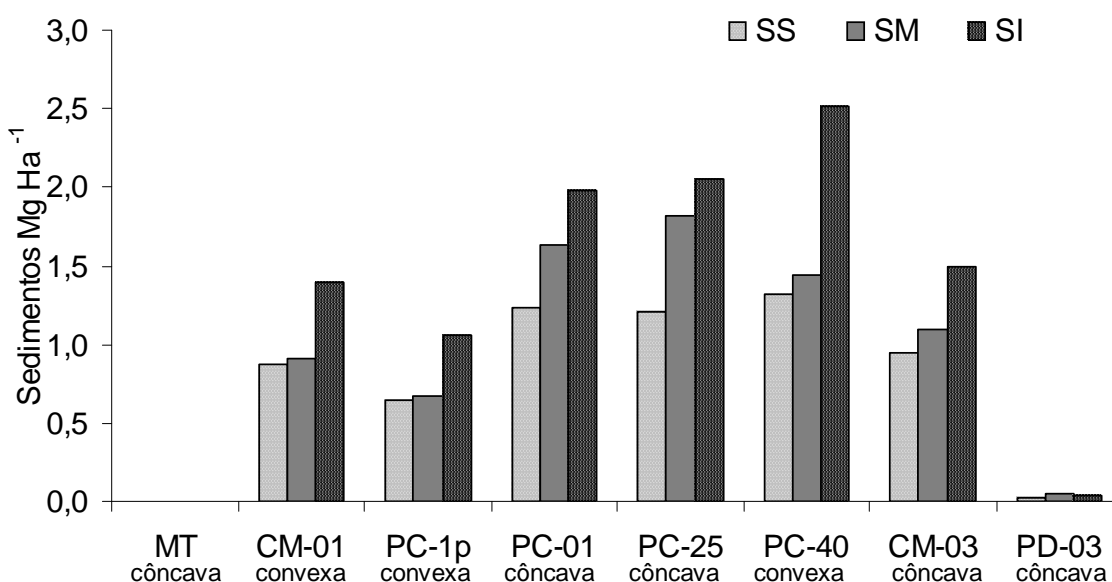


Figura 26. Movimentação média de sedimentos em áreas sob diferentes tipos de uso e sistemas de manejo na Microbacia Cândido Brum (SS=Segmento superior, SM=Segmento médio, SI=segmento inferior).

Nas áreas PC-01, PC-25 e CM-03, caracterizadas como côncavas, a movimentação de sedimentos foi menor no SS, aumentou no SM e adquiriu os

maiores valores no SI. Isto ocorre porque nestas encostas a água do escoamento superficial vai adquirindo mais volume e velocidade e conseqüentemente maior energia para transporte e desagregação a partir do início do SM, enquanto nas encostas convexas a energia máxima é atingida apenas no SI, de maior declividade.

Os resultados obtidos para perdas médias são discordantes daqueles obtidos por Golosov e Litvin (2005). Num estudo comparativo entre encostas côncavas e convexas durante 12 anos estes autores encontraram as maiores perdas médias nas encostas côncavas.

Por outro lado, a não ocorrência de movimentação de sedimentos na MT e os pequenos valores observados no PD-03 indicam que os efeitos do uso e do manejo sobrepujaram os efeitos do formato das encostas.

5.3.7.1 Efeito do formato da encosta na movimentação de carbono orgânico

A movimentação das frações CAM e COP associadas aos sedimentos grosseiros nos três segmentos avaliados estão na Figura 27. Nas áreas novas (CM-01, PC-1p e PC-01) houve poucas diferenças entre a movimentação média das duas frações, indicando mais uma vez a seletividade do processo erosivo sobre a fração COP. Na fração CAM (Figura 27a) as diferenças entre encostas côncavas e convexas ficaram diluídas, com todas as áreas movimentando mais CAM no SI, com exceção do PD-03, que movimentou $0,51 \text{ Kg ha}^{-1}$ no SI e $0,56 \text{ Kg ha}^{-1}$ no SM. Os incrementos entre o SM e SI foram de 1,14, 1,20 e 1,07 respectivamente para o CM-01, PC-1p e PC-40. Já para as áreas côncavas os incrementos entre estes mesmos segmentos foram de 1,20, 1,15 e 1,10 para PC-01, PC-25 e CM-03. A fração COP dos sedimentos grosseiros foi a que apresentou as maiores diferenças entre as áreas (Figura 27b). Nas áreas convexas o incremento entre o SM e SI foi em média 1,70 vezes enquanto nas áreas côncavas foi de 0,73. Por outro lado, nas encostas convexas o incremento entre o SM e SS foi em média de 1,04 enquanto nas encostas côncavas foi de 1,43. Este efeito foi mais intenso nas áreas novas, que apresentam maior conteúdo de COP.

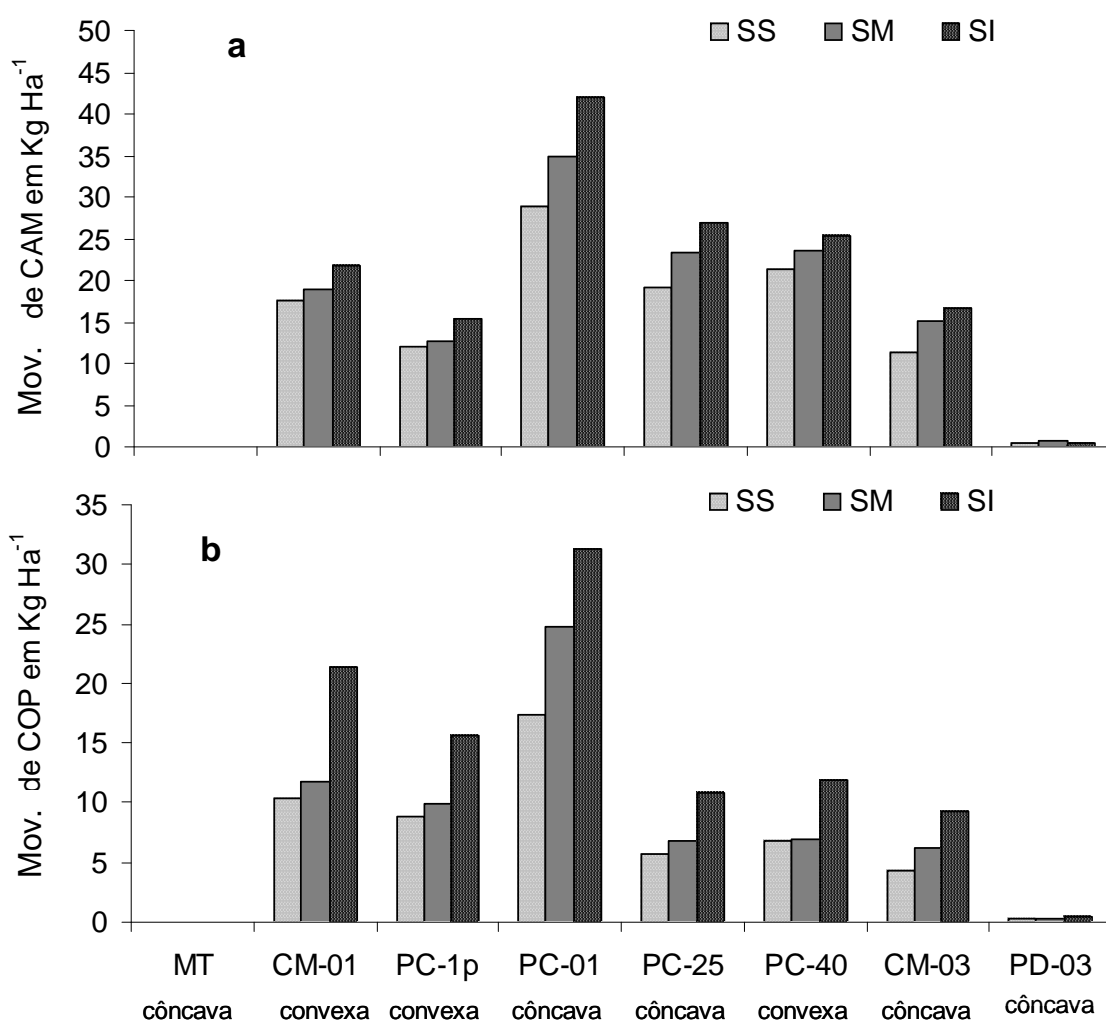


Figura 27. Movimentação de carbono orgânico associado a minerais (CAM) dos sedimentos grosseiros (Figura a) e carbono orgânico particulado dos sedimentos grosseiros (Figura b) em áreas sob diferentes tipos de uso e sistemas de manejo na Microbacia Cândido Brum (SS=Segmento superior, SM=Segmento médio, SI=segmento inferior).

Isto indica que áreas convexas tendem a movimentar mais CO no SI que no SM e SS, enquanto as áreas côncavas movimentam mais CO no SM e SI.

A movimentação de COT associadas aos sedimentos coletados no segundo segmento do amostrador apresentou a mesma tendência da movimentação de sedimentos para os três segmentos avaliados. As maiores perdas foram verificadas no SI da área PC-40 (Figura 28) com movimentação média de 1,2 Kg ha⁻¹, sendo este valor duas vezes maior que o observado para os segmentos superior e médio desta mesma área. Na área PC-01, que apresentou a segunda maior movimentação média de COT associado aos

sedimentos finos a perda verificada no SI era 1,3 vezes maior que a do SM, que por sua vez era 1,27 vezes maior que a perda do SS. Esta tendência de aumento progressivo ao longo da encosta ocorreu em todas as áreas côncavas para o COT dos sedimentos finos, assim como todas as áreas convexas apresentaram aumento no SI, embora este não tenha sido na mesma proporção do ocorrido no PC-40

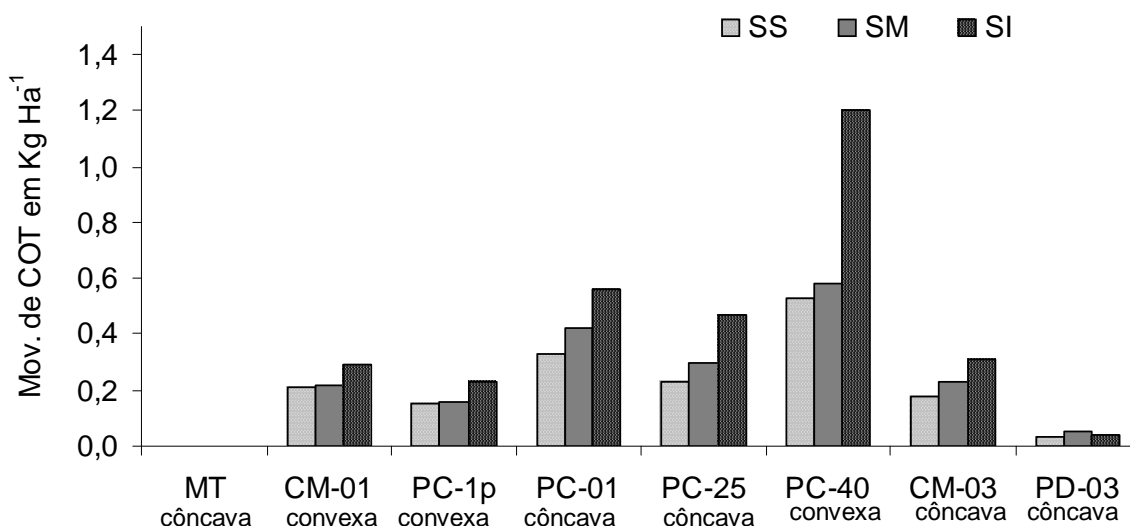


Figura 28. Movimentação de carbono orgânico total (COT) associada aos sedimentos finos em áreas sob diferentes tipos de uso e sistemas de manejo na Microbacia Cândido Brum (SS=Segmento superior, SM=Segmento médio, SI=segmento inferior).

Figura 29 apresenta a taxa de enriquecimento dos sedimentos grosseiros para os três segmentos avaliados. Na fração CAM (Figura 29a) os maiores enriquecimentos ocorreram no SI das áreas côncavas PC-01, com 1,42 e CM-03, com 1,63, contudo, houve pouca diferença nas tendências entre as áreas para a TES nesta fração. A área PC-25 apresentou comportamento diferenciado, reduzindo a TES da fração CAM no SI. Isto pode indicar que nesta área não ocorreu integração. O material coletado não é proveniente de outros segmentos e por isso tem TES menor que o segmento médio ou pode indicar que a depleção do CO é tão elevada no SI desta área que os efeitos estão se fazendo presentes na TES.

Para a fração COP a TES foi maior nas áreas recentes que nas antigas (Figura 29b) e foi maior no segmento inferior de todas as áreas, com exceção do PD-03, que apresentou a maior TES no SM.

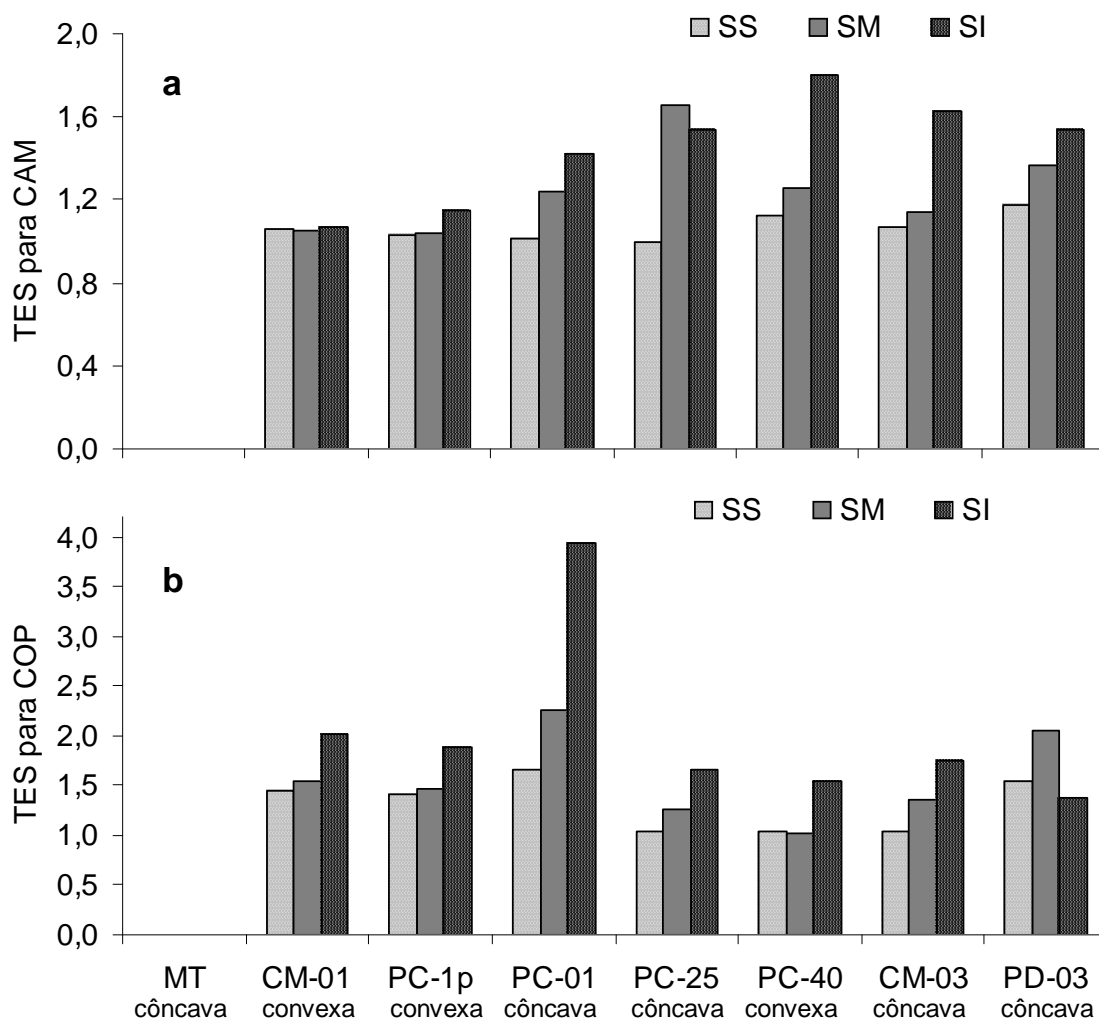


Figura 29. Taxa de enriquecimento dos sedimentos (TES) do carbono orgânico associado a minerais (CAM) dos sedimentos grosseiros (Figura a) e do carbono orgânico particulado dos sedimentos grosseiros (Figura b) em áreas sob diferentes tipos de uso e sistemas de manejo na Microbacia Cândido Brum (SS=Segmento superior, SM=Segmento médio, SI=segmento inferior).

Considerando-se que o sedimento é enriquecido ao longo de sua movimentação sobre a encosta, então os segmentos de encosta que apresentam maior TES podem indicar que os sedimentos ali coletados passaram por maior movimentação. Desta maneira, os sedimentos das áreas convexas são mais movimentados no SI, enquanto nas áreas côncavas ocorre movimentação no SI e também no SM. Outra interpretação possível é que nas áreas côncavas ocorre deposição do CO, especialmente da fração COP, no SI, ou seja, o aumento da TES neste segmento significa que parte do CO

removido dos segmentos SM e SS são depositados no SI, gerando assim áreas de remoção e de deposição ao longo das encostas.

5.3.8 Efeito da movimentação de carbono orgânico e do formato da encosta no estoque de carbono do solo

O estoque de CO dos três segmentos das áreas de estudo foi calculado pelo método da camada equivalente e pelo método da massa equivalente (Anexo 3). Serão discutidos os valores obtidos pelo método da massa equivalente (Figura 30).

Na MT o menor estoque é verificado no SS, provavelmente devido a processos geomorfológicos de translocação de materiais deste segmento para o SM e SI, uma vez que esta encosta é côncava. Entre as áreas novas, comparativamente com a área de MT, a maior redução ocorreu no SI da área CM-01. Porém como esta encosta é convexa é possível que o conteúdo de CO fosse menor no SI mesmo quando sob vegetação nativa. A área PC-1p também apresentou o menor estoque no SI, mas com valores superiores aos observados para o CM-01.

Comparando os estoques das frações COP e CAM das áreas recentes com aquelas da MT verifica-se que os estoques da fração COP reduziram em todas as áreas (CM-01, PC-1p e PC-01). Em relação a MT, o estoque de COP do PC-1p apresentou a maior redução (47%) no SI, enquanto no PC-01 ocorreram reduções nos estoques de COP nos três segmentos, sendo de 44% para o SI e 38% para o SM do PC-01.

Entre as áreas antigas, comparando-se o PC-25 e o PC-40, verifica-se que há pouca diferença nos estoques para o COT e as duas frações avaliadas, mas os valores obtidos no PC-25 são menores que os observados no PC-40 em todos os segmentos, com exceção do COP do SS, que é maior no PC-25. É provável que a similaridade entre os valores seja resultante do cálculo matemático para obterem-se os estoques, mas também pode significar que o PC-25, perdeu mais CO e de forma mais rápida, devido ao efeito do formato da encosta, quando comparado com o PC-40, que está sobre uma encosta convexa.

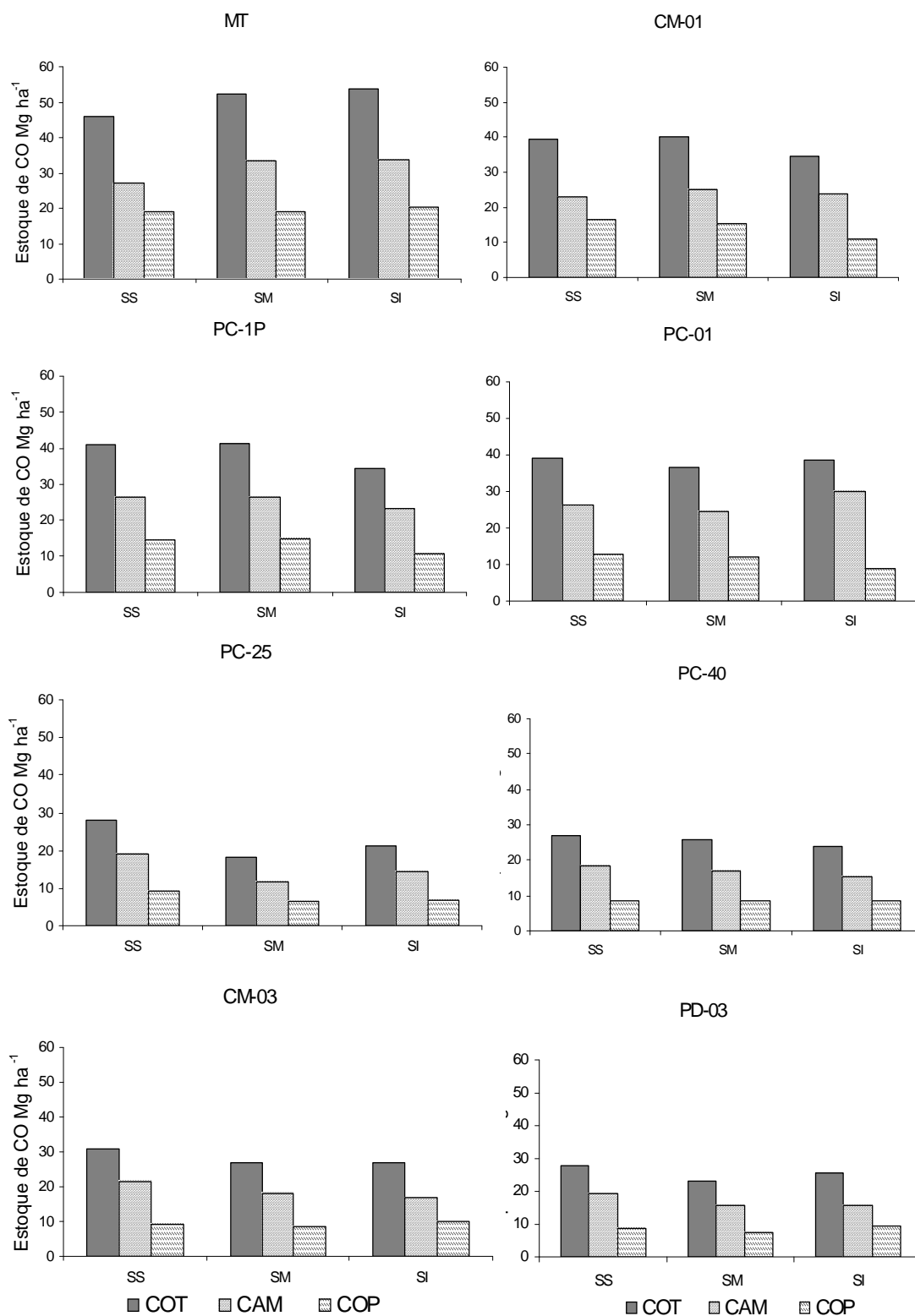


Figura 30. Estoques de carbono orgânico total (COT), carbono orgânico associado a minerais (CAM) e carbono orgânico particulado (COP) para a camada de 0 a 17,5cm em áreas sob diferentes tipos de uso e sistemas de manejo na Microbacia Cândido Brum

Entre as áreas CM-03 e PD-03 também se verificou pouca diferença nos estoques, porém considerando-se que o PD-03 apresentou as menores perdas de CO pode-se inferir que nesta área os estoques estão aumentando nos três segmentos da encosta, enquanto no CM-03, que apresentou o maior estoque no SI, pode estar ocorrendo aumento do conteúdo de CO, especialmente da fração COP devido a movimentação de sedimentos, ou seja, CO dos segmentos superiores estão sendo depositados no SI desta encosta. Golosov e Litvin (2005) reportam este efeito. OS autores encontraram 60% de deposição de sedimentos no SI de encostas côncavas quando a declividade era inferior a 12%.

Outro fator importante, é que mesmo considerando-se alguma distorção devido ao método de cálculo para obtenção dos estoques, houve aumento nos estoques do CM-03 e PD-03 quando comparados ao PC-25 que possui o mesmo formato de encosta. É importante lembrar que antes de serem convertidas a sistemas conservacionistas aquelas duas áreas encontravam-se sob PC por mais de vinte anos. O aumento foi de 1,42 e 1,58 vezes nos SM e SI para o CM-03 e de 1,27 e 1,57 vezes para os mesmos segmentos quando comparados com o PD-03. Os aumentos ocorreram principalmente na fração COP, o que é condizente com o aumento de aporte de resíduos e redução dos processos erosivos, principalmente no PD-03. Estes resultados permitem inferir que em determinadas situações o sistema de manejo pode superar o efeito do formato da encosta.

5.3.9 Análise de Componente Principal dos resultados obtidos

Dados de movimentação de solo a rigor não apresentam repetição, o que dificulta seu tratamento estatístico, por isso os resultados obtidos foram testados estatisticamente pelo método da análise de componente principal. Este método foi escolhido porque é fundamentado na variância e covariância um vetor aleatório composto de p-variáveis, contemplando assim medidas estatísticas importantes que não foram incluídas na discussão no item **5.3.4**.

Embora os volumes de precipitação ocorridos durante o período de estudo tenham apresentado distribuição quadrática, estes foram utilizados para a

análise de componente principal, uma vez que a suposição de normalidade é desejada, mas não condição essencial para a realização deste tipo de análise.

Como a taxa de cobertura do solo ao longo do ano é decorrência de cada sistema de manejo, e como apresentou variação em torno de uma média, este parâmetro foi utilizado como um dos componentes (vetores) do sistema de manejo juntamente com o nível de ordem de cada solo. O formato da encosta foi inserido como um valor numérico referente a ocorrência ou não de coleta de sedimentos em cada um dos segmentos para cada encosta. A variável resposta considerada foi a movimentação de sedimentos e de CO.

Os resultados obtidos para a análise geral estão na Tabela 13. Se comparadas todas as áreas de estudo os fatores que melhor explicam as perdas de sedimentos e CO são a taxa de cobertura do solo, que explica a perdas em 45% dos eventos ocorridos, seguida do nível de ordem do solo, que explica as perdas em 30% dos casos. O formato da encosta explica em apenas 23% dos casos.

Tabela 13. Escores obtidos pelos vetores componentes das perdas de solo e carbono orgânico por análise de componente principal das áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.

Componente	Representação	Escore	Variância explicada
Volume de precipitação	Yê1	4 ^a	0,018
Taxa de cobertura	Yê2	1 ^a	0,452
Nível de ordem	Yê3	2 ^a	0,301
Formato da encosta	Yê4	3 ^a	0,229

Isto significa que em 13 dos 28 eventos que geraram algum tipo de coleta a movimentação foi decorrência direta da taxa de cobertura, em 9 deles a movimentação resultou do nível de ordem do solo. Nos 6 eventos restantes o formato da encosta e o volume da precipitação determinaram a movimentação. Este resultado no entanto agrupa as tendências de todas as áreas, então, a ausência de perdas na MT e os pequenos valores do PD-03 influenciaram os resultados, otimizando o efeito da taxa de cobertura e do nível de ordem do solo e reduzindo o efeito do volume precipitado.

Repetindo-se a mesma análise, mas dentro de grupos de sistemas de manejo (Tabela 14) e considerando-se ainda o total de eventos como sendo 28, tem-se que os para as áreas sob PC os fatores que explicam a movimentação de sedimentos são a taxa de cobertura em 38% dos casos, o formato da encosta em 32% e o volume precipitado em 27%. Isto ocorre porque embora o nível de ordem das áreas PC-1p e PC-01 seja elevado, ocorre movimentação nestes sistemas. Já nas áreas sob CM a taxa de cobertura explica 35% da movimentação, o volume precipitado explica 30%, e o formato da encosta explica 20%. Nestas áreas o nível de ordem do solo adquire importância, embora ainda não seja fator determinante. Isto pode ser explicado pela movimentação ocorridas no CM-01, que apresenta elevado nível de ordem durante os períodos P4 e P5, o que provavelmente influenciou os resultados da análise.

Tabela 14. Análise de componente principal das perdas de solo e carbono orgânico nas áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum.

	Volume de precipitação	Taxa de cobertura	Nível de ordem	Formato da encosta
	-----Variância explicada-----			
CM-01	0,280	0,350	0,160	0,210
PC-1p	0,260	0,380	0,060	0,300
PC-01	0,270	0,370	0,030	0,330
PC-25	0,285	0,390	0,020	0,305
PC-40	0,290	0,390	0,020	0,300
CM-03	0,300	0,350	0,150	0,200
PD-03	0,030	0,523	0,439	0,008

No sistema PD a taxa de cobertura explica 52% dos casos e o nível de ordem do solo explica 44%. Isto significa que em 96% dos casos estes dois fatores superam o efeito do volume precipitado e do formato da encosta. De fato, as observações a campo condizem com este resultado, no entanto as movimentações avaliadas neste estudo diziam respeito apenas a movimentação de sedimentos sobre a encosta. Muitas vezes sedimentos produzidos ou contaminantes exportados com a água de escoamento superficial causam danos maiores não no local em que serão depositados, e não naquele em que foram gerados.

5.4 CONCLUSÕES

Os coletores/amostradores de colúvio foram eficientes para caracterizar o comportamento das áreas estudadas quanto a movimentação de sedimentos, porém novos estudos devem ser conduzidos para corrigir a distorção na coleta de sedimentos finos.

As maiores movimentações de sedimentos ocorreram nas áreas PC-01, PC-25 e PC-40, indicando a fragilidade destes sistemas. As áreas CM-01 e CM-03 tiveram desempenho melhor que as áreas sob PC, mas a movimentação de sedimentos e de CO ainda são elevadas.

As áreas recentes movimentaram mais fração COP que as áreas a mais tempo sob uso agrícola, e a movimentação desta fração foi mais influenciada pelo volume precipitado que a fração CAM.

O formato das encostas influenciou a movimentação de sedimentos, de CO e o estoque de CO nas áreas sob PC. Naquelas sob CM o efeito foi minimizado, e na área sob PD o efeito do formato da encosta foi sobrepujado pelo efeito do sistema de manejo.

5.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARTON, A.P; FULLEN, M.A.; MITCHELL, D.J.; HOCKING, T.J.; LIGUANG L.; ZHI W. B.; ZHENG, Y.; ZHENG, Y. X. Effects of soil conservation measures on erosion rates and crop productivity on subtropical Ultisols in Yunnan Province, China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.104, p.343–357, 2004.

BLOOM, A.L. **Superfície da terra**. São Paulo, SP : E.Blucher,1972. Reimpresso em 1996 na série Textos básicos de Geociências – EDUSP.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C.; GONZÁLEZ, A.P.; AMARAL, A.J.; BRIGNONI, L.F. Soil tillage, water erosion, and calcium, magnesium and organic carbon losses. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.62, p.578-584, 2005.

CASTRO FILHO , C.; COCHRANE, T.A.; NORTON, D.L. **Avaliação do impacto do uso do solo no assoreamento do Lago Itaipu**: Relatório Técnico. Londrina : IAPAR, 2004.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SAPNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.777-788, 2005.

CSIRO. [Informações]. Disponível em: www.flp.csiro.au/mdp/topo . Acesso em: nov. 2004; mar. 2005.

FAO. **Field measurement of soil erosion and runoff**. Roma : FAO, 1993.

GELLIS,A.; SMITH, S., STEWART,S. Watershed sediment sources In: LANGLAND, M.; CRONIN, T. **A summary report of sediment processes in Chesapeake Bay and watershed**. New Cumberland : U.S. Geological Survey, 2003. Report 03-4123.

GOLOSOV, V.; LITVIN, L. The sediment budgets of cultivated slopes and slope catchments: an evaluation of the influence of slope morphology. In: IAHS SCIENTIFIC ASSEMBLY, 17., Foz do Iguaçu, 2005. **Proceedings...**: Sediment Budggets. Wallingford, UK :IAHS Press, 2005. (IAHS public 291) v. 1

GREGORICH, E.G.; GREER, K.J.; ANDERSON, D.W.; LIANG, B.C. Carbon distribution and losses: erosion and depositional effects. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.47, p.291–302, 1998.

GUADAGNIN, J.C.; BERTOL, I.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J. Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.277-286, 2005.

GUERRA, A.J.T. Encostas e a questão ambiental In: CUNHA, S.B.; GUERRA, A.J.T. (Org). **A questão ambiental: diferentes abordagens**. Rio de Janeiro : Bertrand Brasil, 2003.

HERNANI, I.C; KIRIHARA, C.H.; SILVA, W.M Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p.145-154, 1999.

JACINTHE P.A.; LAL, R.; OWENS, L.B.; HOTHEM, D.L. Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v.77, p.11-113, 2004.

JERRELL, S. L. **Strip-tillage production systems for tobacco**. Blacksburg, Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, 2001. Thesis (Master Degree) - Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, 2001.

LAL, R. Soil erosion and the global carbon budget. **Environment International**. Amsterdam, v.29, p.437– 450, 2003.

LABORATÓRIO DE SEDIMENTOS DO IPH. **Relatório de pesquisa da microbacia de Arvorezinha – Programa RS Rural** (documento interno). Porto Alegre : Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2006.

MELLO, N.A.; GIONGO, A.; MURLIKI, J. Validação de coletores de sedimentos de baixo custo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA MANEJO: integrando a ciência do solo na produção de alimentos, 15., Santa Maria, 2004. **Anais...** Santa Maria, 2004. (CDrom)

MOORMAN, T.B.; CAMBARDELLA, C.A.; JAMES, D.E.; KARLEN, D.L.; KRAMER, L.A. Quantification of tillage and landscape effects on soil carbon in small Iowa watersheds. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.78, p.225–236, 2004.

NETTO, A.L.C. Hidrologia de encostas na interface com a Geomorfologia. In: GEOMORFOLOGIA, uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro : Bertrand Brasil, 1998.

NORTON, J.B.; SANDOR, J.A.; WHITE, C.S. Hillslope Soils and Organic Matter Dynamics within a Native American Agroecosystem on the Colorado Plateau

C.S. Soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.67, p.225–234, 2003.

OWENS, L.B.; MALONE, R.W.; STARR, G.C. LAL, R. Carbon concentration and transport in sediments leaving a small cropped watershed. In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION CONFERENCE , 10., 1999, Purdue. **Proceedings... : Sustaining the Global Farm**. Purdue, 2001

PENNOCK, D.J.; LEMMEN, D.S.; de JONG, E. Cesium-137 measured erosion rates for soils of five parent-material groups in southwestern Saskatchewan. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v.75, p.205-210, 1995.

QUINTON, J.N; CATT, J.A; WOOD, G.A; STEER, J. Soil carbon losses by water erosion: Experimentation and modeling at field and national scales in the UK. **Agriculture, Ecosystems and Environment** , Amsterdam, v.112, p.87–102, 2006.

SCHAEFER, C.E.; SILVA, D.D.; PAIVA, K.W.N.; PRUSKI, F.F.; ALBUQUERQUE FILHO, M.R.; ALBUQUERQUE, M.A. Perdas de solo, nutriente, material orgânica e efeitos microestruturais em Argissolo Vermelho Amarelo sob chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.37, n.5, p.669-678, 2002.

SHUKLA, M.K.; LAL, R.; EBINGER, M Determining soil quality indicators by factor analysis. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.87, p.194-204, 2006.

SILVA, A.M.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; LIMA, J.M.; AVANZI, J.C.; FERREIRA, M.M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.40, n.12, p.1223-1230, 2005.

TAN, X.X.; LAL, R.; SMECK, N.E.; CALHOUN, F.G. Relationships between surface soil organic carbon pool and site variables. **Geoderma**, Amsterdam, v.121, p.187-195, 2004.

VEZZANI, F.M. **Qualidade do sistema solo na produção agrícola**. 184f. 2001. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

WALLING, D. E.; QUINE, T.A. Recent rates of soil loss from areas of arable cultivation in the UK. In: PETERS, N.E.; WALLING, D.E. (Eds). **Sediment and stream water quality in a changing environment: Trends and explanations**. Wallingford, UK : IAHS Press, 1991. (IAHS Public, 203).

YOO, K.; AMUNDSON, R.; HEIMSATH, A.M.; DIETRICH, W.E. Spatial patterns of soil organic carbon on hillslopes: Integrating geomorphic processes and the biological C cycle. **Geoderma**, Amsterdam, v.130, p.47-65, 2006.

6. CAPÍTULO IV

Exportação de carbono orgânico em Cambissolo Háptico sob diferentes tempos de cultivo e sistemas de manejo

6.1 INTRODUÇÃO

O uso agrícola do solo é indispensável para a sobrevivência da humanidade, porém o uso agrícola inadequado pode romper ou alterar estados estáveis gerando danos ambientais.

O total de CO no solo é resultante do balanço da adição via produção primária e das perdas decorrentes principalmente da oxidação via atividade microbiana e erosão. Esta relação foi expressa em forma de equação por Henin e Dupuis em 1945 (Salton, 2005; Bona, 2005) de forma que o estoque de CO no solo num determinado tempo é o resultado do equilíbrio entre as adições e as perdas naquele mesmo espaço de tempo. Quando há revolvimento do solo ocorre elevação das perdas porque as condições adequadas à decomposição da matéria orgânica são favorecidas e paralelamente elevam-se também as perdas via erosão (Moorman et al., 2004, Gregorich et al., 1998) aumentando a exportação do CO.

As perdas acabam por reduzir a produção primária, afetando as adições e comprometendo a qualidade do solo (Lal, 2003; Owens et al., 2002) gerando aumento do potencial de danos ambientais (Kyllmar et al., 2006; Quiang, 2003; Quin e Stroud, 2002) e afastando o solo da sustentabilidade (Shukla et al., 2006).

No entanto, um sistema de manejo também pode elevar o conteúdo de CO, se não aos níveis originais das áreas de vegetação nativa, pelo menos em níveis adequados para garantir a qualidade do solo (Diekow, 2005; Cambardela et al., 2004) e assim garantir a qualidade ambiental.

Uma das características das áreas produtoras de fumo é a baixa adição de CO devido a remoção da quase totalidade da parte aérea da cultura de verão, uma vez que as folhas são removidas. Pellegrini (2006) avaliou a produção de massa seca em lavouras de fumo sobre um Neossolo Litólico. Os manejos avaliados pelo autor foram plantio convencional (PC) com pousio de inverno (sem adoção de plantas de cobertura nesta estação), cultivo mínimo (CM) e plantio direto (PD), ambos com aveia no inverno. As adições de massa seca foram 3,6, 6,8 e 7,9 Mg ha⁻¹ respectivamente para o PC, CM e PD. O mesmo autor verificou que a baixa adição de resíduos tinha implicação direta na taxa de cobertura do solo e conseqüentemente nas perdas de solo via erosão, que foram maiores nos sistema com mais revolvimento e menor taxa de cobertura. Schaeffer et al. (2002) também encontraram redução significativa nas perdas de solo e matéria orgânica obtidas com chuva simulada num Argissolo Vermelho Amarelo. Quando a cobertura era de 80% a perda de solo era 64% menor que no solo descoberto e 44% menor que no solo com 40% de cobertura.

A taxa de cobertura do solo é um reflexo direto do sistema de manejo adotado. O sistema PD tende a manter a taxa de cobertura elevada, reduzindo assim as perdas de solo e conseqüentemente a exportação de CO. Owens et al. (2002) avaliaram as perdas de solo e CO em microbacias sob PC, preparo reduzido (PR) e PD e verificaram que embora houvesse pouca diferença na concentração de CO nos sedimentos (21,8, 20,7 e 26,1 g Kg⁻¹ respectivamente) as menores perdas de solo foram verificadas no sistema PD, o que fez com que ao final dos 14 anos de avaliação este sistema apresentasse a menor exportação de CO associado a sedimentos. Bertol et al. (2005) avaliaram as perdas em Cambissolo Húmico, estas foram maiores no solo descoberto, seguido do PC, CM e por fim PD, fazendo com que a diferença na quantidade de CO exportado com os sedimentos sólidos fosse 83% menor no PD em relação ao PC.

Jacinte et al. (2004) avaliaram o conteúdo total (COT) e o conteúdo mineralizável de CO exportado com sedimentos em microbacias sob PC, PR e PD. Os sedimentos provenientes da microbacia sob PD apresentavam concentração de COT da ordem de 34,8 g Kg⁻¹, enquanto o CM e PC apresentavam respectivamente 30,1 e 29,2 g Kg⁻¹. No entanto as menores

perdas de sedimentos foram verificadas na microbacia sob PD que apresentou taxa de perda de solos de $2,7 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ enquanto no PC a taxa anual foi de $6,2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Os autores não verificaram efeito do sistema de manejo na quantidade de CO mineralizável exportado, mas encontraram efeito do tipo de precipitação. Eventos de energia elevada destacavam mais partículas minerais diluindo a concentração de CO nos sedimentos exportados. Quanto menor a energia do evento, maior a quantidade de CO mineralizável exportada.

A exportação de carbono orgânico dissolvido (COD) também é afetada pelo tipo de uso e sistema de manejo do solo. Stott et al. (2006) compararam as exportações de COD ocorridas durante um ano em microbacias sob vegetação nativa (VN), PC e PD. A maior média anual de exportação de COD (35 mg L^{-1}) foi verificada na área VN, no entanto os autores relatam grande variação ao longo do ano, provavelmente devido ao tipo de vegetação que compunha a área. Entre as áreas de lavoura a maior exportação de COD foi verificada no sistema PD, que apresentou exportação média de COD de 28 mg L^{-1} enquanto no sistema PC a média de exportação foi de 21 mg L^{-1} . Já no estudo de Mahanta et al., (2002) conduzido em região de clima tropical, com cultura de algodão as exportações de COD na área de vegetação nativa foi de 21 mg L^{-1} enquanto sob PD foi de 29 mg L^{-1} e sob PC foi de 27 mg L^{-1} .

A ligação entre o solo de uma determinada área e o ambiente se dá através da emissão de CO_2 para atmosfera e a exportação de sedimentos e elementos solúveis. Estes processos ocorrem de forma diferenciada entre áreas sob uso agrícola e vegetação nativa e entre áreas sob diferentes sistemas de manejo do solo.

A quantidade de materiais que são exportados neste contexto são uma medida direta da capacidade de uma determinada encosta manter sua qualidade e a qualidade ambiental.

Um fator que deve ser considerado no entanto é a significância dos dados obtidos quando confrontados com a escala de tempo. Mesmo o experimento sendo conduzido em escala real (áreas de lavoura em propriedades agrícolas) o recorte de tempo possível é relativamente curto para que se possam obter inferências confiáveis sobre as tendências das áreas, por isso as ferramentas estatísticas usadas para testar a confiabilidade dos resultados obtidos devem

apresentar capacidade de obter o máximo possível de informações a partir dos dados gerados.

Uma forma de se inferirem as probabilidades associadas a determinados fatos que apresentam elevado grau de incerteza em relação a suas causas ou condições de ocorrência é através da aplicação de redes Bayesianas, também referidas como Redes de Crenças, Redes Probabilísticas Causais ou simplesmente Redes Probabilísticas (Pearl, 1988, 2000).

A representação através de redes Bayesianas permite que sejam feitas inferências a respeito do comportamento das variáveis que compõem um domínio de conhecimento em que haja incerteza, seja ela de origem aleatória ou por falha na compreensão ou informação incompleta sobre os fatos. Esse processo é chamado de inferência Bayesiana porque se baseia em uma aplicação do Teorema de Bayes sobre as probabilidades condicionais entre os valores ou estados que cada variável do modelo pode assumir.

Uma Rede Bayesiana é composta de duas partes, uma qualitativa e outra quantitativa. A representação qualitativa é dada por um grafo (diagrama) em que os nodos (elipses) correspondem às variáveis do domínio (por exemplo taxa de cobertura, volume precipitado, tipo de manejo e tempo de adoção, perda de solo, exportação de COD etc.) e as ligações entre os nodos (setas) correspondem às relações de precedência lógica ou causal entre essas variáveis. Os algoritmos de inferência utilizados exigem que o grafo seja direcionado e acíclico, ou seja, que a direção das setas determine a precedência entre os nodos e que não exista qualquer caminho direcionado que inicie e termine no mesmo nodo. Isto equivale a dizer que, para efeito de análise, não é possível que um mesmo fator influencie e seja influenciado diretamente por uma mesma variável. Quando isto ocorre, a magnitude da influencia deve estar compreendida no nodo precedente, ou seja, a variável de maior peso deve vir por primeiro.

O objetivo deste estudo foi avaliar, através da utilização de Calhas Parshall, a exportação de carbono orgânico e suas frações (carbono orgânico associado a minerais, carbono orgânico particulado e carbono orgânico dissolvido) em seis áreas, sob dois tipos de uso e três formas de manejo do solo em tempos de adoção do manejo variando entre 1 a 25 anos. Partiu-se da hipótese que os sistemas de manejo baseados em maior mobilização do solo

exportam mais carbono e assim reduzem a qualidade do solo e do ambiente. Como este experimento ficou a campo apenas durante 1,5 anos a análise de probabilidade dos dados obtidos foi realizado pela técnica de Rede Bayesiana, que é apropriada para inferências com base em séries limitadas de dados.

6.2 MATERIAIS E MÉTODOS

O Estudo 3 foi realizado na mesma localidade descrita nos Estudos 1 e 2, a bacia piloto do município de Arvorezinha, localizada na comunidade Cândido Brum.

Para avaliar a exportação de carbono nas áreas foram implantadas calhas Parshall em seis áreas de estudo, escolhidas entre as oito áreas dos estudos anteriores.

6.2.1 Descrição das áreas de estudo

Entre as áreas avaliadas no Estudo 2, foram escolhidas as áreas MT, CM-01, PC-01, PC-25, CM-03 e PD-03. O solo em todas as áreas é Cambissolo Háplico (Lithic Aplussept). A Tabela 15 apresenta um resumo das principais características das áreas selecionadas.

Estas áreas foram escolhidas porque apresentavam situações de início de cultivo (CM-01 e PC-01), de cultivo sob sistema convencional por longo período de tempo (PC-25) e de conversão a sistemas conservacionistas (CM-03 e PD-03). As áreas MT, PC-01, PC-25, CM-03, PD-03 são encostas côncavas convergentes e a área CM-01 é convexa divergente.

Outros fatores considerados foram a acessibilidade do agricultor e a empresa fumageira a que o agricultor era integrado, uma vez que esta é que determina o pacote tecnológico adotado (fórmula e quantidade de adubos,

Tabela 15. Características principais, tempo de uso, tipo de uso e manejo das áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum

Sigla	Área (ha)	Declividade (%)	Comprimento de rampa* (m)	Formato da encosta	Ano de início do cultivo	Manejo atual
MT	0,21	15	90	Côncava	x	x
CM-01	0,40	10	85	Convexa	2002	Cultivo mínimo
PC-01	0,52	10	100	Côncava	2002	Plantio convencional
PC-25	0,38	8	70	Côncava	1979	Plantio convencional
CM-03**	0,43	10	95	Côncava	1986	Cultivo mínimo
PD-03**	0,37	10	70	Côncava	1984	Plantio direto

* Comprimento desde o ponto mais alto de convergência de água até a entrada da calha Parshall ** Áreas sob plantio convencional até 2000

herbicidas, tipo de fumo a ser plantado). Todas as áreas escolhidas eram integradas da mesma empresa fumageira, todas partiram de mata nativa, e estão continuamente sob cultivo.

As áreas CM-01 e PC-01 receberam aveia (*Avena strigosa*) como cultura de inverno nos anos 2004 e 2005 e fumo nas safras de verão 2004/2005 e 2005/2006.

A área denominada PC-25 recebeu aveia no inverno de 2004 e no inverno de 2005 as plantas de cobertura utilizadas foram aveia e ervilhaca (*Vicia sativa*). Esta área foi cultivada com fumo na safra 2004/2005 e com milho na safra 2005/2006.

A área CM-03 foi convertida a este sistema de manejo no ano 2000, anteriormente encontrava-se sob sistema PC. Esta área recebeu aveia no inverno de 2004 e 2005 e fumo nas safras de verão 2004/2005 e 2005/2006.

A área PD-03 havia sido conduzida em sistema PC até o ano de 2000, quando foi convertida a plantio direto (PD). Até o ano de 2003 o sistema consistia em não revolvimento do solo e utilização de aveia como cobertura de inverno e fumo no verão. Nos invernos de 2004 e 2005 foi plantado um coquetel com as espécies, aveia, ervilhaca e nabo forrageiro (*Raphanus sativus*). Na safra de verão 2004/2005 foi plantado fumo e na safra de verão de 2005/2006 foi plantado milho.

6.2.2 Implantação das calhas Parshal

Em agosto de 2004, antes do preparo do solo para a implantação da lavoura de fumo da safra 2004/2005 foram implantadas seis calhas Parshall, respectivamente nas áreas MT, CM-01, PC-01, PC-25, CM-03 e PD-03. Todas as calhas eram de tamanho W6´ (garganta de seis polegadas) confeccionadas em fibra de vidro com polimento interno e foram instaladas no exutório de cada encosta avaliada ou no ponto de convergência da água quando esta ocorria antes do final da lavoura ou na presença de prática mecânica de contenção do escoamento superficial. As calhas foram implantadas em “estaleiros” para evitar a excessiva movimentação de solo dentro das áreas de estudo (Figura 31). Na entrada de cada calha foi construído um pequeno dique com tábuas para direcionar a entrada da água de escoamento superficial.



Figura 31. Aspecto da calha Parshall instalada a campo na forma de “estaleiro” (a) e do dique de tábuas construído na entrada da calha (b).

6.2.3 Monitoramento da perda de sedimentos e exportação de carbono orgânico

Cada calha possuía um tanque coletor no qual depositavam-se os sedimentos e a água escoada. Após cada evento o material depositado no tanque era coletado. Recolhia-se uma amostra de 0,500L para determinação do carbono orgânico dissolvido e após a água contida no tanque era vertida, de forma que restassem apenas os sedimentos sólidos no fundo. Este material era então pesado e coletavam-se duas amostras, uma para a determinação do conteúdo de carbono orgânico e suas frações e outra para correção da massa de sedimentos perdida.

6.2.4 Monitoramento da altura máxima de lâmina escoada

O volume de água escoado era obtido pelo volume coletado no tanque em eventos que não geravam escoamento suficiente para ultrapassar este limite e pela altura máxima de lamina escoada.

Cada calha era dotada de um sistema que media a altura máxima da água em cada evento (Figura 32). Este sistema consistia de um tubo de PVC com diâmetro de 100mm que se comunicava com a calha. Abaixo do nível da calha havia um reservatório com água e pequenas partículas de isopor. Acoplado a tampa do tubo de PVC havia uma régua que ficava dentro do tubo, presa a parte interna da tampa, em cuja extensão foi colada uma tira de material antiderrapante. Quando ocorria escoamento superficial a água que passava na calha entrava no reservatório, de forma que o nível deste subia tanto quanto subisse o nível da água na calha. As partículas de isopor sobrenadavam na água e aderiam a fita antiderrapante. A altura máxima que a lâmina de água havia alcançado era considerada a maior altura em que houvessem partículas de isopor.



Figura 32. Aspecto do dispositivo de leitura da altura máxima de lâmina escoada em calha Parshall instalada a campo.

6.2.5 Monitoramento do volume precipitado e intensidade das precipitações

O monitoramento dos eventos de precipitação foi o mesmo realizado no Estudo 2 descrito no item **5.2.2**. As precipitações de que se trata neste estudo são as mesmas daquele, embora nem todas as precipitações que geraram coleta no Estudo 2 tenham gerado coleta neste Estudo.

6.2.6 Preparo das amostras de sedimentos

O material coletado para análise de carbono era seco em estufa a 45° C, após este material era passado em peneira de malha 2mm para posterior realização da determinação do conteúdo de carbono orgânico e suas frações.

O material que se destinava à correção da massa de sedimentos perdidos era pesado a úmido e colocado para secagem a 105° C, obtendo-se o peso seco. A diferença entre o peso úmido e seco era a umidade do material coletado. O peso obtido a campo para o total de sedimentos coletados no tanque era corrigido descontando-se esta umidade.

6.2.7 Análise do carbono orgânico exportado das áreas de estudo

6.2.7.1 Carbono orgânico associado aos sedimentos

Após o preparo das amostras de sedimentos era determinado o conteúdo total de carbono orgânico (COT) e as frações carbono associado a minerais (CAM) e carbono orgânico particulado (COP).

A metodologia utilizada foi a mesma descrita no item **3.5** do Materiais e Métodos Geral

6.2.7.2 Carbono orgânico dissolvido

O conteúdo de carbono orgânico dissolvido (COD) foi determinado pelo método e adaptado por Zanatta (2004). A extração do COD era feita por vácuo com o auxílio de seringas de 60mL adaptadas. Cada seringa possuía encaixado no bico um tampão de borracha perfurado e uma trava de êmbolo. Através do tampão de borracha a seringa conectava-se com um tubo de PVC

de diâmetro externo 20mm com altura de 125mm que possuía na base uma tela de poliéster sobre a qual era fixada uma membrana de celulose regenerada com porosidade de 45µm. Este tubo era mergulhado na amostra líquida obtida no campo, e a suspensão do êmbolo gerava o vácuo necessário para a extração de água contendo apenas a fração COD.

A determinação do conteúdo de COD no filtrado obtido foi feita em analizador de Carbono Orgânico Total da marca Shimadzu.

6.2.8 Monitoramento da taxa de cobertura

Os dados de cobertura utilizados são os mesmos do Estudo 2 obtidos conforme descrito no **item 5.2.5**

6.2.9 Taxa de enriquecimento dos sedimentos (TES)

A taxa de enriquecimento dos sedimentos foi obtida da mesma forma que no item **5.2.6** do Estudo 2.

6.2.10 Taxa de exportação dos sedimentos produzidos (TEXS)

A taxa de exportação dos sedimentos produzidos (TEXS) foi obtida com fundamentação teórica na taxa de entrega de sedimentos (SDR), revisada no item **2.6.2** da Revisão de Literatura.

Para os objetivos deste capítulo, elaborou-se uma taxa de exportação de sedimentos baseada na quantidade total de sedimentos produzidos nas áreas de estudo em $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}$, obtidas com os dados Estudo 2 e buscou-se a relação entre estes e a quantidade de sedimentos que de fato deixava a encosta vertente, obtida nas calhas Parshall, de acordo com a equação abaixo:

$$\text{TEXS} = \frac{\text{Prod Sed Mg ha}^{-1} \text{ ano}}{\text{Sed CP Mg ha}^{-1} \text{ ano}}$$

Onde TEXS= Taxa de exportação de sedimentos

$\text{Prod Sed Mg ha}^{-1} \text{ ano}$ = Produção total de sedimentos de cada área de estudo obtida no Capítulo III, Estudo 2

Sed CP Mg ha⁻¹ ano = Perda de sedimentos sólidos obtida nas calhas Parshall para cada uma das áreas de estudo.

6.2.11 Análise estatística dos resultados obtidos

Os resultados foram analisados por probabilidade através do relacionamento das variáveis utilizando-se o Teorema de Bayes (Pearl, 1988, 2000). As variáveis foram ordenadas como variáveis causa e variáveis efeito. As variáveis causa eram volume precipitado, tipo de uso e manejo e tempo de adoção do manejo e taxa de cobertura. As variáveis efeito eram perdas de água, perdas de sedimentos, exportação de CAM, exportação de COP e exportação de COD.

Para montar a matriz qualitativa de análise os dados dos 18 eventos ocorridos no período de estudo foram discretizados e classificados utilizando-se função lógica da planilha Excel. Com a tabela de classes das variáveis foi determinada a probabilidade a priori. Após, os dados foram inseridos no programa Hugin Lite[®] (modo de avaliação) para obtenção das probabilidades finais para todas as variáveis e para variáveis evidenciadas para cada área.

Os valores possíveis para cada variável são representados pelos eventos p_i a p_n , com o intervalo i a n variando conforme a quantidade de classes definidas para cada variável. Os valores possíveis para exportação de COD por exemplo foram mapeados nas classes baixa (B), média (M) e alta (A), representadas pelos eventos e_1 a e_3 , respectivamente.

As probabilidades condicionadas, aquelas que avaliam a quanto uma variável influenciava outra, foram então obtidas pela equação:

$$P\{p_i \text{ e } e_1\} = P\{p_i\} P\{e_1 | p_i\}$$

Os cálculos de todos os casos $P\{p_i \text{ e } e_j\}$ eram diretos, pois $P\{p_i\}$ e $P\{e_j | p_i\}$ eram conhecidas a partir das tabelas de probabilidades a priori, fornecidas na construção da rede com os dados coletados a campo. Como o grafo representativo da rede era direcionado e acíclico, este cálculo permitia a **propagação** das probabilidades no sentido das causas para os efeitos. Este processo foi estendido para todas as cadeias de variáveis da rede e forneceu a

probabilidade de ocorrência de cada estado de todas as variáveis representadas. Esta tabela de probabilidades resultante é chamada de “Árvore de Evidências”.

Sobre a Árvore de Evidências foi possível evidenciar as causas, ou seja, modificar a probabilidade das causas e, por propagação, observar o que ocorria com as probabilidades dos possíveis efeitos, e ainda, observado um efeito e_1 saber qual a probabilidade dele ser decorrente de uma determinada causa p_1 , conforme representado na equação abaixo:

$$P\{p_1 | e_1\} = \frac{P\{p_1 \text{ e } e_1\}}{P\{e_1\}}$$

A probabilidade do efeito e_1 só podia ser considerada conjuntamente a algum dos possíveis eventos causadores, pois e_1 ocorria condicionado por p_1 ou p_2 ou p_3 ou p_4 , portanto:

$$P\{e_1\} = P\{p_1 \text{ e } e_1\} + P\{p_2 \text{ e } e_1\} + P\{p_3 \text{ e } e_1\} + P\{p_4 \text{ e } e_1\}$$

Por substituição e generalização das três equações anteriores obtém-se a Fórmula de Bayes

$$P\{p_1 | e_1\} = \frac{P\{p_1\} P\{e_1 | p_1\}}{\sum_{i=1}^k P\{p_i\} P\{e_1 | p_i\}}$$

onde, k é o número de possíveis estados da variável de influência causal.

Através da aplicação da Fórmula de Bayes foi possível estimar as probabilidades na direção inversa da causalidade, ou seja, inferir a respeito das possíveis causas quando se obtiverem evidências a respeito dos efeitos.

O cálculo de probabilidade no sentido direto da causalidade também foi possível, ou seja a partir das probabilidades de ocorrência de uma variável causa, qual eram as probabilidades de ocorrência das variáveis efeito.

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante todo o período em que este estudo ficou a campo, (setembro de 2004 a fevereiro de 2006) 18 eventos geraram escoamento superficial com perda de solo e água ou somente água em pelo menos uma das seis calhas Parshall instaladas dando origem a processos de perda e exportação.

Para a proposta deste estudo, diferenciou-se processos de perda e de exportação. Foram consideradas como perdas as saídas de solo e água, e como exportação as saídas de CO.

6.3.1 Taxa de cobertura e volume da precipitação

As perdas de solo e água nas áreas de estudo foram influenciadas pela taxa de cobertura do solo e pelo volume da precipitação ocorrida e provavelmente pela energia cinética associada a estas precipitações. Como o pluviógrafo instalado a campo apresentou muita inconsistência nos dados recolhidos, não foi possível calcular a energia cinética das chuvas ocorridas, por isso a discussão dos resultados obtidos será feita com base apenas nos dados de volume precipitado.

A Figura 33 apresenta o comportamento geral de perdas de solo e água ao longo do período de estudo.

As perdas de água sempre foram maiores na área sob vegetação nativa (área MT). Este resultado pode ser decorrente da maior declividade desta área, esta é a única entre as áreas de estudo que apresenta declividade superior a 10%, mas também pode ser devido a diferença nos processos hidrológicos, uma vez que na MT nunca ocorreram perdas de solo, mesmo nas maiores

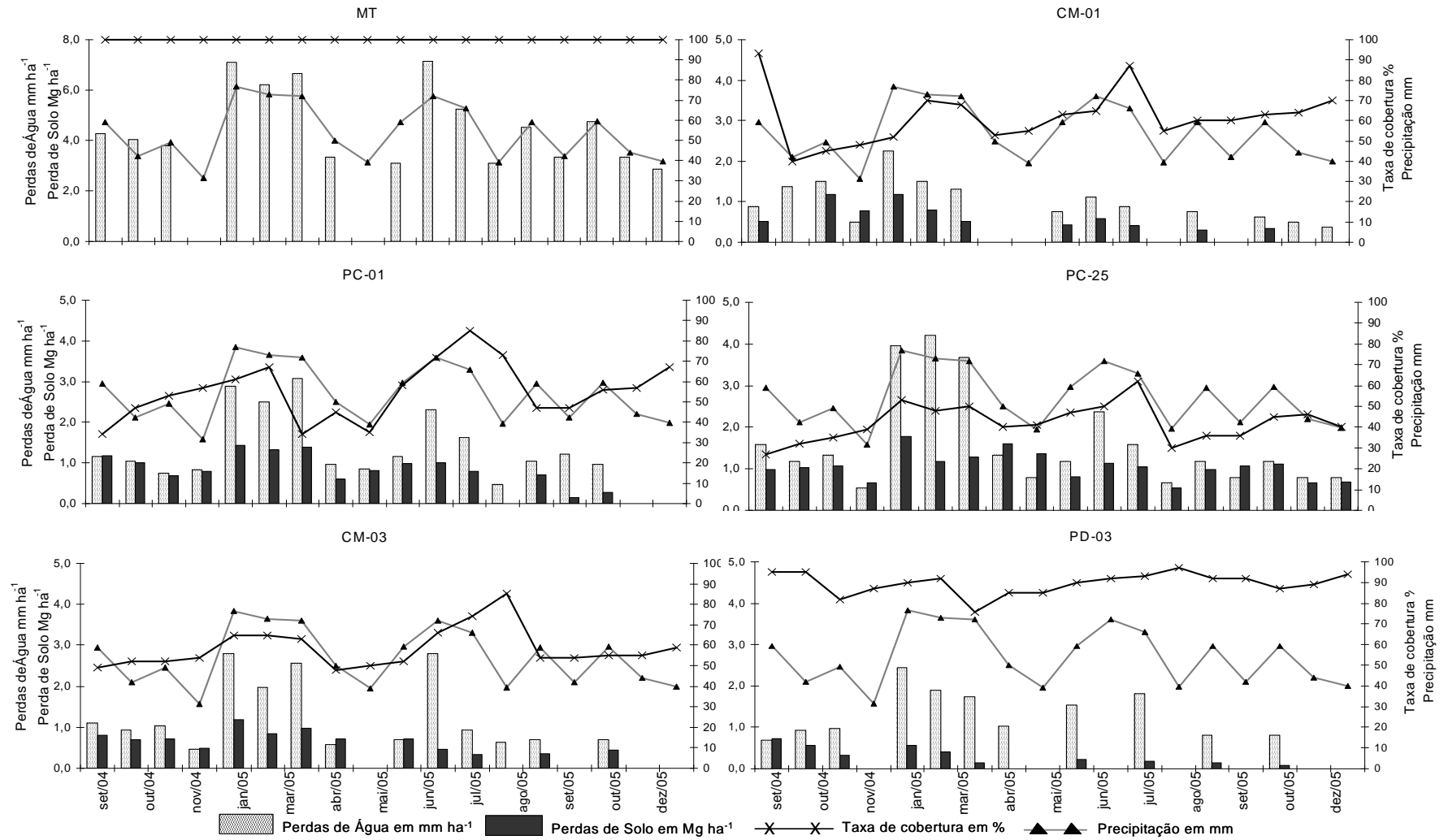


Figura 33. Comportamento geral das áreas de estudo para o período de setembro de 2004 a dezembro de 2005

precipitações. Isto indica que nesta área a dinâmica da água que entra no sistema é diferente daquela ocorrente nas áreas sob lavoura. Na figura 33 é possível observar que como a taxa de cobertura sempre foi 100% as perdas de água na MT foram regidas exclusivamente pelo volume precipitado. Silva e Oliveira (1999) avaliaram a relação entre precipitação e escoamento numa pequena microbacia com vegetação nativa no centro-oeste brasileiro. As perdas de água verificadas por estes autores foram decorrentes somente da magnitude de cada chuva.

Nas áreas cultivadas houve redução no volume de água perdido mas ocorreram perdas de solo (Figura 33).

Na área PD-03 a taxa de cobertura foi elevada durante todo o período do estudo, resultando em baixa perda de solo, as quais não ocorreram na maioria dos eventos. Já nas áreas em que ocorre redução na taxa de cobertura, as perdas foram maiores quanto maior era a variação na taxa de cobertura, como pode ser observado na comparação entre as áreas sob PC e CM. É importante lembrar que no sistema CM o preparo do solo no verão é feito somente na linha em que será plantado o fumo, por isso a taxa de cobertura reduz menos que no preparo realizado nas áreas sob PC.

Entre as áreas PC-01 e PC-25 as maiores perdas verificadas nesta última podem ser atribuídas também a redução da qualidade do solo e a maior produção de sedimentos (Estudo 1 e 2 respectivamente).

O CM-01 ao longo do período de estudo perdeu menos água que o CM-03, mas o padrão de perdas de solo apresentou pouca variação, especialmente no primeiro período do estudo. Este comportamento não era o esperado, uma vez que a área CM-01 é uma área nova, e portanto apresenta qualidade do solo superior ao CM-03, que esteve anteriormente sob PC e no momento da implantação das calhas Parshall estava entrando no quarto ano de sistema CM. Uma explicação para este fato é a redução da taxa de cobertura ocorrida no CM-01 no preparo de verão da safra de fumo 2004/2005. A análise da Figura 33 permite verificar que as maiores perdas nesta área ocorreram naquela época.

A análise da Figura 33 torna clara a importância da manutenção do solo coberto. Dados semelhantes foram obtidos por Barton et al. (2004) que avaliou as perdas de solo ao longo de cinco anos de em áreas sob PC, PR e PD. Estes

autores concluíram quem entre as práticas de controle da erosão adotadas a mais eficiente foi a manutenção do solo coberto

As perdas de solo e água demonstradas na Figura 33 ficam mais claras quando transformadas em taxas anuais, o que será discutido no item seguinte.

6.3.2 Taxas anuais de perda de solo e água

A precipitação total ocorrida nos dezoito eventos que geraram coletas em pelo menos uma das áreas foi de 973,6 mm. O volume de água escoado das áreas, expresso em lâmina de água, está demonstrado na Figura 34. A área que apresentou o maior escoamento foi a MT cujo total escoado foi 15,3 mm ha^{-1} , seguida do PC-01 com 11,89 mm ha^{-1} e PC-25 com 11,05 mm ha^{-1} .

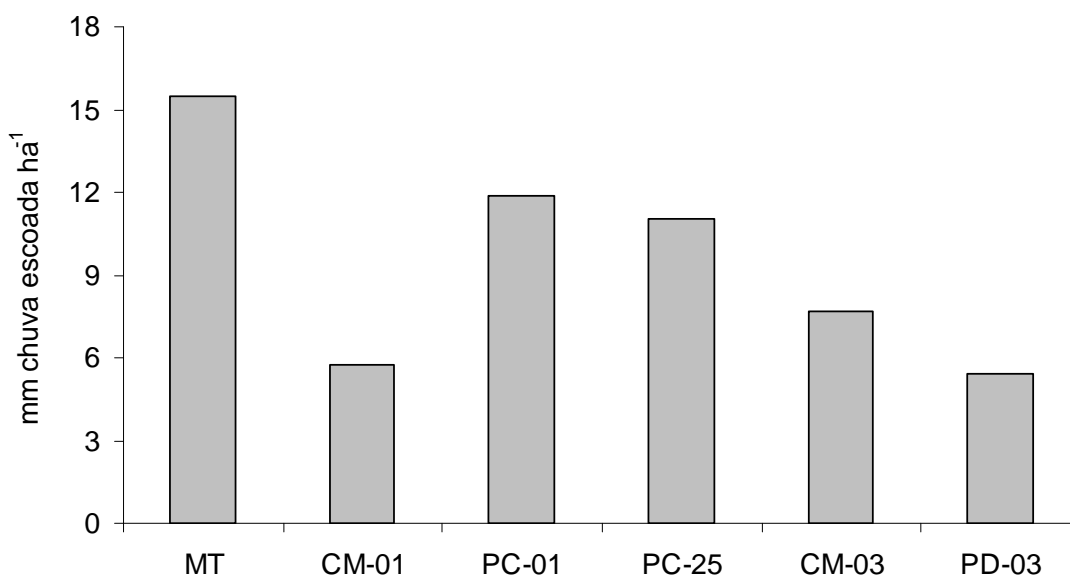


Figura 34. Lâmina de água escoada em relação ao volume total precipitado nas áreas de estudo da Microbacia Candido Brum.

O menor volume escoado foi verificado na área PD-03, que escoou 5,41mm ha^{-1} . Nas áreas sob cultivo mínimo o volume escoado também foi baixo, 5,72 mm ha^{-1} e 7,69 mm ha^{-1} respectivamente para CM-01 e CM-03.

Este efeito, de menor perda de água nas áreas de lavoura em relação a área de MT pode ser creditado ao efeito dos camalhões presentes nas áreas de lavoura. Estes camalhões atuam como barreiras que represam a água, impedido o livre escoamento. A Figura 35 demonstra uma área sob PC logo após uma precipitação, tornando visível o represamento da água. Porém este

efeito é limitado, quando se rompe a capacidade do camalhão reter água, perdas de solo ocorrem.

Na MT não ocorreram perdas de solo, ao passo que entre as áreas de lavoura, com exceção da área PC-01, que perdeu mais água que o PC-25, as perdas de solo seguiram a mesma tendência das perdas de água.



Figura 35. Efeito de represamento da água nos camalhões verificada em área sob plantio convencional (PC) na Microbacia Cândido Brum

Na Figura 36 está representada a taxa anual de perda de solo observada nas áreas estudadas. A área MT não apresentou perda de sedimentos sólidos. A maior taxa anual de perda foi observada na área PC-25 ($16,46 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}$), enquanto a menor perda foi observada no PD-03 ($2,65 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}$).

A área CM-01 apresentou taxa de perda de $6,02 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}$, enquanto a área CM-03 apresentou $8,45 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}$. Estes valores são muito próximos, o que não seria esperado, uma vez que área CM-01 apresenta maior qualidade de solo. Provavelmente a pequena diferença seja devida às elevadas perdas verificadas nesta área no primeiro ano do estudo. No entanto, as duas áreas sob CM apresentaram perdas inferiores às verificadas nas áreas sob PC, indicando que a adoção de CM nas áreas de fumo pode ser uma estratégia viável para reduzir as perdas via erosão.

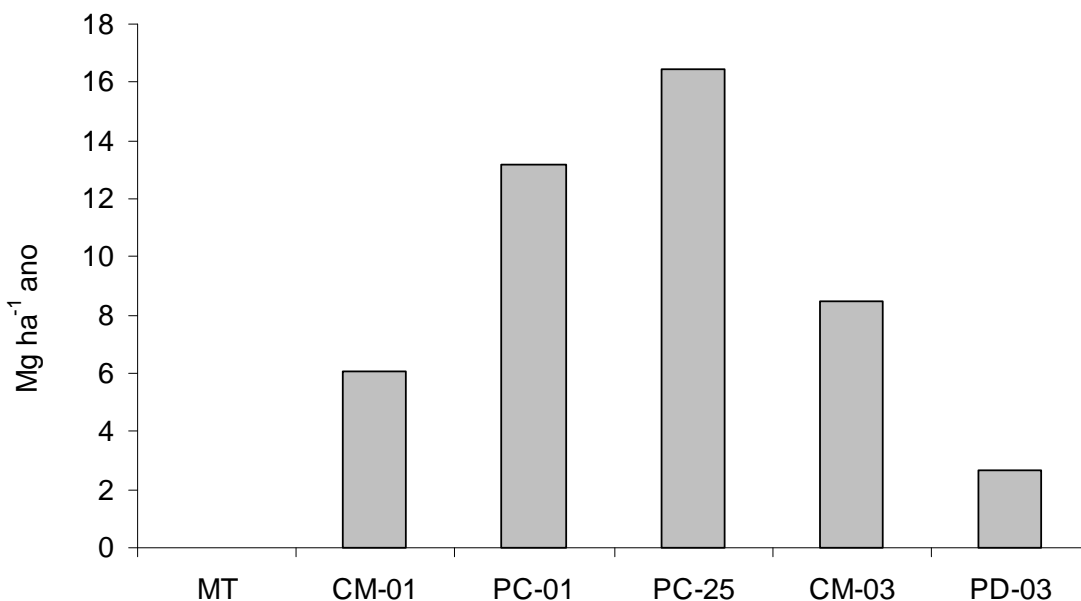


Figura 36. Taxas anuais de perdas de solo obtidas em calhas Parshall nas áreas de estudo na Microbacia Candido Brum.

Os valores obtidos para as taxas de perda anual de solos são semelhantes aos obtidos por Hernani et al. (2002) que encontraram perdas de 15 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para área sob PC e 2,5 Mg ha⁻¹ ano para áreas sob PD. Jacinthe et al. (2004) conduziram estudo semelhante em microbacias com declividade variando entre 6 e 12% com solo similar ao do presente estudo, e encontraram perdas de solo sob PD da ordem de 2,72 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. As perdas verificadas no sistema PC por estes autores foram de 6,23 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, muito inferiores às verificadas no presente estudo.

Os efeitos do preparo do solo, realizado duas vezes ao ano nas áreas sob PC favorecem a erosão. Embora a rugosidade superficial seja elevada devido a formação do camalhão, quando há formação de lâmina superficial suficiente para romper esta barreira mecânica ocorrem perdas.

Pelegri (2006) avaliou as perdas de solo em lavoura de fumo sob PC, CM e PD em situações de CM e PC sobre pousio ou sobre palhada de aveia e PD com camalhão consolidado ou sem camalhão, e verificou que as perdas eram maiores no PC seguido do CM, correlacionando-se diretamente com a taxa de cobertura do solo. A mesma tendência foi verificada no presente estudo. Mesmo em precipitações de baixo volume ocorriam perdas de solo no PC se a taxa de cobertura fosse baixa. Quando a taxa de cobertura era alta e

a precipitação era igualmente alta, também ocorriam perdas, indicando a fragilidade deste sistema.

A Figura 37 ilustra dois momentos de perda de solo devido ao escoamento superficial na área PC-01.



Figura 37. Indício de escoamento superficial verificadas em áreas sob plantio convencional. Implantação da safra 2003/2004(a) e área no final da safra 2004/2005 (b) e Volume de precipitação de 62 e 59 mm respectivamente.

As perdas de solo e água em solos sob uso agrícola além de reduzirem a qualidade do solo representam um risco de contaminação ambiental, decorrente da possibilidade de exportação de contaminantes para os corpos hídricos.

Entre os elementos que podem ser exportados juntamente com sedimentos e água, o CO provavelmente é o que apresenta maiores implicações tanto para a perda da qualidade do solo quanto para o potencial de contaminação do ambiente.

6.3.3 Exportação de carbono orgânico

A adição de biomassa em solos sob cultura do fumo é baixa devido a remoção da parte aérea da cultura, assim sistemas de manejo que favoreçam a manutenção do carbono orgânico (CO) e a redução das exportações via

erosão são mais viáveis no contexto de qualidade do solo e do ambiente. A Figura 38 apresenta um diagrama do fluxo de CO nas áreas estudadas.

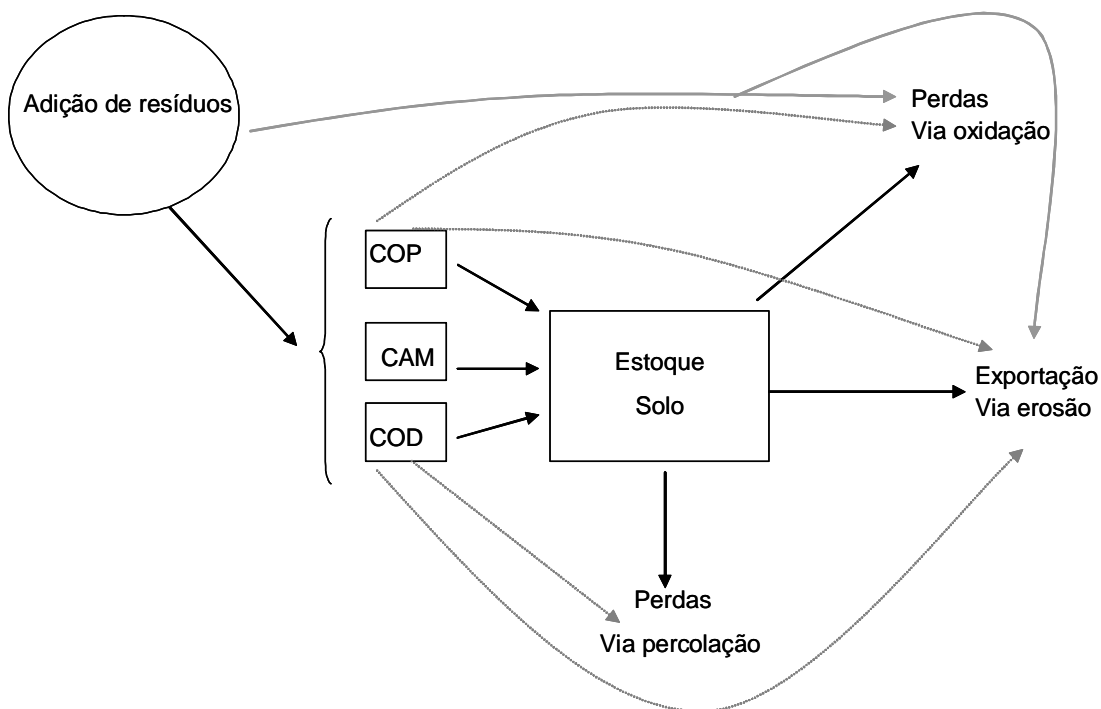


Figura 38. Diagrama do fluxo de carbono orgânico nas áreas de estudo na Microbacia Candido Brum. COP = carbono orgânico particulado, CAM= carbono orgânico associado a minerais e COD = carbono orgânico dissolvido. Linha → indica que a fração foi incorporada ao estoque, Linha → indica perda direta, sem passar pelo estoque do solo.

Do CO adicionado pelos resíduos vegetais, uma parte será perdida via oxidação e outra parte irá compor o estoque do solo na forma de COP, CAM ou COD. A observação do comportamento geral das áreas indica que estas frações podem ser perdidas do estoque, ou seja, após terem sido integradas a este, ou no caso das frações COP e COD antes mesmo de terem sido incorporadas ao estoque.

A Figura 39 contém as taxas anuais de exportação de COT e das frações que o compõem (carbono orgânico associado a minerais, CAM, e carbono orgânico particulado, COP).

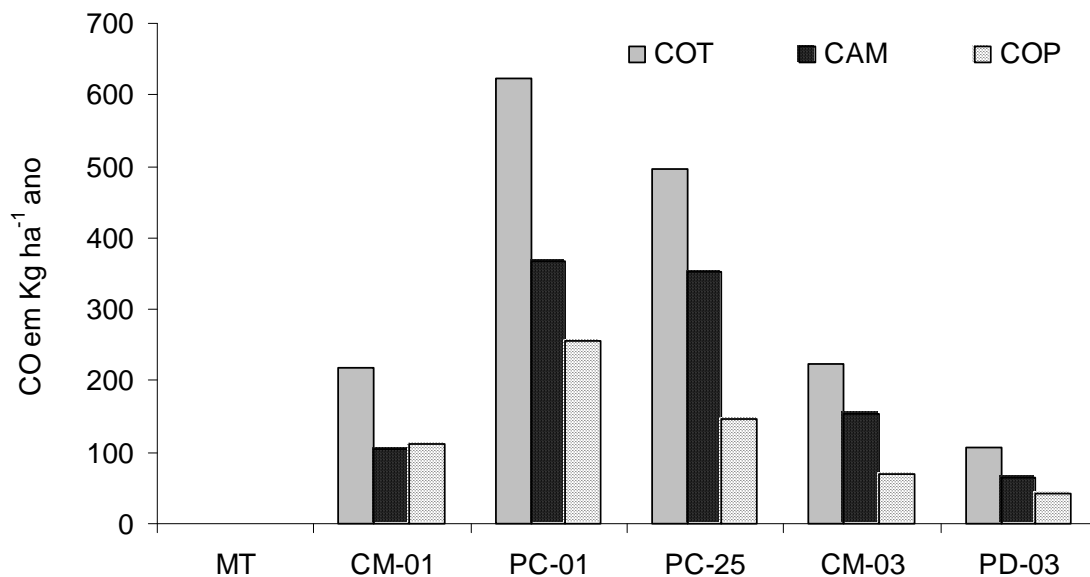


Figura 39. Taxa anual de exportação de carbono orgânico associado aos sedimentos sólidos coletados em calhas Parshall nas áreas de estudo na Microbacia Candido Brum. COP = carbono orgânico particulado, CAM= carbono orgânico associado a minerais e COT= carbono orgânico total

Na MT não ocorreram perdas de solo, portanto não houve exportação de CO associado a sedimentos sólidos.

As maiores taxas de exportação foram verificadas na área PC-01, cuja exportação de COT foi de 622 kg ha⁻¹ ano, seguido do PC-25 com 497 kg ha⁻¹ ano. Embora as perdas de solo tenham sido maiores nesta última área, a concentração de CO nos sedimentos era menor, resultando em menor exportação. Outro fato importante é que a fração COP exportada na área PC-01 é 43% maior que no PC-25 enquanto a fração CAM é 5% maior. Provavelmente estas diferenças devem-se ao histórico anterior da área PC-01. Esta área era mata até 2002, quando foi convertida a lavoura de fumo. O excessivo revolvimento do solo, associado ao uso de adubos contendo sódio (item 4.3.2.2 Estudo 1) resultou em rompimento dos agregados e liberação de carbono anteriormente protegida intra-agregados, além de acelerar a exportação de COP ainda não integrado ao estoque do solo advindo da remoção da vegetação nativa. O mesmo pode ser verificado na área CM-01 em que a taxa de exportação de COT foi de 217 kg ha⁻¹ ano, dos quais 129 kg ha⁻¹ ano foram exportados na forma de CAM e 112,25 kg ha⁻¹ ano na forma de COP.

As menores taxas de exportação foram obtidas na área PD-03, devido a baixa taxa de perda de solos. As taxas foram de 107, 65 e 42 kg ha⁻¹ ano respectivamente para COT, CAM e COP.

A exportação foi maior nas áreas sob PC, seguidas daquelas sob CM e por fim o PD. Owens et al. (2004) encontraram resultando semelhante ao avaliarem as taxas de exportação de CO em sedimentos provenientes de áreas sob PD, PC e PR (preparo reduzido). Após o primeiro ano de cultivo a exportação de CO no sistema PC reduziu o estoque de CO no solo a 46% do estoque observado no PD. No presente trabalho, o Estudo 1 (item 4.3.2.1) demonstrou que na área PC-01 ocorreu redução do estoque de CO de 34% em apenas um ano de cultivo, é provável que boa parte desta redução tenha decorrido da exportação da fração COP daquele solo.

A Figura 40 apresenta os dados obtidos para exportação do carbono orgânico dissolvido (COD).

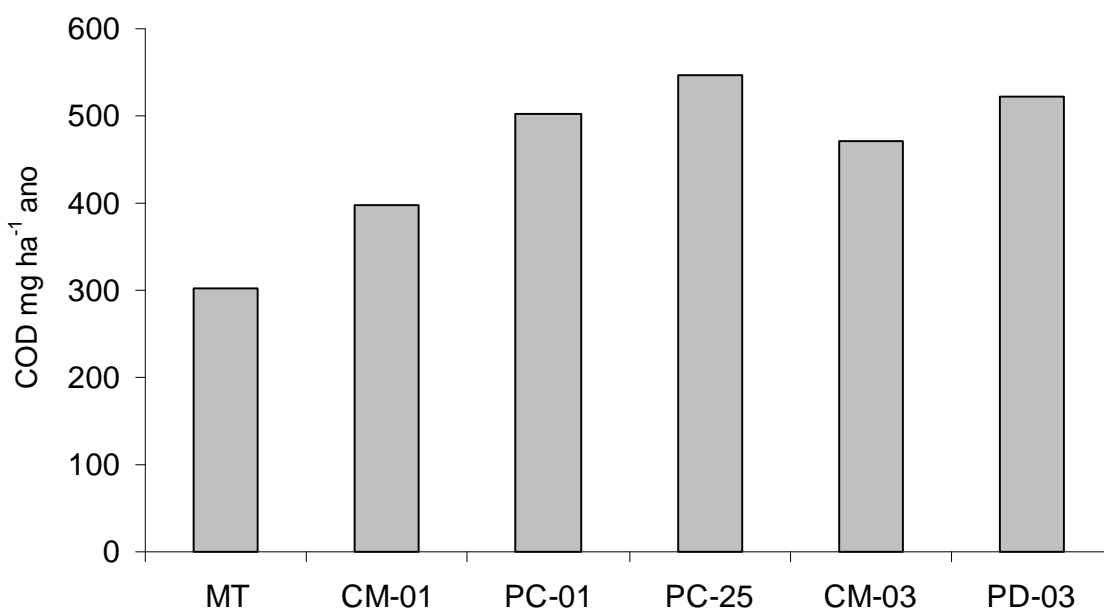


Figura 40. Taxa anual de exportação de carbono orgânico dissolvido (COD) coletado em calhas Parshall nas áreas de estudo na Microbacia Candido Brum.

Embora a MT tenha sido a área que apresentou a maior taxa de escoamento, as maiores taxas de exportação de COD foram verificadas nas áreas PC-25 (546,8 mg ha⁻¹ ano) seguido do PD-03 (522,2 mg ha⁻¹ ano) e PC-01 (501,27 mg ha⁻¹ ano).

Nas áreas PC-25 e PC-01 a exportação ocorreu na forma de pulsos sazonais, com elevadas quantidades deixando a área nos momentos de preparo do solo ou em eventos de volume precipitado alto. Já na área PD-03 as exportações ocorriam com menor frequência, uma vez que esta área apresentou a menor taxa de escoamento, mas quando ocorriam eram sempre elevadas.

Na área CM-01 a taxa de exportação foi de $396 \text{ mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ enquanto na área CM-03 foi de $470 \text{ mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. A redução da exportação de COD nestas áreas em relação as áreas PC-01 e PC-25 pode ser explicada pela redução do revolvimento, já que nestas últimas as perdas se elevavam nos períodos de preparo do solo.

Na MT não foi verificada sazonalidade nas exportações de COD, discordando dos resultados obtidos por Ndam Ngoupauou et al., (2005); Ouyang (2003) e Cole e Caraco (2001). A taxa de exportação nesta área foi a menor, $302 \text{ mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

A exportação de COD representa uma redução na qualidade do solo, uma vez que esta fração apresenta grande quantidade de cargas e alta labilidade, estando diretamente relacionada a ciclagem de nutrientes e fornecimento de energia para a microbiota. Sistemas que adicionam mais CO ao solo propiciarão a elevação do conteúdo de COD, o que é benéfico, desde que as perdas por escoamento sejam reduzidos, pois esta fração do carbono orgânico é também associada a movimentação de poluentes e metais pesados no solo e deste para os corpos hídricos, comprometendo assim a qualidade ambiental.

6.3.4 Taxa de enriquecimento de sedimentos (TES) e Taxa de exportação sedimentos (TEXS)

A taxa de enriquecimento dos sedimentos (TES) observada nas calhas Parshall foi maior que a obtida nos amostradores de colúvio (item 5.3.6, Estudo 2) para o COT e também para as frações CAM e COP em todas as áreas de lavoura, com exceção apenas da fração CAM para a área PC-25. Estes resultados podem indicar que maior movimentação sobre a área favorece a TES, uma vez que as calhas Parshall estavam instaladas no exutório das áreas

enquanto os amostradores de colúvio distribuíam-se nos segmentos das encostas das áreas de estudo.

Novamente é preciso ressaltar que a TES do COT não significa a soma da TES das frações CAM e COP, mas a comparação entre a TES obtida para o COT, CAM e COP (Figura 41) indica que a taxa de enriquecimento do COT esta mais associada à taxa de enriquecimento da fração COP.

Em todas as áreas sob cultivo a taxa de enriquecimento dos sedimentos foi maior para a fração COP que para a fração CAM, sugerindo que a exportação da primeira foi maior que da segunda. A fração COP é composta principalmente por resíduos vegetais em fase inicial de decomposição, por isso sua exportação pode ter reflexos diretos na qualidade do solo.

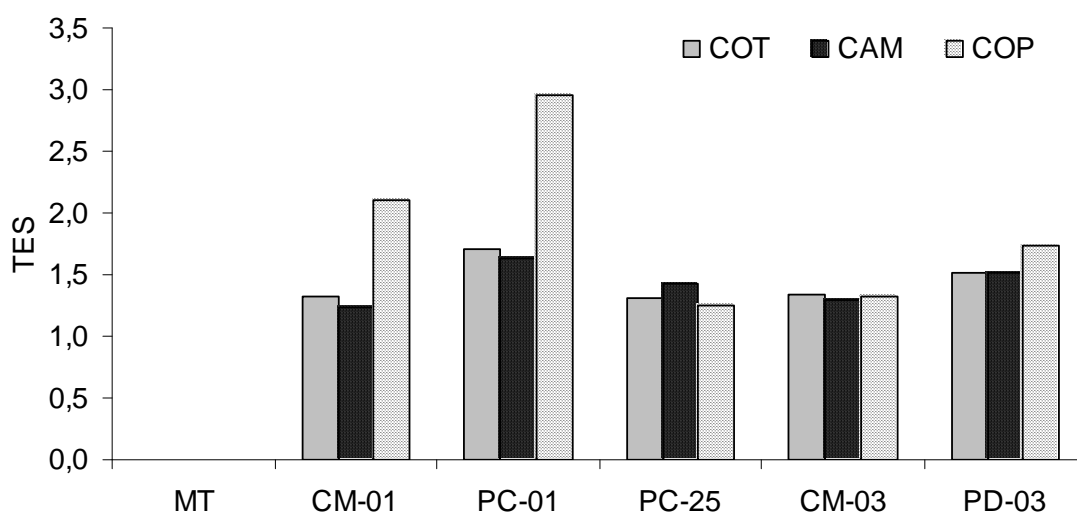


Figura 41. Taxa de enriquecimento de sedimentos (TES) observada no carbono orgânico total (COT) e nas frações carbono orgânico associado a minerais (CAM) e carbono orgânico particulado (COP) dos sedimentos coletados em calhas Parshall na Microbacia Candido Brum.

Considerando-se os manejos, a maior taxa de enriquecimento na fração COP foi verificada na área PC-01 (2,95) seguida da área CM-03 (2,10). Estes valores de TES refletem principalmente a diferença entre os manejos, já que as duas áreas estão recentemente sob cultivo e anteriormente eram mata. Ao comparar-se a TES obtida ainda para a fração COP para estas áreas com aquela obtida para as áreas antigas (PC-25, CM-03, PD-03) percebe-se que ocorre uma redução nos valores de TES, o que é condizente com os dados obtidos por Owens e Shiptalo, (2004). Estudos destes autores mostraram que

áreas que estão há mais tempo sob cultivo exportam menos COP que áreas recentes. Novamente o padrão de TES obtidos nas calhas Parshall indica que a redução do estoque de CO verificado no Estudo 1 deve estar associado aos processos de exportação deste elemento via erosão.

A área PD-03 apresentou a maior TES entre as áreas antigas, cabe lembrar que esta área no momento da implantação das calhas Parshall encontrava-se sob PD a 4 anos, portanto a maior TES provavelmente é devida ao aumento da adição de biomassa e conseqüente aumento da fração COP na superfície do solo. Na área CM-03 também ocorreu aumento da TES em relação a área PC-25, mas não na mesma proporção da área PD-03.

Embora neste contexto o TES das áreas PD-03 e CM-03 reflita o aumento da adição de resíduos nestes sistemas e a redução das condições de oxidação do CO, a exportação da fração COP não é um fator positivo no contexto da qualidade do solo ou no contexto ambiental. Esta fração apresenta alta labilidade e ao deixar o solo que lhe deu origem, aumenta a possibilidade de oxidação.

Para a fração CAM também houve enriquecimento em todas as áreas sob cultivo, sendo a maior TES verificada na área PC-01 (1,63) seguida da área PD-03 (1,53). A fração CAM é composta pelo CO que já passou pelo processo de mineralização e encontra-se estabilizado na fração mineral. TES elevadas para esta fração significa redução direta no estoque de CO do solo.

A taxa de exportação de sedimentos (TEXS) das áreas de estudo teve embasamento teórico no conceito de taxa de entrega de sedimentos (SDR, item 2.6.2 da Revisão de Literatura) e foi calculada com base nos dados de movimentação de sedimentos obtidos no Estudo 2 (item 5.3.4). Os resultados foram expressos na forma de porcentagem para facilitar a discussão. Os valores obtidos estão demonstrados na Figura 42.

O maior valor de TEXS foi obtido na área PC-25, que apresentou TEXS de 65%, o que significa que nesta área a maior parte dos sedimentos produzidos são rapidamente exportados.

As áreas CM-01, PC-01, CM-03 apresentaram TEXS de 42%, 53% e 51% respectivamente, o que significa que metade dos sedimentos produzidos são exportados. Na área PD-03 a TEXS verificada para o período de estudo foi de 38%, sendo o menor verificado na área, o que é condizente com a elevada taxa

de cobertura verificada nesta área. Da mesma maneira, a redução na TEXS especialmente na área PC-01 em relação a área PC-25 é devido a melhoria do manejo, com aumento das taxas de cobertura no inverno de 2005, reduzindo a exportação de sedimentos.

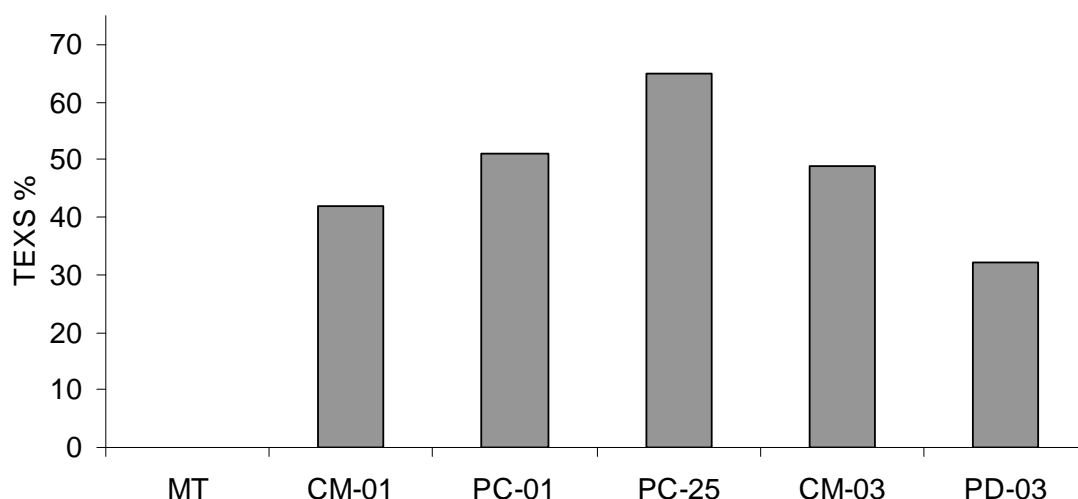


Figura 42. Taxa de exportação de sedimentos observada nas áreas de estudo na Microbacia Candido Brum.

De forma aproximada, pode-se comparar os valores de TEXS obtidos neste estudo com os valores da taxa de entrega de sedimentos (SDR) existentes na literatura. Jinxing (2002) cita variações de SDR entre 5 a 20% para área em que o uso predominante é vegetação nativa chegando a 15 a 35% em áreas predominantemente agrícolas, com declividades médias entre 5 a 12%. É importante lembrar que o SDR é um índice utilizado para o exutório da bacia hidrográfica, e no presente estudo a TEXS foi obtida para o exutório das encostas das áreas de lavoura, não significando portanto que os sedimentos captados na encosta passarão rapidamente para o exutório da bacia.

Os valores obtidos neste estudo são superiores aos de Jinxing (2002) para todas as áreas, evidenciando o efeito escala. A quantidade de sedimentos que deixou a área da encosta e foi captada nas calhas Parshall, foi menor que a quantidade de sedimentos produzidos nas encostas, e provavelmente também é menor que a quantidade de sedimentos que de fato chega ao exutório da bacia, devido às oportunidades de deposição no trajeto entre a encosta fonte e o canal de drenagem, e deste ao exutório da bacia.

6.3.5 Análise probabilística baseada em Rede Bayesiana

As taxas anuais de perda e exportação obtidas neste estudo representam um recorte no tempo, num período relativamente curto, de forma que as incertezas associadas aos resultados são elevadas. Para contornar as incertezas presentes nos resultados obtidos realizou-se a análise de probabilidade por redes Bayesianas (Pearl, 1988, 2000).

A Figura 43 apresenta o grafo gerado a partir da interpretação de todas as relações presentes nas áreas de estudo.

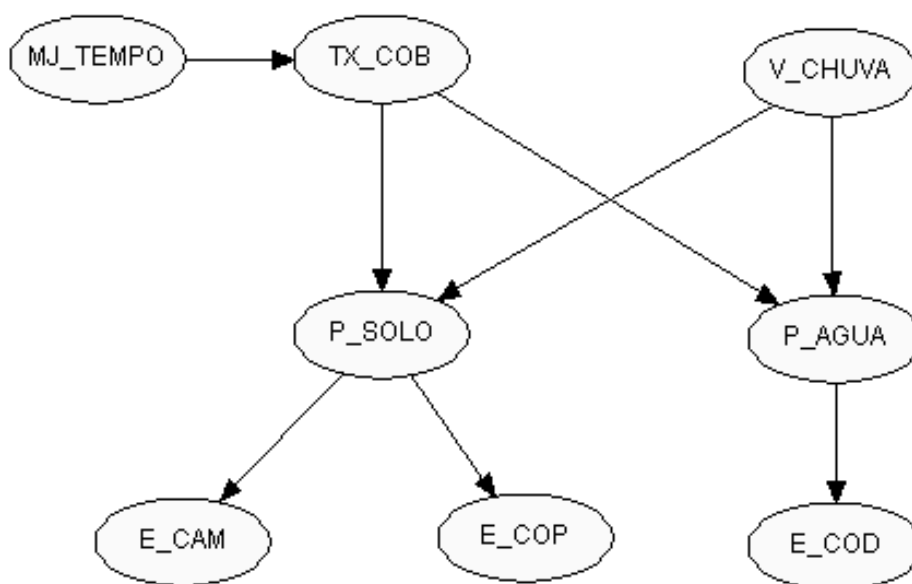


Figura 43. Grafo representativo das relações relevantes para análise probabilística por rede Bayesiana a partir dos resultados obtidos nas calhas Parshall das seis áreas de estudo. (MJ_TEMPO = tipo de manejo e tempo de adoção; TX_COB = taxa de cobertura do solo; V_CHUVA = volume de chuva precipitado; P_SOLO = perda de solo; P_ÁGUA = volume de água perdido; E_CAM = exportação de carbono associado a minerais; E_COP = exportação de carbono orgânico particulado; E_COD = Carbono orgânico dissolvido exportado)

A combinação de todas as coletas realizadas nos 18 eventos ocorridos durante o período de estudo gerou uma base de 108 casos com oito variáveis que se combinavam de diversas formas. A escolha das variáveis, a definição das classes e a determinação das relações causais foi baseada nos resultados

obtidos a campo, na experiência e literatura sobre o conhecimento em questão. As tabelas de probabilidade *a priori* associadas a cada variável foram obtidas a partir da base de casos. É importante salientar que a rede construída não permite, e tampouco se pretende, generalizar o conhecimento a respeito do tema, mas tão somente representar de uma forma alternativa as variáveis de interesse e as relações observadas no estudo.

O grafo representado na Figura 41 foi simplificado para possibilitar a demonstração. As flechas indicam a direção de influência (ou direção de causalidade) mais importante. Por exemplo o tipo de manejo e o tempo de adoção do mesmo interferem nas perdas de solo e água, na medida em que reduzem ou aumentam a qualidade do solo, mas a principal interferência do sistema de manejo nos processos de perda e exportação verificados nas calhas foi através da taxa de cobertura, sendo esta a variável de ligação entre o manejo e as perdas de solo e água.

As probabilidades *a priori*, resultantes das relações detectadas entre todos os casos, assim como as probabilidades da Árvore de Evidências, resultantes da propagação global inicial, referem-se ao comportamento conjunto de todas as áreas, e por isso não serão discutidas, uma vez que a proposta é diferenciar os sistemas de manejo.

Para a caracterização dos casos e obtenção das probabilidades *a priori*, as variáveis perda de solo, exportação de COD, CAM e COP foram discretizadas em classe baixa, média e alta. A variável perda de água foi discretizada em classe baixíssima, baixa, média e alta. Os intervalos correspondentes a cada classe estão demonstrados na Tabela 16.

Tabela 16. Intervalos representados nas classes discretas das variáveis perda de água, perda de solo, exportação de carbono orgânico dissolvido (E_COD), exportação de carbono associado a minerais (E_CAM) e exportação de carbono orgânico particulado (E_COP).

variável	Unidade	classe			
		Baixíssima	Baixa	Média	Alta
Perda Água	L ha ⁻¹	0 - 90	91 - 200	201 - 500	<500
E_COD	mg L ha ⁻¹	x	0 - 20	21 - 60	<60
Perda Solo	Mg ha ⁻¹	x	0 - 0,3	0,31 - 1,0	<1,0
E_CAM	Kg ha ⁻¹	x	0 - 15	16 - 30	<30
E_COP	Kg ha ⁻¹	x	0 - 10	11 - 20	<20

As precipitações que geraram coletas nas calhas Parshall variaram entre 32 e 79 mm, sendo classificadas em volume baixo (menor que 40mm), médio (entre 41 e 60mm) e alto (61 a 80mm). A probabilidade obtida para a distribuição das precipitações indica que 22% dos eventos que ocorrem são de volume baixo, 50% são médios e 28% são altos. Como as perdas mais significativas ocorreram nos eventos médios e altos, estas duas classes foram evidenciadas para obterem-se as probabilidades de perdas e exportação para cada uma das áreas de estudo.

Na Tabela 17 estão as distribuições de probabilidade para as perdas de solo e água e exportação de COD, CAM e COP em eventos de médio e alto volume precipitado. As demais variáveis foram mantidas com a distribuição de probabilidades a priori, ou seja para obterem-se as probabilidades demonstradas na Tabela 17 considerou-se que os sistemas de manejo mantiveram as mesmas características, e que a taxa de cobertura apresenta a mesma distribuição característica de cada manejo, alterando-se apenas o volume precipitado. A distribuição das probabilidades portanto demonstra a expectativa de perdas de solo e água e exportação de carbono na ocorrência de eventos de volume médio e alto.

Evidenciando-se precipitações de volume médio a probabilidade de perdas de água na MT concentra-se entre as classes baixa e média, que totalizam 73% das probabilidades de perda, e a probabilidade de perda alta é de 20%. Entre as áreas de lavoura as áreas CM-01, PC-01, PC-25 e CM-01 concentraram a probabilidades de perda de água nas classes baixíssima e baixa, porém com variação na magnitude entre estas classes.

A área PC-25 apresenta maior probabilidade de perda baixa (64%). Isto significa que na ocorrência de chuvas de volume médio na área PC-25 64% das perdas de água estará entre 91- 200 L ha⁻¹, o que indica que este é o sistema com maior suscetibilidade de perda de água entre estas áreas.

O PD-03 apresentou tendência diferenciada das outras áreas com probabilidades de perdas de água mais distribuídas entre todas as classes. Neste sistema a análise verificou 45% de probabilidade de perdas baixíssimas, 22% de perdas baixas, 18% de perdas médias e 14% de perdas altas. Porém quando se evidencia precipitação de volume alto a área PD-03 apresenta 41%, 41% e 18% de probabilidade de perdas de água baixa, média e alta,

Tabela 17. Distribuição das probabilidades de perdas de solo e água e exportação de carbono orgânico dissolvido (COD) carbono orgânico associado a minerais (CAM) e carbono orgânico particulado (COP) na ocorrência de precipitações de volume médio (41 a 60 mm) e alto (61 a 80mm) para as áreas de estudo na microbacia Candido Brum, BB= classe baixíssima, B= classe baixa, M= classe média, A= classe alta

Volume de precipitação média																
	Perda de água				COD exportado			Perda de Solo			CAM exportado			COP exportado		
	BB	B	M	A	B	M	A	B	M	A	B	M	A	B	M	A
MT	07	28	45	20	71	22	1	90	10	0	0	0	0	0	0	0
CM-01	51	46	1,4	1,6	61	31	8	20	70	10	61	35	4	63	32	5
PC-01	52	48	0	0	61	30	9	16	72	12	60	35	5	62	33	5
PC-25	35	64	0	0	64	26	11	8	70	22	40	53	7	55	37	8
CM-03	47	53	0	0	62	29	9	14	70	16	57	38	5	59	35	6
PD-03	45	22	18	14	66	30	4	60	40	0	78	22	0	78	20	2
Volume de precipitação alta																
	Perda de água				COD exportado			Perda de Solo			CAM exportado			COP exportado		
	BB	B	M	A	B	M	A	B	M	A	B	M	A	B	M	A
MT	0	20	25	55	76	14	10	75	25	0	95	5	0	90	10	0
CM-01	0	7	33	60	23	76	1	7	33	60	27	52	21	44	43	13
PC-01	0	3	37	60	22	77	1	3	32	65	22	55	23	41	45	14
PC-25	0	1	6	93	33	66	1	0	4	96	3	64	33	30	50	20
CM-03	0	2	22	76	27	73	0	3	22	75	17	57	26	38	46	16
PD-03	0	41	41	18	13	80	7	41	40	19	65	29	6	70	25	5

respectivamente, enquanto todas as outras áreas concentraram as probabilidades de perda nas classes média e alta, com maior probabilidade para classe alta.

Embora a probabilidade de ocorrência de precipitações de volumes médios seja maior que a de volumes altos este comportamento indica que a expectativa de perdas de água de fato é maior nas áreas sob PC.

Para a exportação de COD em volume precipitado médio tanto a MT quanto as áreas sob cultivo apresentaram probabilidades de perda concentradas na classe baixa com pouca variação na magnitude. Nesta classe de evento a probabilidade de que ocorram exportações altas de COD foi de 11% para o PC-25, 9% para PC-01 e CM-03, 8% para o CM-01, 4% para o PD-03 e 1% para MT. Quando se evidencia a precipitação de volume alto todas as áreas de lavoura passam para probabilidade de exportações médias, enquanto na MT continuam as probabilidades baixas. Outro fator importante da análise é que a área PC-25 que apresentou a maior taxa anual de exportação de COD apresentou probabilidade de perdas médias menor que todas as demais áreas, o que indica que a expectativa de que as perdas de COD continuem sendo elevadas naquela área é baixa. Ou seja, a taxa anual de exportação de COD reflete os dados concretos obtidos, mas a análise conjunta de todas as variáveis envolvidas no processo que gera a exportação de COD indica que não há expectativa de perdas altas. Isto é coerente com a redução de qualidade em que a área se encontra. Por outro lado, a área PD-03 apresentou a segunda maior taxa de exportação anual de COD, e na análise apresentou respectivamente 80% e 7% de probabilidades de exportações médias e altas de COD. Dois fatores estão embutidos neste resultado, o primeiro é que no PD-03 as adições de CO são contínuas, possibilitando a elevação do COD na área e conseqüentemente as perdas, o segundo é que a exportação de COD depende da perda de água, e as probabilidades de perda de água para o PD-03 em volume precipitado alto tenderam para baixas e médias. As classes de exportação de COD foram baseadas nas exportações expressadas em concentração de COD por litro por hectare, perdas altas significam concentrações altas combinados com volumes altos, e a rede gerada a partir dos casos não detectou possibilidade de ocorrência desta combinação para o PD-03.

Com relação as perdas de solo, quando evidencia-se eventos de precipitação média, as áreas CM-01, PC-01, PC-25 e CM-03 concentram as probabilidades de perda na classe média, enquanto o PD-03 concentra na classe baixa. Combinado este resultado com as probabilidades de perda de água, que nas áreas CM-01, PC-01, PC-25 e CM-03 concentraram-se em perdas baixas, pode-se inferir que nestas área existe mais de 60% de possibilidade de perdas de solo entre 0,31 a 1,0 Mg ha⁻¹ mesmo que o escoamento gerado seja baixo. Se o evento for de volume alto estas mesmas áreas concentram as probabilidades de perdas de solo na classe alta, enquanto no PD-03 a distribuição passa a ser de 41%, 40% e 19% de probabilidade respectivamente para perdas baixas, médias e altas, indicando que o volume precipitado teve menos influência sobre a perda de solo neste sistema que nos demais.

Embora nunca tenham ocorrido perdas reais de solo na MT a análise de probabilidades indicou a possibilidade de perdas de solo nesta área. Este resultado assim como as probabilidades de exportação de CAM e COP nesta área são um indicativo do grau de incerteza contido nos dados. Ou seja, sabe-se que não ocorrem perdas na MT, mas a análise das relações envolvidas demonstra que há esta possibilidade ou porque o número de casos é muito pequeno para que seja possível zerar as probabilidades de perdas nesta área ou porque a relação entre taxa de cobertura e perda de solo não foi suficientemente consistente, uma vez que esta área apresentou 100% de taxa de cobertura em todo o período.

Com relação a exportação de CAM quando se evidencia precipitações de volume médio as áreas CM-01, PC-01 e CM-03 e PD-03 concentram as probabilidades de exportação na classe baixa e a área PC-25 concentra na classe média. Se o evento evidenciado é alto entre as áreas de lavoura apenas o PD-03 mantém a probabilidade de exportação baixa, as demais áreas concentram na classe média. No entanto, nenhuma área concentrou as probabilidades de exportação na classe alta, como ocorreu para perda de solo. Embora exista uma ligação direta entre a exportação de CAM e a perda de solo as probabilidades não demonstram linearmente esta relação, ou seja, a probabilidade de perda de solo não foi agregada na probabilidade de exportação de CAM. O mesmo ocorreu para a exportação de COP, que na

evidência de precipitação média concentrou-se na classe de exportação baixa para todas as áreas, e quando evidenciada precipitação alta distribuiu-se entre as classes baixa e média, com exceção do PD-03, que mantém praticamente a mesma distribuição de probabilidades de exportação de COP para ambas as classes de precipitação.

As pequenas diferenças probabilísticas verificadas entre as áreas sob PC e CM indicam que o grau de incerteza contido nos dados não permitiu a diferenciação destes dois sistemas. Embora as tendências de redução de perdas e exportações verificadas a campo e nos dados obtidos nas áreas sob CM tenham se mantido na distribuição de probabilidades, esta ocorreu em pequena magnitude. Já para o PD-03 as diferenças na distribuição das probabilidades ocorreram de forma mais clara, indicando que as relações verificadas na rede de análise são mais consistentes e resultam de diferenças advindas do manejo.

6.3.6 Qualidade ambiental dos sistemas de manejo

Danos ambientais em áreas agrícolas geralmente estão associados a contaminação da água de superfície por sedimentos sólidos ou por elementos químicos resultantes da lixiviação, percolação ou escoamento superficial da água precipitada sobre as áreas de lavoura.

Os dados obtidos demonstram que nas áreas sob PC os riscos de contaminação são elevados. Nestas áreas ocorrem perdas de solo e exportação de COT e suas frações (CAM, COP e COD), o que facilmente resulta em perda da qualidade da água dos rios. Além disso, a análise de probabilidades mostrou que estas áreas tendem a apresentar perdas de solo média a altas, o que significa que ainda que as exportações de COT e suas frações tendam para baixas e médias, o risco de contaminação é elevado, pois a fração mineral do solo também apresenta cargas elétricas capazes de carrear elementos químicos derivados de agrotóxicos para os corpos hídricos, além de outras formas de degradação, como a elevação da turbidez e assoreamento. As áreas sob CM não se diferenciaram o suficiente das áreas sob PC para garantir a qualidade ambiental desejada, embora tenham apresentado comportamento melhor que o PC, ainda apresentam padrão de perdas muito

semelhante, e conseqüentemente padrão de risco de contaminação também semelhante. O sistema PD apresentou redução do risco de contaminação por sedimentos sólidos, confirmada pela análise de probabilidades, mas apresenta a possibilidade de exportação de COD ainda elevada, tanto nos dados obtidos a campo como na análise de probabilidade. Embora a probabilidade de exportação de COD seja condicionada pela perda de água, e isto favoreça a qualidade ambiental neste sistema, é importante lembrar que somadas as classes medias e altas, este sistema apresenta 34% de chances de exportação de COD em eventos médios e 87% de chances de exportação em eventos altos. Isto significa que embora a probabilidade de perda de água seja muito menor no PD, quando ela ocorrer será acompanhada de conteúdos médios a altos de COD, e assim os riscos de contaminação ambiental se elevam para este aspecto.

Um aspecto relevante do entendimento da qualidade ambiental no entanto é definir qual qualidade ambiental se esta buscando. Certamente a qualidade correspondente a um ambiente intocado pelo homem não é possível num contexto agrícola, sobretudo em áreas sob agricultura familiar, nas quais o uso do solo é mais intenso. Uma análise da qualidade ambiental exequível nestas áreas deve portanto passar pelo entendimento das mudanças que ocorrerem nos sistemas e no sistema (ambiente) como um todo. Deve-se buscar entender quais as novas relações e propriedades que emergem do uso da terra e como estas propriedades “comunicam-se” com o ambiente.

6.4 CONCLUSÕES

As perdas de solo foram maiores nas áreas sob PC, seguidas das áreas sob CM. As menores perdas de solo ocorreram na área sob PD. Entre as áreas sob PC as perdas foram maiores na área PC-25, devido a elevada degradação do solo e baixa taxa de cobertura ao longo do ano. Entre as áreas de CM as perdas foram maiores na área CM-03, também devido a menor qualidade do solo, uma vez que esta área está em processo de recuperação.

As perdas de água foram maiores na área MT, porém nesta área não ocorreram perdas de solo. Entre as áreas de lavoura as maiores perdas de água foram verificadas nas áreas sob PC. A área de lavoura que apresentou as menores perdas de água foi o PD-03.

A exportação de carbono orgânico e das frações carbono orgânico particulado e carbono orgânico associado a minerais foram maiores nas áreas sob PC, seguidas das áreas sob CM e as menores exportações foram verificadas na área PD-03. Entre as áreas sob PC as maiores exportações foram verificadas no PC-01.

As taxas de exportação de carbono orgânico dissolvido foram maiores no PC-25, seguido do PD-03, porém esta área foi a que apresentou as menores perdas de água.

A taxa de enriquecimento foi maior para a fração carbono orgânico particulado, especialmente nas áreas novas (PC-01 e CM-01).

A área com melhor qualidade ambiental foi o PD-03, devido a baixa perda de solo e água e conseqüentemente menor exportação de carbono orgânico de suas frações carbono associado a minerais e carbono orgânico particulado. Porém a exportação de COD, ainda presente neste sistema, significa um risco ambiental considerável.

6.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARTON, A.P.; FULLEN, M.A.; MITCHELL, D.J.; HOCKING, T.J.; LIGUANG L.; ZHI W. B.; ZHENG, Y.; ZHENG, Y. X. Effects of soil conservation measures on erosion rates and crop productivity on subtropical Ultisols in Yunnan Province, China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.104, p.343–357, 2004.

BERTOL, I.; GUADAGNIN, J.C.; GONZÁLEZ, A.P.; AMARAL, A.J.; BRIGNONI, L.F. Soil tillage, water erosion, and calcium, magnesium and organic carbon losses **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.62, p.578-584, 2005.

BONA, F.D. **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas irrigados por aspersão sob plantio direto e preparo convencional**. 2005. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

CAMBARDELLA, C.A.; MOORMAN, T.B.; ANDREWS, S. S.; KARLEN, D.S. Watershed-scale assessment of soil quality in the loess hills of southwest Iowa **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.78, p.237–247, 2004.

COLE, J.J.; CARACO, N.F. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism **Marine Freshwater Research**, Auckland, v. 52, p.101-110, 2001.

DIEKOW J.; MIELNICZUCK, J. KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P.; KÖGEL-KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v.81, p.87-95, 2005.

GREGORICH, E.G.; GREER, K.J.; ANDERSON, D.W.; LIANG, B.C. Carbon distribution and losses: erosion and depositional effects. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.47, p.291–302, 1998.

HERNANI, L.C.; FREITAS, P.L.; DENARDIN, J.E.; KOCHHANN, R.A.; DEMARIA, I.C.; LANDERS, J.N. Uma resposta conservacionista – o impacto do sistema plantio direto. In: MANZATTO, C.V.; FREITAS JÚNIOR, E.; PERES, J.R.R. **Uso agrícola dos solos brasileiros**. Embrapa: Rio de Janeiro, 2002. p.151-161.

JACINTHE P.A.; LAL, R.; OWENS, L.B.; HOTHEM, D.L. Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. **Soil Tillage Research**, Amsterdam, v.77, p.111-123, 2004.

JINXING Z.; HAO. C.; MICKLER, R. The relationship of erosion and sediment yield in a Yellow river watershed system. In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION CONFERENCE , 12., Beijing, China, 2002.

Proceedings: Sustainable Utilization of Global Soil and water Resources. Beijing : Tsinghua University, 2002.

KALBITZ, K.; SOLINGER, S.; PARK, J.H.; MICHALZIK, B.; MATZNER, E. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. **Soil Science**, Madison, v.165, p.277-304, 2000.

KYLLMAR, K.; CARLSSON, C. ; GUSTAFSON, A. ULÉN, B; JOHNSON, H. Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: Characterisation and trends **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.115, p.15-26, 2006.

LAL, R. Soil erosion and the global carbon budget. **Environment International**, Amsterdam, v. 29, p. 437– 450, 2003.

MAHANTA, C.; GOSWANMI, R.K.; SINGH, B. Soil erosion, sediment transport and C-N-P mobilization of the high sediment yielding Brahmaputra River basin. In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION CONFERENCE , 12., Beijing, China, 2002. **Proceedings:** Sustainable Utilization of Global Soil and water Resources. Beijing : Tsinghua University, 2002.

MOORMAN, T.B.; CAMBARDELLA, C.A.; JAMES, D.E.; KARLEN, D.L.; KRAMER, L.A. Quantification of tillage and landscape effects on soil carbon in small Iowa watersheds **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.78, p.225–236, 2004.

NDAM-NGOUPAYOU, J.R.; BOEGLIN, J.L.; PROBST, J.L.; BRAUN, J.J.; MEYBECK, M; NKOUE NDONDO, G. The organic carbon dynamics of a small catchment in the humids tropics. In: WALLING, D.E.; HOROWITZ, A.J. (eds) **Sediments Budgets 1**. Wallingford : IAHS , 2005.

OUYANG, Y. Simulating dynamic load of naturally occurring TOC from watershed into a river. **Water Research** , Amsterdam, v.37, p.823-832, 2003.

OWENS, L.B.; MALONE, R.W.; HOTHEM,D.L.; STARR, G.C.; LAL,R. Sediment carbon concentration and transport from small watersheds under various conservation tillage practices. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, n.67, p65-73, 2002.

OWENS, L.B.; SHIPITALO, M.J. Rate Of Soil Carbon Loss Resulting From Tillage. In: INTERNATIONAL SOIL CONSERVATION ORGANIZATION CONFERENCE, 13., 2004, Brisbane, Australia. **Proceedings...** Brisbane, Australia, 2004. Paper 772. CDrom.

PEARL, J. **Causality:** Models, Reasoning, and Inference. Cambridge : Cambridge : University Press, UK, 2000.

PEARL, J. **Probabilistic Reasoning in Intelligent Systems**. San Mateo, CA.: Morgan Kaufmann, 1988.

PELLEGRINI, A. **Sistemas de cultivo da cultura do fumo com ênfase às práticas de manejo e conservação do solo**. Santa Maria : UFSM, 2006. Dissertação (Mestrado - Área de Concentração Processos Físicos e Morfogenéticos do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

QUINN, J.M.; STROUD, M.J. Land use effects on water quality and exports. **New Zealand Journal of Marine and Fresh Water Research**, Auckland, v.33, p.416-426, 2002.

SALTON, J.C. **Matéria orgânica e agregação do solo na rotação lavoura pastagem em ambiente tropical**. 2005. Tese (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

SCHAEFER, C.E.; SILVA, D.D.; PAIVA, K.W.N.; PRUSKI, F.F.; ALBUQUERQUE FILHO, M.R.; ALBUQUERQUE, M.A. Perdas de solo, nutriente, material orgânica e efeitos microestruturais em Argissolo Vermelho Amarelo sob chuva simulada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.37, n.5, p669-678, 2002.

SILVA, C.L.; OLIVIERA, C.A.S Runoff measurement and prediction for a watershed under natural vegetation in central Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.23, p.695-701, 1999.

STOTT, D.E; WARNEMUENDE, E.A.; LIVINGSTON, J.S.; HUANG, C. Loss of dissolved organic carbon during erosion events. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 18., 2006, Philadelphia, Pennsylvania. **Proceedings...** Philadelphia, Pennsylvania, 2006.

ZANATTA, J.A.; ROSA, AVILLAS. R.; BAYER, C. MIELNICZUK, J. Carbono orgânico total e dissolvido afetados por sistemas de preparo e de cultura do solo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA MANEJO, 15., Santa Maria, 2004. **Anais...**: integrando a ciência do solo na produção de alimentos, Santa Maria, 2004. (CDrom)

7. CAPÍTULO V

Análise sistêmica aplicada a qualidade do solo e relações ambientais resultantes em Cambissolo Háptico sob diferentes sistemas de manejo

7.1 INTRODUÇÃO

Este capítulo é essencialmente uma interpretação/construção teórica e filosófica baseada na abordagem, interpretação e adaptação das idéias de Morin (1999, 2005); Vieira (2000); Uyemov (1975); Bunge (2000); Silva (1996); Fedler-Ferrara (2003) e Vezzani (2001) por isso não serão apresentadas as referências diretas no texto, mas apenas na lista de referências, a não ser quando é necessária a exemplificação direta.

A busca da sustentabilidade dos sistemas agrícolas surgiu a partir da constatação de que o homem depende do uso do solo para sua sobrevivência, mas também depende da manutenção do ambiente com um mínimo de qualidade. A exploração do recurso solo deve ser feita de forma a garantir a produção necessária à sobrevivência humana e também a manutenção da qualidade do ambiente.

O entendimento das relações presentes num sistema agrícola exige um esforço de abstração por parte do observador. Neste sentido, novas propostas e teorias vem sendo empregadas para facilitar e ampliar o entendimento destas relações. São exemplos o uso de análises emergéticas, de fluxo de matéria e energia e a partir do enfoque sistêmico. Este último é tido como a implementação epistemológica do paradigma da complexidade. Aqui é preciso esclarecer de que trata a complexidade. A própria palavra, complexidade, já causa certo desconforto, é complexo aquilo que não pode ser imediatamente entendido. Na verdade, a ciência ao longo da história buscou exatamente

“limpar” a complexidade, simplificar as relações, para facilitar o entendimento dos fatos. A este respeito o filósofo da ciência Gaston Bachelard afirmava que não existia a simplicidade, existia a simplificação, e para que ocorresse esta simplificação era preciso retirar o objeto de estudo do seu meio complexo e isolá-lo em situações não complexas. Por um período de tempo esta forma de fazer ciência possibilitou grandes avanços à humanidade. Mas com o próprio avanço, chega-se a um limite em que a simplificação não mais permite a compreensão, e acaba por mutilar o conhecimento.

Por outro lado, o paradigma da complexidade não é sinônimo de “não se pode compreender” nem tão pouco de imprecisão ou incerteza. Antes disso, é uma base para construir conceitos e reflexões, para ordenar e conduzir saberes especializados ligando as partes e o todo. Portanto, não é uma metodologia ou ferramenta acabada, mas sim uma nova forma de entender as relações, que se opõe a visão mecanicista e ordenada dando lugar a compreensão da natureza e da sociedade como fontes inesgotáveis de novas relações, instabilidade e adaptação.

Na ciência do solo, uma das correntes de pensamento que mais se aproxima do pensar complexo é a busca do entendimento da qualidade do solo (QS). Nos conceitos de QS está embutida a busca das relações que o solo estabelece e das funções que ele desempenha, que nunca são simples ou unilaterais.

Uma das formas de verificar se o solo atinge qualidade é a proposta por Vezzani (2001), que abordou os sistemas de manejo a partir da termodinâmica do não equilíbrio. Nesta abordagem o solo é um sistema complexo que se auto-organiza em função dos fluxos de energia e matéria, sendo este fluxo diretamente relacionado com a dinâmica do CO. Solos com elevada adição de CO apresentam fluxos maiores que resultam em níveis de ordem elevados, mensuráveis por propriedades emergentes como a agregação que por sua vez conferem elevada qualidade ao sistema.

A análise proposta por Vezzani (2001) pode ser combinada com a Teoria proposta por Uyemov e adaptada por Vieira (2000) no contexto da ontologia.

Estes autores propuseram que sistemas abertos podem ser entendidos pela equação abaixo:

$$(m)S =_{df} [R(m)] P$$

Ou seja, um grupo m qualquer de coisas é um sistema S se, por definição, existir um conjunto de relações R entre os elementos do grupo m que os conduza a partilhar propriedades P . Nesta abordagem tanto os elementos do grupo quanto o sistema como um todo podem atingir complexidade mais elevada, a partir da emergência de uma propriedade P , ou inversamente, reduzir a complexidade se uma propriedade desaparecer ou os componentes do grupo se desassociarem.

Utilizando o estudo de Vezzani (2001) para exemplificar a teoria de Uyemov, o solo é um sistema constituído de um grupo m de elementos quais sejam as partículas minerais, as plantas e os microorganismos. Estes elementos partilham um conjunto R de relações caracterizado como fluxo de CO_2 . Desta relação emerge uma propriedade P : a agregação do solo. Esta propriedade é partilhada por todos os elementos do sistema: ela confere estabilidade aos agregados formados pelas partículas minerais, nutrientes às plantas e fornece energia e nutrientes aos microorganismos. Quanto maior for o fluxo, mais as propriedades emergentes adquirem níveis de ordem elevados, realimentando e incrementando o fluxo no sistema, como comprovado pela autora.

Para Uyemov todo sistema apresenta parâmetros básicos ou fundamentais, e alguns sistemas apresentam parâmetros evolutivos.

Os parâmetros básicos são a permanência, ambiente e autonomia.

Permanência é o princípio fundamental de qualquer sistema, no sentido em que todos os corpos existentes tentam permanecer, durar. No entanto, para que isso ocorra de maneira adequada são necessárias *condições de permanência*. Existe então um espaço em que estas condições atuam, que é o segundo parâmetro básico, o ambiente.

Ambiente é o sistema que “envolve” o sistema. Todo sistema aberto faz trocas de energia e matéria de acordo com as leis da termodinâmica do não equilíbrio. O primeiro sistema com que um dado sistema realiza estas trocas é

o seu ambiente. Se estas trocas ocorrerem sob condições favoráveis de fluxo de energia e matéria, o sistema em questão gera uma espécie de estoque, que é a autonomia.

Autonomia por sua vez pode ser descrita como o fator que liga o sistema no presente ao sistema em seu passado através de uma função memória possibilitando estados futuros. O estoque que confere a autonomia ao sistema é também a função memória porque quanto maior ele for, mais tempo o sistema poderá permanecer. Em sistemas pouco complexos o estoque é baixo, a autonomia passa a ser pequena, a memória é simples e a permanência é comprometida. Em sistemas complexos, o estoque será alto, possibilitando grande autonomia e permanência.

Os parâmetros evolutivos (aqueles que surgem da evolução do sistema) são composição, conectividade, estrutura, integralidade, funcionalidade e organização.

A composição diz respeito ao grupo m de coisas que compõem o sistema, é aquilo que forma o sistema, que pode ser avaliado por quantidade, qualidade, diversidade e entropia.

Conectividade é capacidade dos elementos do grupo m estabelecerem relações. Quanto mais complexo é o sistema, mais fortes serão as conexões entre os elementos m que o compõem, tornando-o *coesos*, ou seja, aumentando sua permanência.

Estrutura é a quantidade de relações que um sistema estabelece, independentemente de sua coesão ou grau de intensidade.

Integralidade é a medida dos subsistemas dentro de um sistema. Como dito anteriormente, um sistema complexo pode apresentar n elementos no grupo m , e estes poderiam ligar-se entre si de muitas formas, gerando uma combinação muito grande de ligações, que tornariam o sistema rígido. Porém na natureza verifica-se que sistemas complexos não ligam todos os elementos entre si, mas sim na forma de subconjuntos de alta conectividade, que formam *ilhas* que se conectam entre si e permitem emergir subsistemas. Desta forma o sistema se mantém coeso o suficiente para permanecer, mas não rígido, o que lhe permite adaptar-se. A integralidade é portanto a medida do grau de organização em subsistemas.

A funcionalidade é a medida do quanto os subsistemas compartilham ou emergem propriedades partilhadas P num dado sistema.

Se um sistema possui conectividade dando origem a estruturas que apresentam integralidade e funcionalidade, ele é então um sistema organizado. Assim, a *organização* é a forma máxima de complexidade que um sistema pode atingir. Sistemas complexos, em elevados estados de ordem, atingem *organização*, enquanto sistemas simplificados, em estados de ordem baixos, atingem estrutura.

Para alguns autores, organização é sinônimo de *ordem*, o que de certa forma contradiz a teoria da complexidade. A organização que um sistema atinge não significa ordenamento, da mesma maneira que a entropia de um sistema não pode ser considerada como a medida de sua *desordem*. A complexidade de um sistema pode emergir tanto de uma condição de aleatoriedade quanto de organização no sentido de *organicidade*. Por exemplo, uma célula qualquer é altamente organizada. Já um cristal de um mineral qualquer é altamente ordenado (Denbigh, 1996). A diferença essencial entre ambos é a vida. Por isso a preferência pelo termo organização, mais adequado ontologicamente, em relação ao termo ordem.

A concepção sistêmica de Uyemov quando aplicada ao entendimento dos sistemas de manejo possibilita a superação da semiose, presente em Prigogine, ou seja, é possível superar a interpretação *evidente* dos atributos medidos através da ontologia.

Um exemplo é a maior dependência do fluxo de energia e matéria verificada por Vezzani (2001) no sistema plantio direto com rotação de culturas aveia-ervilhaca-milho-caupi. Na abordagem de Prigogine este é um indicador de alta instabilidade do sistema, que significa que fatalmente, ao não serem atendidas as condições de fluxo de matéria e energia, o sistema rapidamente entra em declínio. A autora porém, ontologicamente, buscando o que o solo deve ser num sistema agrícola, refutou esta semiose e concluiu que aquele sistema era adequado.

Ontologia é a parte da filosofia que se ocupa de entender o que algo é. Pressupõe-se que todas as coisas apresentam propriedades e essências. Sob vegetação nativa, o solo cumpre uma função, possui uma essência, que é decorrente de suas propriedades e indica o que ele é na natureza.

Os conceitos de qualidade do solo (Conceição, 2005, Vezzani, 2001, Warkentin, 1995; Doran e Parkins, 1994) e de sustentabilidade de ecossistemas apresentam funções que o solo deve desempenhar, que pressupõem algo: o solo *é* ou deve *vir a ser*.

O equilíbrio entre as adições primárias de CO e as perdas via oxidação ou erosão resultam em propriedades adequadas ou não para a permanência e autonomia do sistema solo, e podem ser avaliadas neste contexto. Porém se o ambiente envolvido/afetado nestes processos é ampliado para além deste primeiro sistema, é necessário avaliar as propriedades das novas relações estabelecidas e das propriedades partilhadas. Passa-se então a avaliar a forma das relações entre sistemas. Esta forma pode ser avaliada como um sinal, um signo dentro de um contexto de comunicação. Assim, a ligação entre o sistema de manejo, e o solo se dá através da adição de CO e da geração de condições que favorecem ou não a permanência deste CO no sistema. A ligação entre o solo na encosta e o ambiente da mesma maneira, se dá pela adição de elementos, mas que devem favorecer ou não uma nova propriedade: a qualidade ambiental.

O objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade dos sistemas e a qualidade ambiental de seis áreas sob dois usos (vegetação nativa e lavoura) e três sistemas de manejo através da teoria de sistemas de Uyemov e da ontologia do solo tendo como indicador a exportação de carbono orgânico via água e sedimentos sólidos. Partiu-se da hipótese que os sistemas de manejo que exportam mais carbono reduzem a qualidade do ambiente e do solo, modificando sua ontologia e não atingindo sustentabilidade.

7.2 MATERIAIS E MÉTODOS

O Estudo 4 foi realizado com base nos dados obtidos nos Estudos 1, 2 e 3, na bacia piloto do município de Arvorezinha, localizada na comunidade Cândido Brum, para as áreas MT, CM-01, PC-01, PC-25, CM-03 e PD-03. A descrição das áreas de estudo é a mesma do Estudo 3 (item 6.2.1)

7.2.1 Termos da equação da Teoria de Uyemov

Conforme descrito anteriormente, a equação que exemplifica o teorema de Uyemov pode ser escrita como:

$$(m)S =_{df} [R(m)] P$$

Onde m = grupo de elementos que forma o sistema, R = relações que surgem entre os elementos e P = propriedades que emergem das relações.

Para a abordagem do ponto de vista do funcionamento ambiental dos sistemas, cada uma das seis áreas de estudo foi considerada como um grupo m de elementos. Foram considerados como elementos da mata, o solo e a vegetação, e das áreas de lavoura, o solo, as culturas e o manejo do solo. O manejo do solo foi considerado como elemento do sistema em função da abordagem ontológica preconizada por Uyemov.

Cada uma destas áreas apresentava internamente relações R características do sistema de manejo a que estavam submetidas. As relações foram produção de biomassa, adição de CO, condições de permanência do CO, cobertura do solo e estoque de carbono orgânico. Destas relações, em cada uma das áreas emergiram propriedades P que tiveram implicações na

qualidade da própria área e na qualidade do ambiente. Estas propriedades eram a taxa de cobertura e a qualidade do solo.

A produção de biomassa e adição de CO não foram avaliadas nos estudos anteriores, as inferências construídas no texto são baseadas no estudo de Pellegrini (2006). A condição de permanência do CO nos sistemas foi inferida pelo padrão de movimentação de sedimentos e exportação de CO verificados nos Estudos 2 e 3 e por dados de literatura.

7.2.2 Obtenção dos parâmetros básicos e evolutivos das áreas de estudo

O objetivo do teorema de Uyemov não é a demonstração matemática dos parâmetros componentes do sistema, mas sim a ordenação do pensamento de quem analisa, ainda assim buscou-se demonstrar matematicamente alguns parâmetros com base nos resultados dos Estudos 1 e 3, conforme descrito a seguir.

7.2.2.1 Autonomia

A autonomia foi obtida através da expressão abaixo:

$$\text{Autonomia} = 1 - \left| N \sum t_c \times \frac{E_{\text{CO}T\text{área}}}{E_{\text{CO}T\text{mata}}} \right|$$

Onde $N \sum t_c$ = nota ponderada de cada área em função do tempo em que se encontra sob determinado manejo. A nota da área CM-03, por exemplo, foi composta por 20 anos de PC e 4 anos de CM.

$E_{\text{CO}T\text{área}}$ = Estoque de CO da área de manejo

$E_{\text{CO}T\text{mata}}$ = Estoque de CO da mata.

O valor 1 da equação refere-se a relativização dos dados em relação a área MT

7.2.2.2 Composição

A composição do sistema áreas de lavoura foi considerada como uma medida direta da quantidade, diversificação e qualidade dos elementos plantas que formam o grupo m e qualidade dos elementos sistema de manejo. Para

tanto, baseando na experiência de campo, foi emitido um conceito que variava de máximo a baixo para os elementos culturas e vegetação nativa e bom a baixo para a qualidade do elemento sistema de manejo.

7.2.2.3 Estrutura e Conectividade

A estrutura e conectividade dos sistemas foi elaborada a partir da rede de relações obtidas na análise de probabilidade por rede Bayesianas, conforme descrito no item 6.2.11 do Estudo 3. A rede inicial construída pelo programa Hugin Lite® (modo demonstrativo) aponta todas as relações que possuem fundamentação matemática entre as variáveis. Esta rede inicial foi trabalhada para explicitar as relações e as conexões mais importantes nas áreas de estudo.

7.2.2.4 Integralidade

A integralidade foi obtida pela relação entre o número de vezes que ocorreram perdas de água sem perdas de solo, na população total de eventos, relativizados pela área MT para a qual assumiu-se integralidade igual a 1.

$$\text{Integralidade} = 1 - \left[\frac{\text{Total}_{\text{Col}}}{\text{Total}_{\text{Col pS}}} \right] / \text{Total eventos}$$

Onde $\text{Total}_{\text{Col}}$ = Total de coletas realizadas

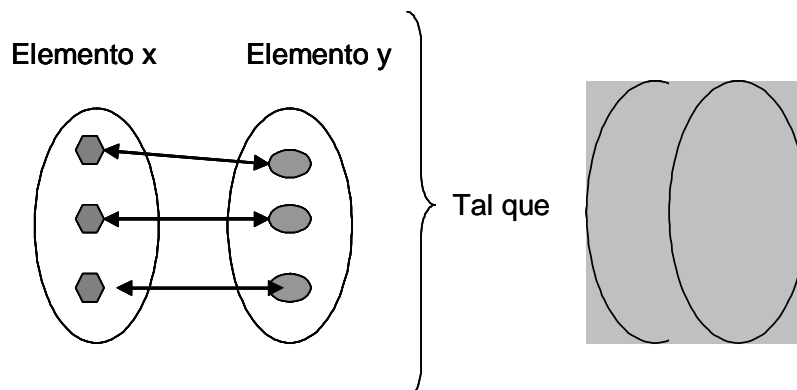
$\text{Total}_{\text{Col pS}}$ = Total de coletas que apresentaram perda de solo

Total de evento = População total de eventos que geraram coleta em pelo menos uma das áreas

7.2.2.5 Funcionalidade

A funcionalidade dos sistemas foi determinada pela comparação da magnitude propriedades emergentes no sistema e das relações que surgem quando se amplia o limite do sistema.

A emergência de propriedades P expressam uma função conjunto das relações existentes em cada sistema:



Aplicando este princípio sobre as propriedades emergentes e as relações da ampliação do sistema obtém-se uma função densidade cuja a superfície pode ser descrita com uma malha de pontos em que para cada momento de combinação das propriedades emergentes existe uma resposta nas relações do sistema com o ambiente. Esta análise foi feita plotando-se os valores das propriedades emergentes (elemento x) e as respostas das propriedades emergentes (elemento y) em planilha Excel. Esta planilha foi utilizada para gerar um gráfico tipo xyz sobre o qual foi aplicado um algoritmo que transforma a superfície gerada em um plano sobre o qual foi feita a interpretação.

As propriedades emergentes consideradas foram o índice de qualidade do solo (IQS, item do Estudo 1) e a taxa de cobertura (item 6.3.1, estudo 3). Como repostas das propriedades emergentes (relações resultantes com o ambiente) foram consideradas a perda de solo, perda de água e a exportação de carbono orgânico dissolvido (COD) e carbono orgânico presente nos sedimentos (carbono orgânico particulado e carbono orgânico associado a minerais). Estes dados foram obtidos nos itens 6.3.2, 6.3.3 e 6.3.4 do Estudo 3

7.2.2.6 Organização

O grau de organização de cada sistema foi concebido considerando-se as perdas e exportações verificadas. Considerou-se que quanto maiores as perdas e exportações, menor o grau de organização do sistema.

7.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.3.1 Aplicação do Teorema de Uyemov

A análise de sistemas a partir da perspectiva proposta por Uyemov é baseada na ontologia dos sistemas, busca identificar o que cada sistema traz em sua essência, o que ele de fato é. Neste sentido, áreas de lavoura e áreas de mata apresentam ontologias distintas, pois possuem elementos m , relações R e propriedades P diferentes, assim como suas funções na natureza são distintas, especialmente do ponto de vista humano. As áreas de lavoura têm uma componente humana que não aparece de forma direta na área de mata: a geração de renda. Não se trata de afirmar que não há serventia econômica na mata, ou em qualquer outra área sob vegetação nativa, mas apenas demonstrar que as funções a que se propõem estas áreas, sob o ponto de vista humano da produção agrícola, gera ontologias diferentes

Ainda assim, é possível utilizar sistemas de ontologia distinta, não para eleger qual é o melhor, mas para ter um sentido e direcionamento, que facilite a seleção de quais propriedades são adequadas num determinado contexto. A área MT neste estudo será utilizada com este propósito. Capra (2003) usa a expressão *experimentação da natureza*, significando que milhares de anos de evolução levaram àquele estado estável, que otimiza os fluxos de matéria e energia naquele ambiente sistêmico em que o sistema está inserido, e por isso pode ser usado como indicativo de quais propriedades devem ser buscadas.

No teorema de Uyemov um sistema é formado por um grupo m de elementos que compartilham relações R . Os elementos componentes dos sistemas áreas de lavoura estão demonstrados na Figura 44.

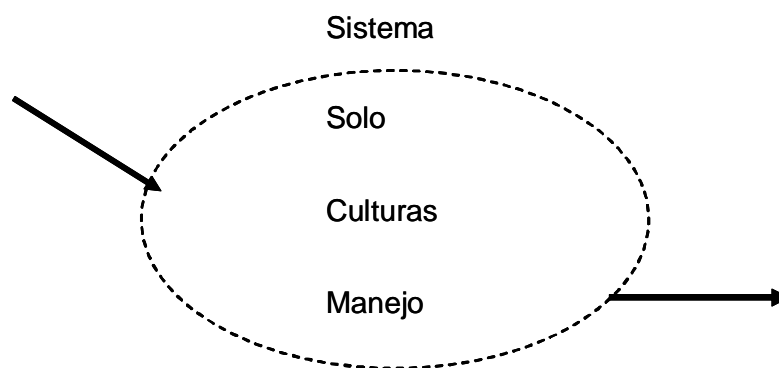


Figura 44. Representação dos elementos e componentes dos sistemas das áreas de lavoura. A linha tracejada ----- indica o primeiro limite do sistema e as setas → indicam as entradas e saídas.

Para o sistema área MT o elemento manejo do solo não existe, e o elemento culturas é representado pela vegetação. Nas áreas de lavoura, o manejo do solo foi considerado como um dos elementos do sistema porque embora seja uma ação, e não um elemento *com existência concreta*, o manejo adotado forma a ontologia de cada área. O que caracteriza e define, por exemplo, a área PD-03 são fatores que têm relação direta com o manejo, como o não revolvimento do solo, a diversidade de plantas de cobertura e a manutenção da taxa de cobertura elevada. Da mesma forma, a ontologia das áreas PC-01 e CM-03 é diferente, porque o manejo é diferente, embora ambas tenham recebido as mesmas culturas (fumo no verão e aveia no inverno) durante o período de estudo.

As relações que emergem dos elementos também são semelhantes em todas as áreas de lavoura. Uma relação se caracteriza pela necessidade de dois ou mais agentes, é preciso que dois ou mais dos elementos se *comuniquem* para estabelecê-la. Desta forma, enxergados como componentes ativos, ou agentes, pode-se falar em interação, ou seja, ação mútua ou recíproca entre os elementos.

Num sistema aberto ocorrem inúmeras relações entre os elementos do sistema, para o foco deste estudo importam as demonstradas na Figura 45. Assim, o solo atua conjuntamente com as culturas e o sistema de manejo para estabelecer uma relação que se caracteriza como produção de biomassa e adição de carbono orgânico (CO) no sistema.

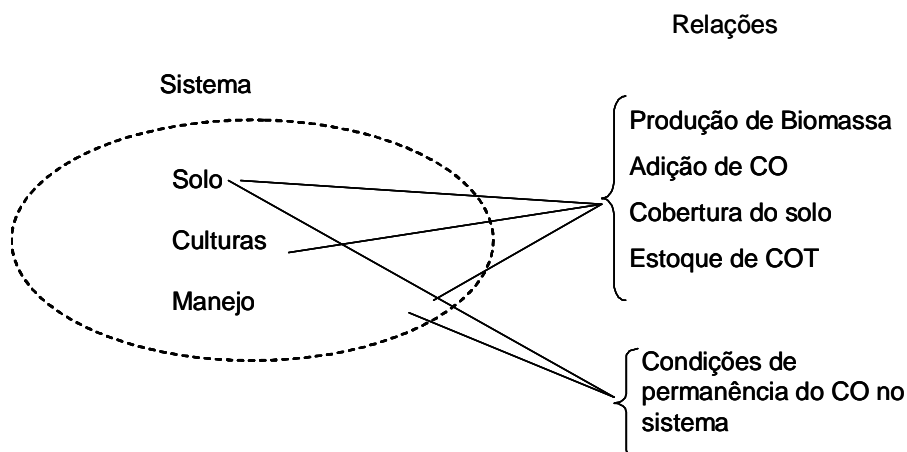


Figura 45. Representação das principais relações R que ocorrem entre os elementos componentes dos sistemas nas áreas de lavoura. A linha tracejada ----- indica o primeiro limite do sistema, linhas contínuas — indicam quais elementos formam a relação explicitada. CO = carbono orgânico, COT= carbono orgânico total.

Em áreas produtoras de fumo a parte aérea da cultura é removida, por isso produção de biomassa não significa necessariamente adição de CO ao sistema. Os dados obtidos por Pellegrini (2006) demonstraram este fato. Segundo o autor, 2/3 da massa seca da parte aérea produzida no verão é removida da área.

Uma relação importante é o estoque de CO do sistema. Esta relação é compartilhada pelos elementos, mas é também emergente das relações presentes no sistema. Num primeiro olhar tende-se a perceber o estoque de CO como o resultado das relações mas em sistemas agrícolas dificilmente o estoque de CO é decorrente apenas das relações que se está observando.

O conjunto das relações de todos os elementos também propicia a cobertura do solo, pois é preciso que o solo gere condições para que as plantas vegetem e o manejo confere as condições para que a biomassa produzida mantenha-se na superfície do solo. Da mesma maneira, as relações do conjunto solo e manejo fornecem condições para que o CO adicionado permaneça no sistema, pois são as características do sistema de manejo que aceleram a degradação dos resíduos adicionados e conseqüente oxidação ou que fornecem/favorecem as condições para a exportação de CO.

Do conjunto de relações observadas nas áreas emergem propriedades P, como demonstrado na Figura 46.

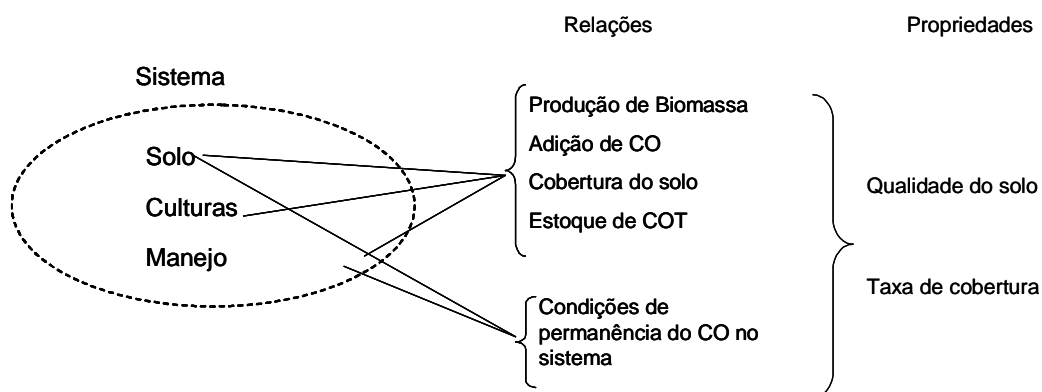


Figura 46. Representação das principais relações R e propriedades P emergentes que ocorrem entre os elementos componentes dos sistemas áreas de lavoura. CO = carbono orgânico. COT= Carbono orgânico total.

Das relações entre os elementos do sistema emergem duas importantes propriedades: a qualidade do solo (QS) e a taxa de cobertura. A taxa de cobertura é a propriedade resultante de como a cobertura se mantém ao longo do tempo. Estas duas propriedades garantem a retroalimentação do sistema, na medida em que quanto maior for a QS, melhores serão suas propriedades físicas e químicas garantido melhores condições às culturas, intensificando as relações e elevando o grau das propriedades emergentes. Da mesma maneira, a taxa de cobertura reduz os processos de perda e exportação ocorrentes no sistema, e assim permite que mais CO permaneça na área, retroalimentando o sistema.

Em todas as áreas de estudo estas relações e propriedades emergentes estiveram presentes, mas a magnitude das relações e, conseqüentemente, das propriedades emergentes, variou, resultando em diferenciação dos sistemas. A Figura 47 mostra uma síntese destes resultados.

Nas áreas PC-01 e PC-25 a relação cobertura do solo não propicia a emergência de uma taxa de cobertura em magnitude suficiente para favorecer a retroalimentação. Da mesma maneira, a relação permanência do CO no sistema não é favorável. O revolvimento do solo realizado duas vezes ao ano aumenta as possibilidade de oxidação e a exportação via erosão, reduzindo assim o tempo de passagem do CO pelo sistema, a QS tende a reduzir. Com o passar

do tempo as relações tornam-se menos intensas e a retroalimentação do sistema torna-se ineficiente, de forma que a ontologia do sistema acaba modificada.

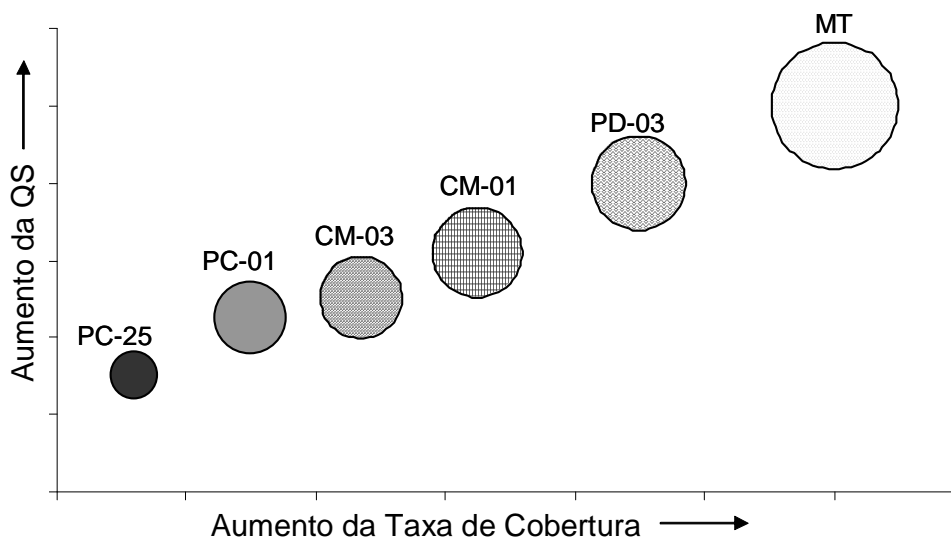


Figura 47. Representação do resultado das principais relações e propriedades emergentes na ordenação das áreas. O tamanho dos círculos refere-se ao grau de expressividade das propriedades emergentes no sistema.

Quando o elemento manejo é favorável, devido a redução ou ausência do revolvimento, as relações se intensificam e as propriedades emergentes conseguem atuar no sentido da retroalimentação, melhorando o sistema como um todo. É o que se observa por exemplo nas áreas PD-03, CM-01 e CM-03.

É importante lembrar que o elemento manejo em sistemas agrícolas não se reduz apenas ao não revolvimento do solo, mas nas áreas selecionadas para o presente estudo esta foi a principal *comunicação* deste elemento com os demais, porque como todas as áreas eram integradas à mesma empresa fumageira, os demais fatores como fórmula e quantidade de adubação de base e nitrogenada, espécie de fumo cultivada, herbicidas e outros insumos utilizados eram iguais em todas as áreas. Vezzani (2001) também concluiu que o revolvimento do solo impedia a ocorrência da seqüência de fenômenos que gera a organização do sistema. No estudo desta autora, mesmo em elevadas adições de CO, quando havia revolvimento do solo, o sistema não atingia níveis de ordem elevados.

Os dados obtidos no Estudo 1 do presente trabalho confirmam os resultados obtidos por Vezzani (2001). Considerando as áreas que estão há mais tempo

sob cultivo, os índices de QS mais baixos foram observados nos sistemas com maior grau de revolvimento, assim como a redução da QS em relação a área de MT foi mais acentuada na área PC-01 que na área CM-01, em que o solo é menos revolvido.

Cada uma das áreas apresenta um comportamento específico, uma forma resultante das relações entre os elementos e das propriedades que daí emergem, mas dizem respeito às relações e propriedades que emergem *dentro* de cada área. Importa saber quais são as relações e, principalmente, quais são as propriedades que emergem quando se amplia o limite do sistema, inserindo-o num outro sistema maior, conforme demonstrado na Figura 48

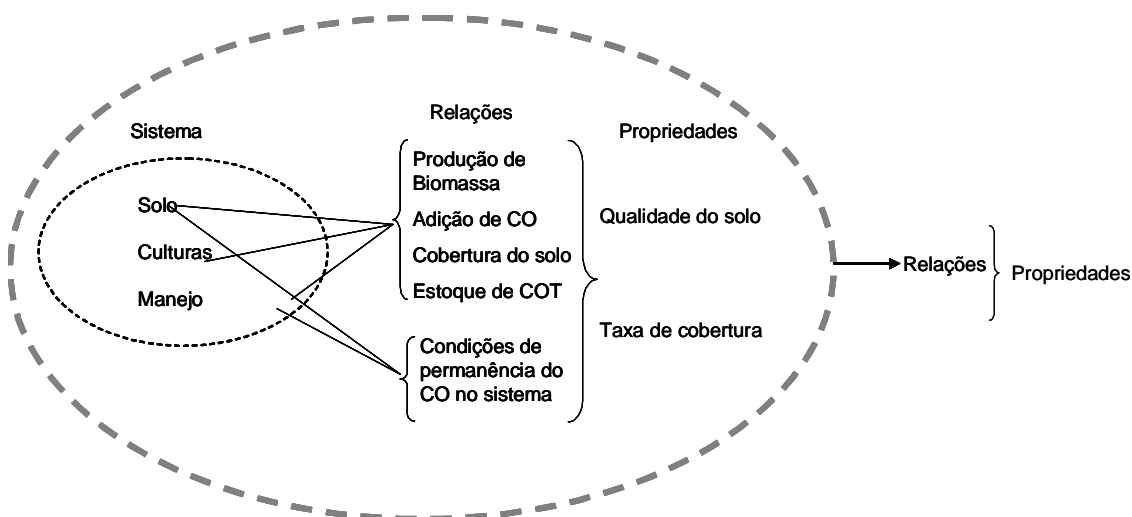


Figura 48. Representação da ampliação do sistema gerando novas relações R' e propriedades P' . A linha tracejada ----- indica o limite do sistema inicial e a linha tracejada - - - - - indica o novo limite.

Para realizar esta nova análise é preciso avaliar quais as relações e propriedades que emergem neste novo contexto. Esta análise pode ser feita a partir do entendimento dos parâmetros básicos e evolutivos dos sistemas. Os parâmetros do sistema é que geram as condições de mediação, de comunicação, deste sistema com outros em que esteja inserido.

7.3.2 Parâmetros básicos dos sistemas

Todos os sistemas existentes apresentam parâmetros básicos, caracterizados por Uyemov como sendo a permanência, o ambiente e a

autonomia. Como descrito anteriormente, a permanência é uma tendência que todo sistema apresenta de tentar permanecer, manter-se ao longo do tempo. Todos os seres e coisas buscam continuar existindo, e utilizam diversas estratégias para tal. Vezzani (2001) constatou que o solo descoberto mesmo após 25 anos sem adição significativa de CO mantinha-se agregado. Havia ocorrido uma redistribuição de tamanhos, a maior parte dos agregados se encontravam em classes de diâmetro inferior a diâmetro 2 mm. A autora reporta que o CO presente nestes agregados provavelmente estava na forma de complexos organo-minerais. É pouco provável que um solo sem adição de CO possa manter agregados de tamanho grande, mas também pode ser que a estratégia de permanência daquele solo tenha sido manter os agregados pequenos, mais conservativos para o tipo de CO presente no sistema. E inversamente, as interações organo-minerais podem ser mais efetivas para manter agregados pequenos que apenas as ligações entre os compostos minerais do solo.

A permanência é uma característica presente em todo e qualquer sistema, e por isso não será detalhado para os sistemas do presente estudo, mas é válida a lembrança de que os menores níveis de ordem obtidos no Estudo 1 foram verificados nas áreas PC-25 e PC-40, indicando a redução no tamanho dos agregados daquelas áreas, o que também pode ser interpretado como uma estratégia de permanência destes sistemas.

Todo sistema está inserido num ambiente, para os objetivos do presente estudo todas as áreas que deram origem aos diferentes sistemas estão contidas num mesmo ambiente, que é a microbacia Cândido Brum, e interessa não o detalhamento do ambiente, mas das relações e propriedades que cada área, compreendida como um sistema, estabelece com este ambiente. Assim, o parâmetro básico que começa a evidenciar diferenças entre as áreas é a autonomia dos sistemas.

A autonomia de um sistema pode ser definida como um estoque que garante a permanência do mesmo. Porém, este estoque não é o simples acúmulo, mas sim uma espécie de função memória, que liga o sistema ao seu passado, e que lhe possibilita estados futuros. A autonomia é também a medida da história do sistema. Um exemplo de autonomia na esfera da biologia é o DNA. Ali estão estocadas as informações que permitem a recriação de um ser

vivo, e que possibilita estados futuros a este novo ser. Nele estão contidas informações que remontam a evolução histórica da espécie (filogênese), e em certo grau os genes determinam o continuar da existência. Mas para que um ser humano possa *existir*, existem outros fatores envolvidos, há um contexto cultural, social que deve ser apreendido para que se *possa ser* (ontogênese). Da mesma maneira, nos sistemas em questão existe um estoque, que é decorrente de uma história passada que se reflete ainda no presente, e que possibilita futuros. A própria gênese do solo está contida neste estoque, na medida em que ela amplia ou reduz a capacidade para determinadas funções do solo, embora no contexto deste trabalho, importam as ações feitas pelo homem sobre os sistemas.

No presente estudo, autonomia é o registro encontrado em cada área, do tempo que esta passou sob determinado manejo e as características básicas que restaram desta *história* do sistema passado no sistema atual.

Os fatores escolhidos para expressar a autonomia das áreas estudadas foram o tempo de adoção de um dado tipo de manejo, característica que confere a história à área, e o estoque de CO, obtido no Estudo 1 (item 4.3.2), que reflete os efeitos desta história sobre a autonomia do sistema. Os valores obtidos foram relativizados em relação a MT, para qual adotou-se autonomia com valor igual a 1 (um).

Na Figura 49 estão representados os índices de autonomia obtidos para as áreas estudadas.

Na MT a autonomia é máxima, porque o estoque formado reflete a história de acúmulo sem interferência alguma, fazendo com que a ontologia do sistema seja mantida. O solo da mata atende todas as suas funções, assim como o sistema mata atende suas funções. Porém quando se adota a agricultura, uma nova relação surge no sistema, como visto anteriormente. A ontologia do sistema lavoura preconiza a existência de um novo elemento: o sistema de manejo. Além disso, a vegetação é substituída por culturas, o que faz com que a autonomia deste novo sistema rapidamente seja reduzida, quando comparada com o sistema MT.

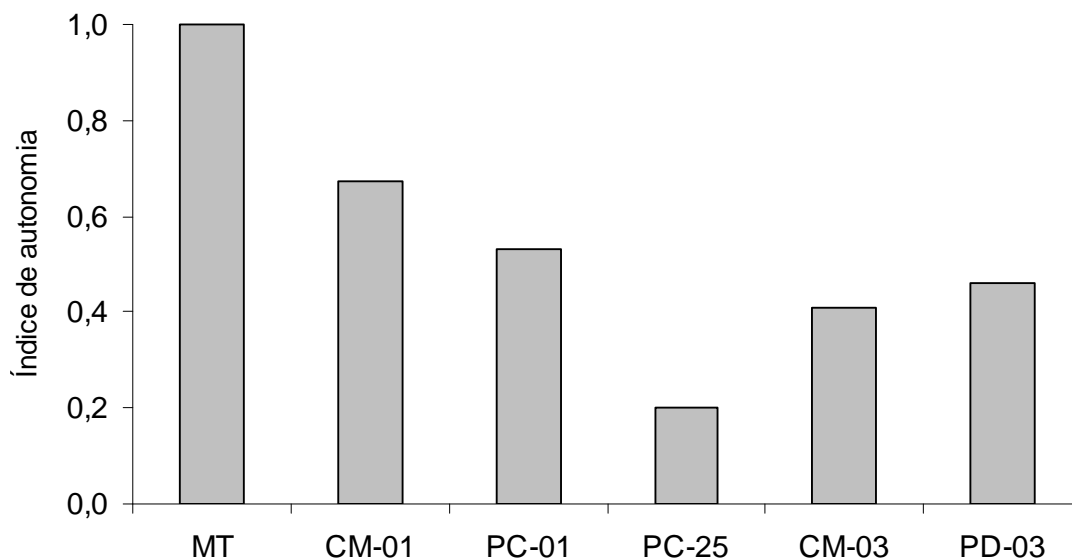


Figura 49. Índice de autonomia das áreas de estudo

É possível observar que a autonomia das áreas CM-01 e PC-01 reduziu em relação a MT. Tecnicamente a explicação é dada pela maneira como foi calculada a autonomia, considerando-se o estoque de CO no solo, e pela nota atribuída ao sistema de manejo, que explica porque a autonomia do PC-01 é menor que a do CM-01. Do ponto de vista da teoria dos sistemas duas outras explicações podem ser agregadas. A primeira diz respeito a dependência do sistema em relação ao elevado fluxo de energia e matéria. Quanto maior for este fluxo, maior é a dependência e conseqüentemente maior é o declínio do sistema quando o fluxo se rompe. Este declínio é rapidamente refletido na autonomia, o que é coerente com a nova ontologia que a área adquire ao ser modificada de área de vegetação nativa para área de lavoura. A segunda é relacionada com o primeiro parâmetro básico de todo sistema, a permanência. Toda vez que a permanência é ameaçada, o sistema trabalha seu estoque para se adaptar a nova condição, buscando uma nova forma de permanência. Assim, a redução no estoque de CO das áreas, que foi identificada no item 4.3.2 do Estudo 1, reflete a redução da autonomia dos sistemas.

A função memória pode ser percebida no comportamento das áreas CM-03 e PD-03. A autonomia destas áreas está se elevando, mas o peso da história anterior, dos anos sob PC, ainda é preponderante. Como a condução do estudo se deu num recorte de tempo, não foi possível verificar qual o novo nível de autonomia que estas áreas irão atingir. No Estudo 1 verificou-se diferença

estatística significativa para o conteúdo de argila e areia entre as áreas que estão a mais tempo sob lavoura e a MT (item 4.3.1.1 do Estudo 1) Isto significa que a autonomia das áreas antigas guardou um registro da história precedente, que deve ter permitido a intensa ocorrência de processos erosivos. Estes processos causaram depleção do conteúdo de argila e conseqüente aumento da participação proporcional da areia na composição granulométrica dos solos, de forma que os estados futuros possíveis para um novo acúmulo e formação de estoque de CO não são mais semelhantes aos futuros possíveis nas áreas de lavoura nova, que ainda não sofreram o processo de depleção, ainda que todas as outras condições fornecidas sejam iguais.

7.3.3 Parâmetros evolutivos das áreas de estudo

7.3.3.1 Composição

A composição é uma característica dos elementos m que formam o sistema. Importam para a composição a quantidade, qualidade e diversidade dos elementos.

Como o elemento solo é o mesmo em todas as áreas ele não foi avaliado na composição, ainda que tenha sido verificada a expressão da função memória sobre este elemento. A avaliação de que trata este item não significa cálculo numérico, embora na teoria de Uyemov este seja um dos parâmetros que permite expressão quantitativa, sempre é mais importante buscar a expressão ontológica dos elementos dentro do sistema, ou seja, atribuir um conceito que expresse a verdade daquele elemento dentro do sistema em que está inserido.

A lavoura/vegetação foi avaliada em qualidade e diversidade, uma vez que a quantidade de elementos planta nas áreas de lavoura é semelhante. Na MT a quantidade de elementos planta não é tão importante porque é amplamente contemplada na qualidade e diversidade. O elemento sistemas de manejo foi avaliado em termos de qualidade. Na Tabela 18 estão os conceitos atribuídos para estes elementos nas áreas de estudo.

Tabela 18. Avaliação do parâmetro composição para os elementos sistema de manejo e culturas nas áreas de lavoura e vegetação para a área de mata.

		MT	CM-01	PC-01	PC-25	CM-03	PD-03
		Conceito					
V	Diversidade	máxima	razoável	baixa	razoável	baixa	boa
C	Qualidade	máxima	boa	baixa	boa	baixa	boa
S		Conceito					
M	Qualidade	x	razoável	baixa	baixa	razoável	boa

VC= Vegetação/culturas, SM= sistemas de manejo

A área MT apresenta a diversidade e qualidade máxima de elementos m no grupo vegetação. Nas áreas de lavoura ocorre uma simplificação deste elemento, sendo este um dos fatores responsáveis pela mudança da ontologia destas áreas em relação a MT. As áreas que receberam o conceito baixo para diversidade tinham apenas duas espécies dominando o sistema: o fumo no verão e a aveia no inverno. As que apresentaram diversidade razoável, possuíam pelo menos duas espécies no inverno. A área CM-01 foi cultivada com nabo forrageiro e aveia no inverno, e a área PC-25 recebeu aveia e ervilhaca. A área PD-03, que foi considerada de boa diversidade recebeu um coquetel de nabo, aveia e ervilhaca no período em que foi conduzido o Estudo 3, uma das características desta área é a intenção do agricultor de diversificar ao máximo as plantas de cobertura de inverno.

O fator diversidade é anterior à qualidade, porque na maioria dos sistemas abertos o simples aumento da diversidade possibilita a maior probabilidade de aumento da qualidade, mas em sistema altamente manipulados pelo homem nem sempre elevada diversidade significa qualidade. Neste aspecto também a qualidade da MT é máxima. A diversidade da vegetação que surge nesta área equilibra a ocorrência de espécies que cumprem diferentes funções no sistema. Algumas fornecem formas de CO altamente recalcitrantes, enquanto outras fornecem formas lábeis. Algumas apresentam sistemas radiculares com elevada capacidade de agregação do solo, enquanto outras exploram o perfil de solo em profundidade. Daí também transparece o que é o conceito de qualidade dos elementos na teoria de Uyemov. Qualidade é a capacidade de cumprir função e gerar complexidade. Entre as áreas de lavoura em estudo, nenhuma apresenta

qualidade semelhante a MT, mas estabelecendo-se uma comparação entre as áreas de lavoura, o PD-03 apresenta qualidade boa, porque o coquetel adotado tem maior probabilidade de agregar mais qualidade ao sistema e retroalimentar funções. Nas áreas CM-03 e PC-01 a qualidade é baixa porque está baseada em apenas dois elementos, o fumo e a aveia. Ainda que estes expressassem o máximo de seu potencial, não cumpririam funções e agregação de qualidade/complexidade de forma a seguir o caminho apontado pelo sistema MT.

Outro fator que merece destaque dentro da qualidade e diversidade de espécies é a incidência de plantas daninhas nas áreas de lavoura. Nas áreas CM-01 e PC-01 a diversidade de plantas daninhas sempre foi maior que nas áreas PC-25 e CM-03. Este fator está ligado a depleção do banco de sementes das áreas, mas também pode ser entendido como uma estratégia do parâmetro composição do sistema no sentido de otimizar sua autonomia, visando permanecer o mais próximo possível do estado anterior, de mata, caracterizada pela máxima diversidade e qualidade. Nas áreas antigas, como no PC-25, a autonomia já é muito baixa, e não possibilita mais orientar o estoque neste sentido, ainda que uma das características das lavouras de fumo seja a elevada utilização de adubos de base e adubação nitrogenada. Não há portanto diferença na fertilidade química destas áreas, há diferença no estoque de CO e na qualidade estrutural do solo, que refletem a história de cada área.

Com relação ao elemento sistema de manejo, presente nas áreas de lavoura, foi emitido um conceito apenas para a qualidade do elemento. Assim, as áreas PC-01 e PC-25 apresentam qualidade baixa, pois o revolvimento promovido pelo preparo convencional do solo tem implicação direta na QS, as áreas CM-01 e CM-03 apresentam qualidade razoável e o PD-03 apresenta qualidade boa.

Como a composição é resultante de todas as *medidas* que a compõem, pode-se inferir que na área PD-03 o parâmetro composição tem conceito bom, porque a combinação da composição do elemento culturas e do elemento sistema de manejo é boa. Nas áreas PC-01 e PC-25 a composição é baixa. O PC-25 mesmo apresentando diversidade e qualidade razoável e média para o elemento culturas tende para composição baixa porque o sistema de manejo não permite a expressão do primeiro, como pode ser verificado por sua baixa

autonomia. Na área CM-03 ocorre o inverso, ou seja, o sistema de manejo é razoável, mas há pouca expressão do elemento culturas, dificultando a elaboração de relações, pois para que exista relação é preciso que dois elementos do sistema *compartilhem*. Se um dos lados é ineficiente, esta ineficiência se propagará na relação, reduzindo a possibilidade de emergirem propriedades P.

7.3.3.2 Estrutura e Conectividade

A estrutura é o número de conexões que o sistema apresenta, independentemente de sua intensidade e coesão. A estrutura dos sistemas áreas de lavoura é semelhante, todas apresentam a mesma quantidade de conexões, como demonstrado na Figura 50.

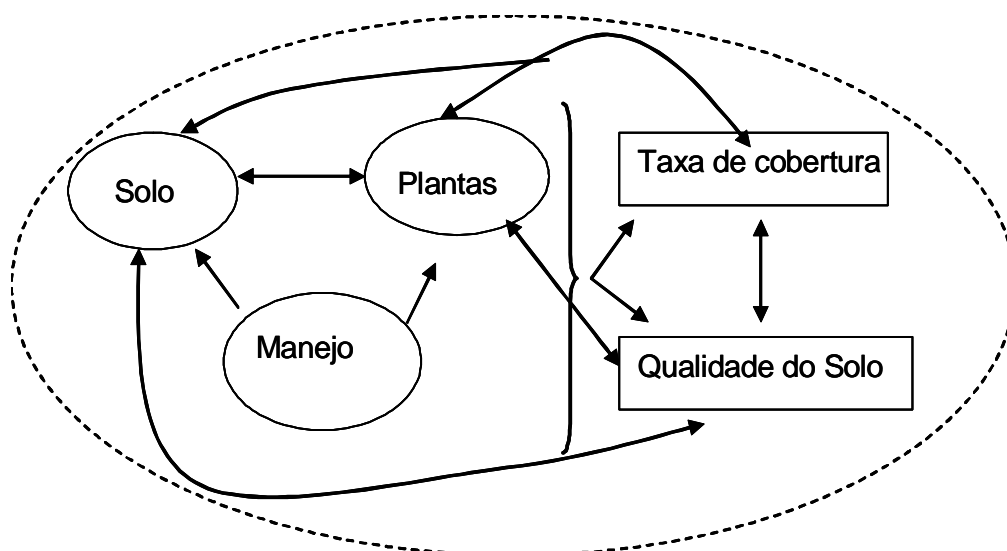


Figura 50. Representação da estrutura dos sistemas áreas de lavoura. A linha tracejada ----- indica o limite do sistema, as setas → indicam influência e ↔ indicam conexões diretas de interação, o símbolo } indica conexão direta entre o primeiro termo (solo-plantas-manejo) e o segundo termo (taxa de cobertura e qualidade do solo)

Para facilitar a discussão de estrutura e conectividade, e permitir a comparação com a MT, será utilizada a palavra “plantas” para significar as culturas nas áreas de lavoura e a vegetação na MT.

A representação da Figura 50 pode ser lida como os elementos solo-plantas- manejo compartilham relações que resultam nas propriedades taxa de cobertura e qualidade do solo e são por elas influenciados. Porém, estas

relações não são homogêneas ao longo do tempo, por isso é necessário explicitar a estrutura pelas setas de influência e conexão. O manejo tem influência sobre as plantas e o solo (porque pode modificá-los), enquanto solo e plantas tem conexão, influenciam e são influenciados mutuamente, a mudança de um acarreta mudança no outro, embora a intensidade desta mudança possa variar. O mesmo vale, por exemplo, para a taxa de cobertura e as plantas. Mudanças na taxa de cobertura podem desfavorecer o desenvolvimento das plantas, e estas por suas vez podem reduzir ou aumentar a taxa de cobertura.

A conexão entre o elemento solo e a propriedade qualidade do solo é importante nos sistemas lavoura por causa da autonomia. Na natureza a autonomia do solo é máxima, qualquer solo pode atingir qualidade e atender suas funções. Em sistemas agrícolas, quando a autonomia foi muito reduzida, o solo pode chegar a um limite em que não mais atingirá qualidade, independente da ontologia que assuma.

Na área MT (Figura 51) a estrutura não apresenta o elemento manejo, e as relações se estabelecem de forma homogênea e estável, ou seja, a estrutura é dominada pela conexão direta. Neste caso não é necessário explicitar a estrutura: todo o conjunto evolui de forma harmônica, as relações são estáveis ao longo do tempo.

A conectividade do sistema mostra a capacidade de estabelecer relações de tal forma que um dos elementos envolvidos na relação possa efetivamente agir sobre o outro lhe causando mudanças. As conexões podem ter grau variado de intensidade. Quanto maior a intensidade das relações, maior a probabilidade do sistema permanecer.

Na MT não há manejo, a conectividade interna do sistema, proveniente da relação entre plantas e solo é intensa, resultando em qualidade do solo elevada e taxa de cobertura elevada (Figura 52).

Quando se desloca o limite do sistema da área MT para o ambiente maior, surgem novas relações, que por sua vez geram novas conectividades. Porém, a conectividade deste sistema com o ambiente ocorre de maneira pouco intensa, sem translocação significativa de matéria ou capacidade de gerar mudança no ambiente maior, conforme demonstrado na Figura 52, e daí emerge uma nova propriedade: a qualidade ambiental.

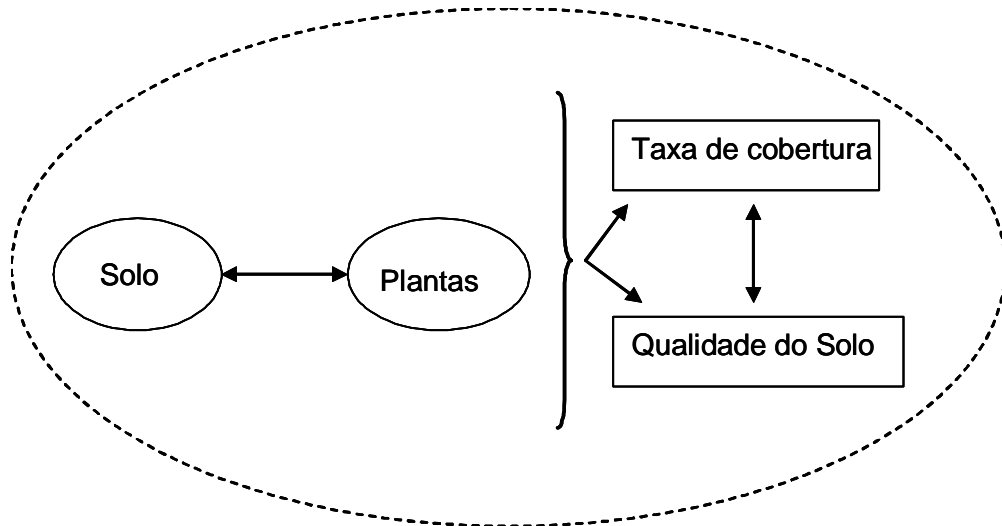


Figura 51. Representação da estrutura do sistema Mata. A linha tracejada ---- indica o limite do sistema, o símbolo } indica conexão direta entre o primeiro termo (solo-plantas) e o segundo termo (taxa de cobertura e qualidade do solo)

As áreas de lavoura apresentam conectividade diversa daquela verificada na MT, o que resulta em relações e conectividades diferentes quando se amplia o limite do sistema, conforme demonstrado na Figura 53.

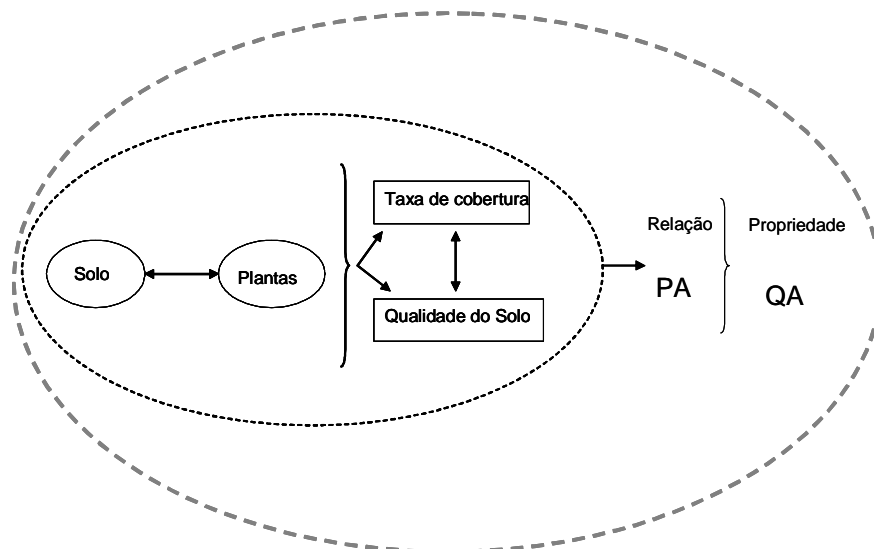


Figura 52. Representação da ampliação do sistema mata gerando novas relações R e propriedades P. A linha tracejada ----- indica o limite do sistema inicial e a linha tracejada - - - - - indica o novo limite. PA= perda de água, QA= qualidade ambiental

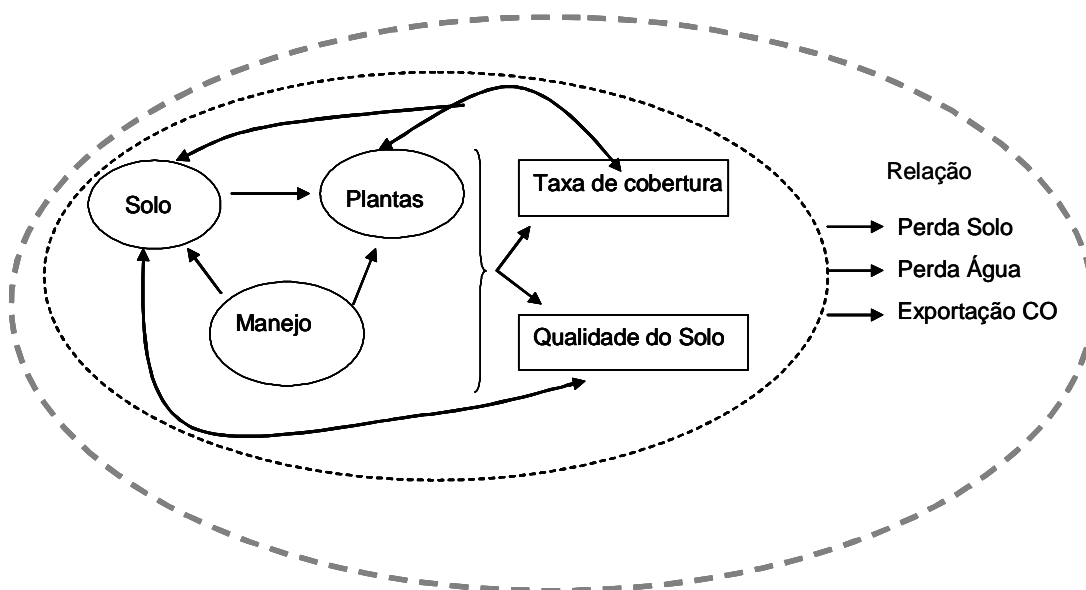


Figura 53. Representação da ampliação dos sistemas área de lavoura gerando novas relações R. A linha tracejada ----- indica o limite do sistema inicial e a linha tracejada - - - - - indica o novo limite.

A emergência de propriedades P foi intencionalmente omitida nesta figura. Entre as áreas de lavoura, não há diferença na rede de conectividade encontrada, pois as relações são as mesmas em todas elas. Porém verifica-se variação no grau de intensidade da conectividade dentro do sistema, o que modifica a relação do sistema com o sistema maior. Na Figura 53 estas relações estão identificadas como perda de solo, perda de água e exportação de CO.

Esta mudança de relação resultante das conectividades do sistema foi verificada no Estudo 3. As perdas de solo e água e a exportação de CO verificada naquele estudo eram decorrentes do quanto as relações entre os elementos do sistema conseguiam modificar-se uns aos outros intensificando a conectividade interna. Ou seja, olhando *para dentro* do sistema, as perdas eram decorrentes do manejo modificando o solo (nos momentos de preparo por exemplo), da taxa de cobertura modificando a resistência do solo ao processo erosivo, ou do manejo reduzindo a taxa de cobertura, da qualidade do solo não atingindo a função infiltração de água, etc. A mudança das conectividades dentro do sistema gera novas relações com o ambiente, que não estavam presentes na área MT ou que se modificaram quando advindas das áreas de lavoura, e fazem

com que a propriedade emergente qualidade ambiental seja distinta em cada uma das áreas.

Na área PD-03 a relação solo-planta-sistema de manejo se aproxima da verificada na MT. A intensidade da relação é de tal forma alta que o solo foi modificado aumentando sua qualidade. O mesmo vale para taxa de cobertura, que foi mantida elevada. Como a intensidade da conectividade se desloca para estas relações, a conectividade da relação com o ambiente, que surge quando se amplia o limite do sistema, torna-se fraca, no sentido de que não há grande modificação do sistema PD-03 sobre a conexão deste com o ambiente: ou seja, as perdas são baixas semelhantes às verificadas na área de MT e não são capazes de gerar modificações significativas no ambiente maior.

Nas áreas PC-01 e PC-25 a conectividade da relação solo-planta-sistema de manejo é fraca, nenhum elemento consegue agir (de forma positiva) sobre o outro. O solo não consegue superar o efeito do sistema de manejo, a adição de CO e biomassa pelas plantas não é efetiva porque as perdas são elevadas pelo revolvimento. A QS tende a reduzir e a taxa de cobertura tende a se manter baixa, como verificado nos resultados obtidos nos Estudos 1, 2 e 3. A intensidade da conectividade desloca-se então para o sentido das relações que surgem ao se aumentar o limite do sistema, gerando elevadas perdas de solo e exportação de CO. Esta conectividade intensa com o ambiente significa que esta relação pode modificar o sistema maior, através da emissão de energia, na forma de CO, e matéria (solo e água). Assim, a propriedade que emerge da conectividade destes sistemas com o ambiente maior é ainda a qualidade ambiental, mas reduzida, porque a intensidade da conectividade é muito alta.

Nas áreas CM-01 e CM-03 a relação solo-planta-sistema de manejo é mais favorável, quando comparado aos sistemas PC. A intensidade da conectividade é média, permitindo maior expressão das relações de adição de biomassa e CO e manutenção da cobertura do solo. Assim a conectividade com o ambiente fica preservada, as relações que emergem quando se amplia o limite do sistema são semelhantes aquelas das áreas PC-01 e PC-25, mas a conectividade é menos intensa, ou seja, as relações das áreas sob CM tem menor capacidade de modificar o sistema ampliado, embora ainda estejam presentes. Porém a redução da intensidade da conectividade é mais evidente na área CM-01 que na área CM-03, o que pode indicar que a autonomia está desempenhando um

papel preponderante na conectividade destes sistemas, e conseqüentemente nas propriedades que emergem da ampliação dos limites do sistema.

7.3.3.3 Integralidade e Funcionalidade

Uma das propriedades conferidas pela conectividade do sistema é a coesão. Como citado anteriormente, neste estudo foram explicitadas as relações e conectividades que importam para os objetivos propostos, mas num sistema com n elementos, todos estes podem ligar-se entre si gerando um número muito alto de conexões. Se isso ocorresse de fato, o sistema ficaria rígido, o que compromete sua permanência. O sistema precisa, portanto, buscar formas de arranjar seus subsistemas sem enrijecê-los, mas garantindo sua funcionalidade.

Estes dois parâmetros combinados dão a medida da possibilidade de emergência de subsistemas. Quanto mais subsistemas, e quanto mais funcionais estes forem, melhor a complexidade do sistema, porque indicam que o sistema está se organizando de tal forma que é possível que cada um de seus elementos atue de forma isolada buscando a permanência de todo o conjunto.

Para exemplificar estes dois parâmetros nas áreas de estudo, novamente recorreu-se a assertiva de Capra (2003), de que os sistemas sob vegetação natural são o resultado de milhares de anos de *experimentação natural* e devem portanto serem utilizados para apontar os caminhos mais coerentes dentro de sistemas maiores.

A análise dos dados do Estudo 3 demonstra que a área MT foi a que mais perdeu água. Do volume precipitado durante o período de condução do estudo, 42% foi escoado. Também foi na MT que se verificou a maior QS e a maior taxa de cobertura. Neste sistema nunca houve perdas de solo, e as exportações de CO foram limitadas ao carbono orgânico dissolvido (COD) em quantidades que apresentaram pouca variação ao longo do período de observação. Isto leva a duas inferências: a primeira, já antevista na análise de estrutura e conectividade, é que a relação natural entre o sistema MT e o sistema maior que o engloba se dá pela emissão de água e COD, e portanto a direção apontada pela

experimentação natural para aquela situação, da microbacia Cândido Brum, é esta.

A segunda é que como na MT, mesmo na ocorrência de perda de água, nunca houve perda de solo, a integralidade e funcionalidade do sistema é máxima, pois o elemento solo atua como um subsistema, que ao atingir um limite de capacidade de absorção da água da chuva, escoo o excedente sem que ocorram perdas de sedimentos e CO a eles associados.

A medida da integralidade pode então ser demonstrada pela relação entre o número de vezes que ocorreram perdas de água sem perdas de solo, na população total de eventos, relativizados pela área MT, cuja integralidade é 1. Os resultados estão na Figura 54.

Os resultados obtidos para integralidade demonstram que a área PD-03, embora apresente baixa autonomia em relação a MT devido ao seu histórico anterior, apresenta subsistemas funcionando de forma eficiente, o que é concordante com os resultados obtidos para QS no Estudo 1 e com a elevada taxa de cobertura verificada nos Estudos 2 e 3. Além disso, aproximar-se da integralidade da área de MT significa também aumentar a possibilidade de que a propriedade emergente P resultante da ampliação do limite do sistema se traduza em qualidade ambiental.

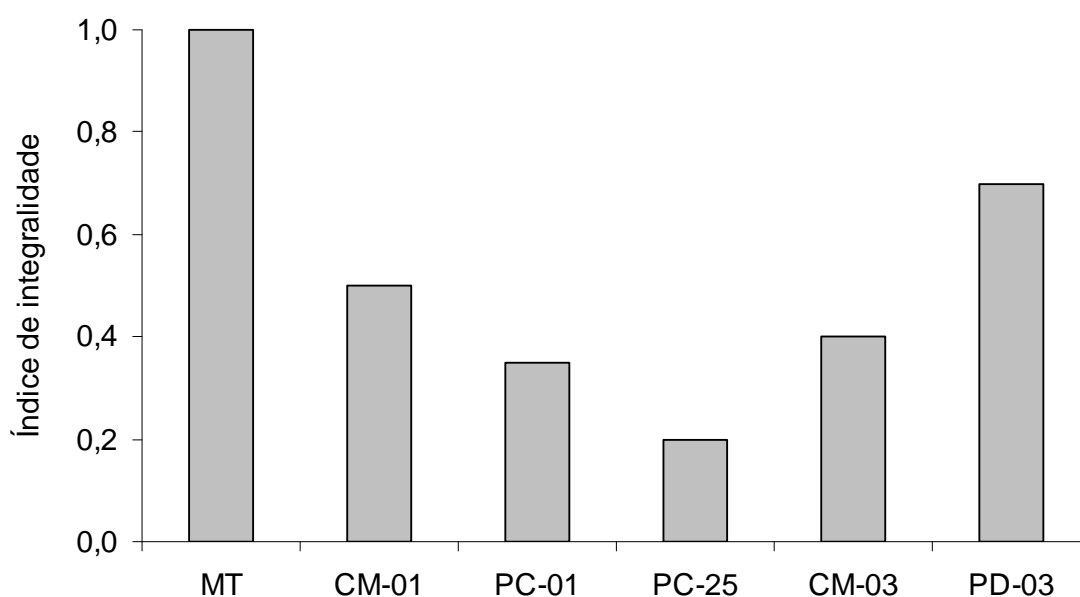


Figura 54. Índice de integralidade das áreas de estudo

Inversamente, a baixa integralidade observada nas áreas PC-25 e PC-01 indica que os subsistemas não estão funcionando adequadamente. A relação entre os elementos destas áreas foi de tal forma enrijecido que quando há escoamento de água o elemento solo responde com perdas. Outra inferência possível é que nesta área não se atingiu subsistemas, ou estes não são suficientemente organizados. Cada elemento do sistema continua agindo isoladamente, porque a conectividade é muito fraca .

Como já dito, a conectividade permite que um elemento atue modificando outro. Uma outra forma de verificar se ocorreu a organização em subsistemas é a partir da funcionalidade, que permite avaliar o quanto os subsistemas compartilham ou emergem propriedades. A medida da funcionalidade do sistema pode então ser verificada ao se comparar a magnitude das relações e propriedades que dele emergem, na forma de uma função balanço entre as propriedades que emergiram dentro do sistema e propriedades que emergiram das relações que surgem quando se amplia o limite do sistema. A Figura 55 mostra esta função para os sistemas estudados.

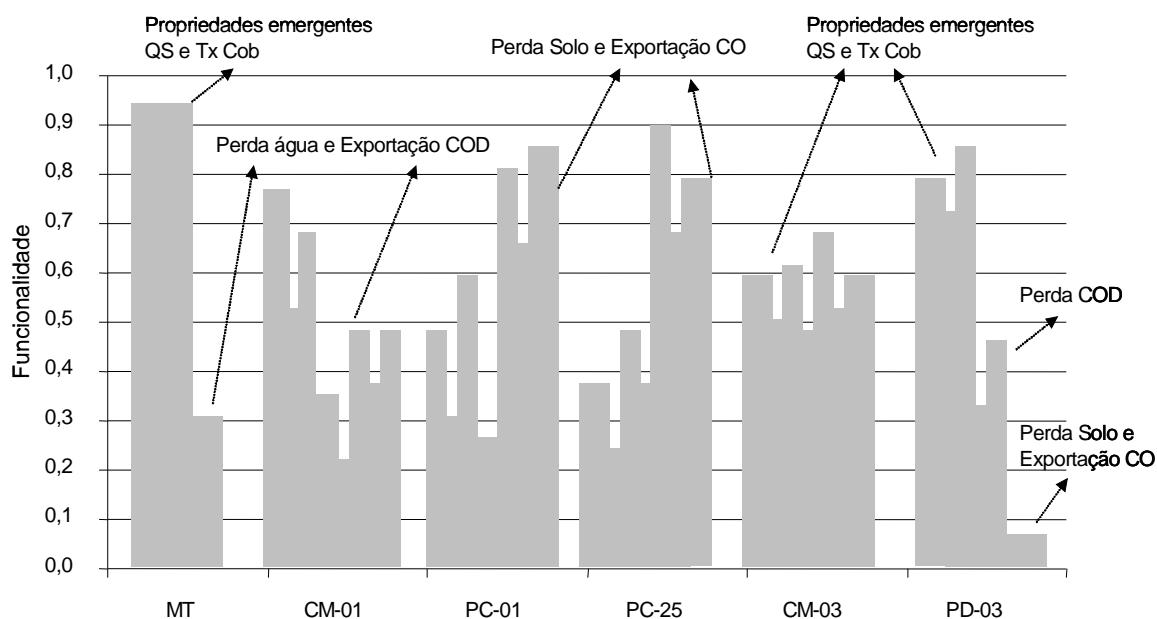


Figura 55. Função funcionalidade dos sistemas área de lavoura e MT. COD = Carbono orgânico dissolvido, CO= Carbono orgânico.

A função que representa cada uma das áreas é formada por uma malha de pontos tridimensional que cobre todas as relações, conectividades e propriedades emergentes de cada uma das áreas ordenadas no sentido do fluxo

de energia e matéria. Cada área de estudo é representada por uma área geométrica irregular. A região mais a esquerda representa as propriedades emergentes QS e taxa de cobertura. Quanto mais interativas forem, maior é a funcionalidade entre elas, por isso para a área MT, onde a funcionalidade é máxima, não há distinção entre QS e taxa de cobertura, o que significa que cada uma pode funcionar isoladamente, mas que o partilhamento de propriedades é intenso. De certa forma este comportamento também reflete a dependência elevada do fluxo de energia e matéria existente no sistema.

As novas relações e propriedades que emergem quando se ampliam os limites do sistema podem ser positivas ou não. No presente estudo, como esta relação se dá na forma de conectividade que pode modificar as propriedades do sistema maior, o ideal é que estas relações, quando quantificadas, sejam mínimas, como aconteceu na MT. O terceiro *degrau* que surge a direita da área geométrica representativa da MT é referente as perdas de água e ao COD exportado juntamente com a água. Quanto mais uma área de lavoura se afastar da forma geométrica representativa da MT, menor será sua funcionalidade.

A funcionalidade da área CM-01 reduziu, pois as propriedades emergentes foram reduzidas, e as relações com o sistema maior foram ampliadas, indicando que o sistema não está funcionando em sua totalidade, mas o fato das relações resultantes serem menores que as propriedades emergentes significa que ainda há funcionalidade em subsistemas. Já o CM-03 está no limite da funcionalidade, a diferença entre as propriedades emergentes do sistema e as relações que surgem da ampliação dos limites do sistema estão num nível de magnitude muito semelhante, indicando que a funcionalidade está comprometida, ou que embora existam subsistemas, estes estão sendo enrijecidos.

Nas áreas PC-01 e PC-25 percebe-se que não há funcionalidade dos subsistemas. A magnitude das propriedades emergentes é menor que a das relações resultantes da ampliação do sistema. Isso significa que na relação com o sistema maior estas áreas necessariamente causarão redução da propriedade emergente qualidade ambiental.

Na área PD-03 a funcionalidade é de tal forma elevada que a relação com o ambiente maior se dá quase que exclusivamente pela relação perda de água e exportação de COD, assim como na área MT. No entanto, o pico formado para

a perda de água e exportação de COD indica que este é um fator não é controlado pela funcionalidade do sistema.

É possível inferir que, a partir da funcionalidade e integralidade dos sistemas a propriedade que emerge das relações da área PD-03 com o ambiente resulta em qualidade ambiental maior que a resultante das áreas CM-01 e CM-03. Nas áreas PC-01 e PC-25 a propriedade que emerge e a redução da qualidade ambiental.

7.3.3.4 Organização

Quando um sistema apresenta funcionalidade elevada, ele atinge organização. A organização é uma forma elaborada de complexidade, que faz com que o sistema como um todo caminhe no sentido de manter-se em estados máximos de integralidade e funcionalidade utilizando estratégias que permitam maximizar os fluxos de energia e matéria. Aqui é necessário uma pausa para melhor conceituar o que é organização sob o ponto de vista da Teoria de Uyemov. Organização não significa apenas ordem, e sim capacidade de se auto produzir. Uihmann (2002) usa o termo auto-organização. Organização é ainda uma estratégia do sistema para contornar a entropia.

Um sistema se organiza para perpetuar-se em condições adequadas, e portanto um dos principais indicadores da organização é a capacidade do sistema aumentar a permanência dos elementos que o compõem gerando sustentabilidade. A organização é também uma medida indireta do tipo de relação que se estabelecerá com o sistema maior que engloba o sistema, ao qual encontra-se estruturalmente acoplado

Sistemas organizados possuem maior capacidade de reter energia e matéria e também de convertê-la em novos níveis de organização.

A Tabela 19 apresenta uma síntese da organização percebida nas áreas estudadas.

Tabela 19. Síntese das relações estabelecidas entre as áreas de estudo e o sistema ampliado e níveis de organização atingidos.

		MT	CM-01	PC-01	PC-25	CM-03	PD-03
Exportação Perdas	Solo	nula	média	alta	alta	média	baixa
	Água	alta	baixa	média	média	baixa	baixa
	COD	baixa	media	media	alta	media	alta
	CAM	nula	média	alta	alta	média	baixa
	COP	nula	média	alta	média	baixa	baixa
Nível de Organização							
		↑↑↑	↑↑	↓	↓	↑	↑↑

As setas ↑ indicam organização. Quanto maior o número de setas maior o nível de organização atingido pela área. As setas ↓ indicam ausência de estrutura. A cor da seta indica o grau de organização. Setas ↑ indicam grau elevado. Setas ↓ indicam grau baixo

A área MT apresenta organização máxima, que lhe permite perpetuar-se no tempo e garantir propriedades emergentes em máxima expressividade. Ao mesmo tempo, a assimilação de fluxos e os processos de perda e a exportação são baixos, de forma que a qualidade ambiental é garantida e a sustentabilidade do sistema assegurada.

Na área PD-03 a organização é elevada, porém menor que a verificada na MT. As propriedades emergentes do sistema atingem expressividade, mas a autonomia ainda não permite que a organização atinja o máximo. A relação com o ambiente se dá principalmente pela exportação de COD, que resulta que a propriedade qualidade ambiental é menor que a da MT, já que a exportação é maior que a verificada naquele sistema, mas ainda assim a qualidade ambiental resultante no PD-03 é maior que nos demais sistemas. A exportação de CO, especialmente da fração COP, foi baixa neste sistema, indicando que esta fração está sendo retida. O aumento na agregação desta área, verificado no Estudo 1, representa uma eficiente estratégia de conservação do COP. A fração COP representa a entrada de carbono lábil no sistema, sua manutenção significa melhoria das condições conferidas aos microorganismos e conseqüentemente maior expressão de sua atividade gerando maior organização, que permitirá ao sistema sustentar-se ao longo do tempo.

O CM-01 atinge organização em grau menor que o PD-03. Como a autonomia do CM-01 ainda é elevada, em comparação com os demais, o principal efeito do grau de organização menor é a redução da qualidade ambiental. As exportações de CO neste sistema foram médias, para todas as frações. Considerando que as adições foram reduzidas pela simplificação da composição do sistema, é de se esperar que com o passar do tempo, se mantido o padrão de exportação, a organização atingida se dissipará e o sistema tenderá a desestruturar-se. Por outro lado, a exportação neste sistema foi menor que a verificada no PC-01, especialmente para a fração COP. Outra interpretação possível é que o estoque está sendo trabalhado no sentido de ajustar o sistema à nova ontologia, a função memória da autonomia está registrando a mudança de MT para área de lavoura, mas a organização do sistema também conduz este processo, regulando as perdas de solo e água e as exportações de CO, buscando manter o sistema num patamar, se não sustentável, pelo menos constante.

A área CM-03 apresenta um grau muito pequeno de organização. Aqui é importante ressaltar que a exportação baixa de COP é mais decorrente da autonomia do sistema que de estratégias eficientes para manter esta fração de CO na área. Este sistema caminha no limite da organização e da estrutura. Como o estudo foi conduzido num espaço de tempo limitado, não é possível inferir com clareza qual sentido o sistema seguirá, se organização ou simplificação. O padrão de perdas de solo e água foi semelhante ao verificado na área CM-01, o que pode ser interpretado como conectividade do elemento manejo. Os estados futuros possíveis para esta área são a redução de perdas de solo, que levará à redução da exportação de CO, e o sistema poderá se manter constante. Ou então, devido ao baixo grau de funcionalidade, a superveniência de um fator que gere caos, como por exemplo um período de chuvas de alto volume e intensidade dissipará a organização e promoverá a desestruturação do sistema. Em outras palavras, a organização da área CM-03 é muito frágil para garantir-lhe estabilidade ou sustentabilidade.

As áreas PC-01 e PC-25 não atingem organização, mas apenas estrutura. A intensidade dos processos de perda e exportação indica que estas áreas caminham para a desestruturação. Estes sistemas não são sustentáveis nem no contexto do sistema em si nem no contexto ambiental.

A área PC-01 também está passando por um momento de ajuste da autonomia, frente a nova ontologia adquirida, mas a elevada exportação de COP indica que o sistema não mais apresenta organização suficiente para elevar a permanência desta fração do CO. O mesmo ocorre na área PC-25, as exportações médias de COP indicam a autonomia reduzida e não estratégias de retenção desta fração.

Sistemas que não possuem organização são insustentáveis por que não conseguem se auto-produzir. Além disto, as implicações são transmitidas para o sistema que os engloba na forma de redução da qualidade ambiental. Considerando que não ocorra intervenção na situação atual, o estado futuro possível para as áreas sob PC é a degradação do solo, do ambiente e conseqüentemente, do agricultor e sua família. A adoção de CM possibilita estados futuros mais otimistas, mas análise das áreas de estudo pela ótica dos sistemas permite afirmar que apenas o PD tem condições de possibilitar estados futuros de sustentabilidade do solo, do ambiente e do agricultor e da sua família.

7. 4 CONCLUSÕES

A autonomia influenciou o comportamento dos sistemas CM-03 e PD-03, mas teve menos importância neste último, indicando que o sistema de manejo foi o fator que mais promoveu a recuperação das propriedades emergentes neste sistema.

A conectividade das relações ocorrentes nas áreas estabeleceu a qualidade das relações dos sistemas com o ambiente através dos processos de perdas e exportação. Se a conectividade na área era intensa, das relações com o ambiente emergia a qualidade ambiental. A maior qualidade ambiental entre as áreas de lavoura no PD-03.

A máxima integralidade e funcionalidade dentre as áreas de lavoura foram verificadas no PD-03. Neste sistema, apenas a exportação de COD não apresentou subordinação à funcionalidade do sistema.

A máxima qualidade e organização entre as áreas de lavoura foi obtida no sistema PD-03. Os sistemas PC-01 e PC-25 não atingiram organização, mas apenas estrutura.

As perdas de solo e as elevadas exportações de CO das áreas sob PC resultaram em baixa qualidade do solo e, conseqüentemente, redução da qualidade ambiental destes sistemas.

Entre as áreas de lavoura, o PD-03 caminha para a sustentabilidade, as áreas PC-01 e PC-25 caminham para a desagregação do sistema.

7.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BUNGE, M. Systemism: the alternative to individualism and holism. **Journal of Socio-Economics**, Amsterdam, v.29, p.147–157, 2000.

CAPRA, F. Alfabetização ecológica: o desafio para a educação no século 21. In: TRIGUEIRO, A. (Coord) **Meio ambiente no século 21**. 3.ed. Rio de Janeiro : Sextante, 2003.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SAPNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.29, p.777-788, 2005.

DENBIGH, K.G. Time's Arrows Today: Recent Physical and Philosophical Work on the Direction of Time. **Studies in history and philosophy of modern physics**, Amsterdam, v.21, n.2, p221-221, 1996. (Book review and critical)

DORAN, J.W.; PARKIN, T.B. Defining and accessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BESDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds) **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison : Soil Science Society of America, 1994. p3-22. (Special Publication, 35)

FIEDLER-FERRARA, N. O pensar complexo: construção de um novo paradigma. In: Simpósio Nacional de Ensino de Física, 15., 2003, Curitiba, Pr. **Anais....** Curitiba : UFPR, 2003.

LEONENKO, L. The language of ternary description and its founder.(to the 70th anniversary of professor Uyemov) . **Modern Logic**, Edinburgh, v.8, p31-52, 2000.

MORIN, E. **Introdução ao pensamento complexo**. Porto Alegre : Sulina, 2005. 120p Tradução de Eliane Lisboa

MORIN, E. **Método: a natureza da natureza**. 2.ed. Porto Alegre : Sulina, 1999. v.1, 273p

PELLEGRINI, A. **Sistemas de cultivo da cultura do fumo com ênfase às práticas de manejo e conservação do solo**. Santa Maria : UFSM, 2006. Dissertação (Mestrado - Área de Concentração Processos Físicos e

Morfogenéticos do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2006.

PRIGOGINE, I. **O fim das certezas: tempo, caos e as leis da natureza**. São Paulo : Ed da Unesp, 1996.

SILVA, J.M. Em busca da complexidade esquecida. **Revista FAMECOS**, Porto Alegre, v.5, p, 14- 21, 1996.

UHLMANN, G.W. **Teoria geral dos sistemas: do atomismo ao sistemismo**. São Paulo, : CISC,2002. 84p.

UYEMOV, A. I. Problem of Direction of Time and the Laws of System's Development. In: KUBAT, L.; ZEMAN, J. (Eds) **Entropy and Information in Science and Philosophy**. Praga: Elsevier, 1975. p. 93-102.

UYEMOV. A.I. The ternary description language as a formalism for the parametric general systems theory: part I **International Journal of General Systems**, London, v.28, p.351-366, 1999.

VEZZANI, F.M. **Qualidade do sistema solo na produção agrícola**. 184f. 2001. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

VIEIRA, J.A. Organização e Sistemas. **Informática na Educação** – Revista do PPGIE –UFRGS, Porto Alegre, v.3, n.1, p 11-24, 2000.

WARKENTIN, B.P. The changing concept of soil quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, n.50, p.226-228, 1995.

8 APÊNDICES

Apêndice 1. Análise química do solo das áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum para a camada de 0 a 7,5 cm.

Área	P	Cu	Fe	Zn	Mn	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	pH	Índice
	-----mg dm ³ -----					-----cmol _c dm ³ -----					CaCl ₂	SMP
MT	03,59	0,20	12,3	0,58	1,22	0,28	0,10	2,02	0,58	5,20	4,92	4,90
CM-01	39,53	0,30	63,2	7,27	214,2	0,53	0,45	1,53	0,02	3,87	6,30	6,10
PC-1p	42,34	0,35	61,4	8,23	210,9	0,60	0,48	1,62	0,02	3,72	6,35	6,10
PC-01	45,37	0,33	60,7	10,2	178,3	0,61	0,43	2,15	0,02	4,10	6,32	6,20
PC-25	49,72	0,38	58,2	9,54	133,5	0,59	0,53	2,15	0,02	3,90	6,30	6,05
PC-40	52,36	0,42	56,9	8,76	168,5	0,61	0,51	2,51	0,01	3,56	6,60	6,10
CM-03	43,21	0,37	55,3	9,32	163,4	0,58	0,49	2,35	0,03	4,39	6,10	6,10
PD-03	37,94	0,33	53,7	9,01	169,7	0,54	0,47	2,11	0,04	4,32	6,01	6,00

Apêndice 2. Capacidade de campo (CC) e ponto de murcha permanente (PM) do solo das áreas de estudo na Microbacia Cândido Brum obtidos em câmara de Richards para as tensões -0,033 MPa (capacidade de campo) e -1,5 MPa (ponto de murcha permanente)

Prof (cm)	MT		CM-01		PC-1p		PC-01		PC-25		PC-40		CM-03		PD-03	
	CC	PM	CC	PM	CC	PM	CC	PM	CC	PM	CC	PM	CC	PM	CC	PM
Umidade em m ³ m ⁻³															
0 – 2,5	0,51	0,10	0,50	0,10	0,50	0,10	0,48	0,10	0,30	0,08	0,28	0,07	0,37	0,08	0,40	0,09
2,5 – 7,5	0,48	0,10	0,48	0,10	0,44	0,10	0,42	0,10	0,28	0,07	0,27	0,08	0,35	0,08	0,36	0,08
7,5 – 17,5	0,48	0,10	0,48	0,10	0,44	0,10	0,41	0,10	0,30	0,08	0,27	0,07	0,34	0,08	0,36	0,08

Apêndice 3. Data das precipitações, taxa de cobertura do solo (Tx Cob), massa de sedimentos grosseiros (SG) e de sedimentos finos (SF) para as áreas de estudo da Microbacia Cândido Brum

Evento	Data	precipitação mm	Tx Cob %	MT		Tx Cob %	CM-01		Tx Cob %	PC-1p	
				SG Mg ha-1	SF Kg ha-1		SG Mg ha-1	SF Kg ha-1		SG Mg ha-1	SF Kg ha-1
1	23/4/04	49,5	100	0	0	47	0,96	10,0	52	0,82	11,6
2	8/5/04	28,5	100	0	0	50	0,00	0,0	62	0,00	0,0
3	23/5/04	15,7	100	0	0	53	0,00	0,0	65	0,45	0,0
4	27/5/04	28	100	0	0	60	0,61	0,0	72	0,00	0,0
5	11/6/04	34,8	100	0	0	69	0,00	0,0	74	0,00	0,0
6	2/7/04	44,2	100	0	0	71	0,37	5,9	75	0,66	11,0
7	15/7/04	32,6	100	0	0	73	0,00	0,0	75	0,00	0,6
8	13/9/04	59,1	100	0	0	93	0,10	13,2	48	0,50	8,4
9	22/9/04	42,1	100	0	0	42	1,83	0,8	50	0,36	0,0
10	16/10/04	49,2	100	0	0	45	0,10	11,1	52	0,32	0,0
11	23/10/04	31,5	100	0	0	48	0,00	0,0	63	0,00	0,0
12	4/11/04	19,1	100	0	0	49	0,00	0,0	62	0,00	0,0
13	10/11/04	76,8	100	0	0	52	2,80	11,3	65	0,58	11,7
14	10/1/05	73	100	0	0	70	0,80	0,7	67	0,40	0,0
15	13/3/05	72	100	0	0	67	0,10	0,0	54	0,23	14,4
16	23/3/05	13,1	100	0	0	54	0,00	0,0	57	0,00	0,0
17	2/4/05	49,8	100	0	0	55	0,60	15,0	30	0,70	0,0
18	8/4/05	39,1	100	0	0	55	0,70	0,0	30	0,00	0,0
19	20/4/05	13,6	100	0	0	57	0,00	0,0	39	0,00	0,0
20	18/5/05	59,2	100	0	0	63	0,10	13,5	59	0,33	4,1
21	14/6/05	72	100	0	0	65	0,50	0,6	67	0,92	8,0
22	22/7/05	66	100	0	0	87	0,38	9,3	80	0,88	8,7
23	20/8/05	39,4	100	0	0	55	0,00	0,0	82	0,00	0,0
24	17/9/05	59,1	100	0	0	57	0,33	0,0	34	0,17	0,9
25	22/9/05	42,1	100	0	0	60	0,00	12,4	40	0,23	0,0
26	8/10/05	37,3	100	0	0	60	0,32	0,0	45	0,41	0,0
27	16/10/05	31,2	100	0	0	65	0,00	0,0	49	0,00	0,0
28	5/12/05	27	100	0	0	70	0,00	0,0	70	0,00	0,0

Continuação do Apêndice 3

Evento	Data	precipitação mm	Tx Cob %	PC-01		Tx Cob %	PC-25		Tx Cob %	PC-40	
				SG Mg ha-1	SF Kg ha-1		SG Mg ha-1	SF Kg ha-1		SG Mg ha-1	SF Kg ha-1
1	23/4/04	49,5	22	1,54	21,60	42	1,44	19,00	34	1,22	15,50
2	8/5/04	28,5	30	0,70	0,00	52	0,40	0,00	45	0,60	0,00
3	23/5/04	15,7	33	0,00	0,00	53	0,00	0,00	47	0,40	0,00
4	27/5/04	28	36	0,55	0,00	57	0,40	0,00	50	0,00	0,00
5	11/6/04	34,8	39	0,50	0,00	64	0,28	8,70	51	0,43	10,20
6	2/7/04	44,2	46	0,32	21,60	68	0,36	10,30	52	0,42	0,00
7	15/7/04	32,6	48	0,46	0,00	68	0,32	0,00	20	0,56	5,30
8	13/9/04	59,1	34	0,90	9,00	27	1,02	8,30	25	1,00	10,60
9	22/9/04	42,1	47	0,54	9,10	30	0,50	9,01	30	0,98	7,90
10	16/10/04	49,2	53	1,30	5,40	35	0,48	7,00	36	0,51	0,00
11	23/10/04	31,5	57	0,88	0,00	39	0,30	0,00	45	0,50	3,10
12	4/11/04	19,1	58	0,00	0,00	45	0,00	3,20	46	0,10	0,00
13	10/11/04	76,8	61	0,72	10,20	53	1,20	10,10	48	0,93	10,20
14	10/1/05	73	67	0,50	7,10	34	1,50	6,10	40	1,10	9,80
15	13/3/05	72	50	0,50	13,40	30	0,90	15,70	23	0,82	12,00
16	23/3/05	13,1	55	0,00	0,00	32	0,28	0,00	25	0,03	9,50
17	2/4/05	49,8	30	0,91	9,80	34	0,66	12,10	27	0,40	10,50
18	8/4/05	39,1	30	0,76	7,20	42	0,00	7,90	33	0,30	0,00
19	20/4/05	13,6	45	0,00	0,00	46	0,30	0,00	39	0,31	7,30
20	18/5/05	59,2	58	0,70	10,00	50	1,38	4,01	47	1,10	0,00
21	14/6/05	72	72	1,03	12,30	62	1,20	9,90	56	1,72	11,50
22	22/7/05	66	85	0,74	25,20	65	0,90	10,20	25	0,90	29,00
23	20/8/05	39,4	73	0,00	0,00	32	0,20	4,60	30	0,38	0,00
24	17/9/05	59,1	45	1,67	14,80	36	0,72	10,90	35	0,69	28,10
25	22/9/05	42,1	47	0,00	0,00	40	0,80	9,00	38	0,70	0,00
26	8/10/05	37,3	52	0,00	0,00	45	0,62	0,00	40	0,77	0,00
27	16/10/05	31,2	56	1,11	0,00	42	0,60	0,00	53	0,70	0,00
28	5/12/05	27	69	0,00	0,00	43	0,20	0,00	55	0,00	0,00

Continuação do Apêndice 3

Evento	Data	precipitação mm	Tx Cob %	CM-03		Tx Cob %	PD-03	
				SG Mg ha-1	SF Kg ha-1		SG Mg ha-1	SF Kg ha-1
1	23/4/04	49,5	50	1,1	15,30	71	0,03	4,76
2	8/5/04	28,5	48	0,27	0,00	72	0,01	0,00
3	23/5/04	15,7	52	0,00	0,00	78	0,00	0,00
4	27/5/04	28	59	0,34	0,00	80	0,00	0,00
5	11/6/04	34,8	65	0,00	0,00	83	0,02	0,00
6	2/7/04	44,2	70	0,75	0,00	85	0,00	0,00
7	15/7/04	32,6	70	0,00	0,00	85	0,00	3,20
8	13/9/04	59,1	47	0,51	15,00	95	0,00	0,00
9	22/9/04	42,1	50	0,61	0,00	95	0,03	1,10
10	16/10/04	49,2	52	0,30	0,00	82	0,00	0,00
11	23/10/04	31,5	54	0,24	0,00	87	0,00	0,00
12	4/11/04	19,1	65	0,00	0,00	92	0,00	0,00
13	10/11/04	76,8	65	0,61	7,00	75	0,16	2,84
14	10/1/05	73	65	0,32	6,20	75	0,00	0,00
15	13/3/05	72	63	0,90	11,30	80	0,00	3,45
16	23/3/05	13,1	47	0,00	0,00	85	0,00	0,00
17	2/4/05	49,8	48	0,10	8,01	87	0,04	0,00
18	8/4/05	39,1	49	0,10	0,00	90	0,00	0,00
19	20/4/05	13,6	52	0,00	0,00	92	0,00	0,00
20	18/5/05	59,2	57	0,00	9,30	93	0,03	0,00
21	14/6/05	72	62	2,31	8,30	95	0,01	4,52
22	22/7/05	66	74	1,07	26,40	97	0,02	2,80
23	20/8/05	39,4	85	0,00	0,00	92	0,00	0,00
24	17/9/05	59,1	50	0,96	13,90	87	0,02	0,00
25	22/9/05	42,1	52	0,00	0,00	88	0,00	2,24
26	8/10/05	37,3	54	0,91	0,00	94	0,02	0,00
27	16/10/05	31,2	55	0,00	0,00	94	0,00	0,00
28	5/12/05	27	73	0,00	0,00	95	0,00	0,00

Apêndice 4. Comparativo dos resultados de estoque de carbono orgânico total (COT) de das frações carbono orgânico particulado (COP) e carbono orgânico associado a minerais (CAM) obtidos pelo método da camada equivalente e da massa equivalente. SS= segmento superior, SM= segmento médio e SI= segmento inferior

Camada equivalente				Massa equivalente			
MT				MT			
	SS	SM	SI		SS	SM	SI
COT	46,45	52,86	54,157	COT	45,98	52,42	53,71
CAM	27,2	33,70	33,8	CAM	26,93	33,41	33,51
COP	19,25	19,16	20,357	COP	19,06	19,01	20,19
CM-01				CM-01			
	SS	SM	SI		SS	SM	SI
COT	41,07	41,87	20,11	COT	39,48	40,24	34,48
CAM	23,97	26,03	13,47	CAM	23,04	25,02	23,64
COP	17,10	15,84	6,64	COP	16,43	15,22	10,84
PC-1p				PC-1p			
	SS	SM	SI		SS	SM	SI
COT	45,54	46,01	38,03	COT	40,99	41,41	34,23
CAM	29,26	29,45	25,96	CAM	26,33	26,51	23,36
COP	16,28	16,56	12,07	COP	14,65	14,90	10,87
PC-01				PC-01			
	SS	SM	SI		SS	SM	SI
COT	36,69	40,69	36,39	COT	39,06	36,38	38,73
CAM	24,69	27,48	28,04	CAM	26,28	24,48	29,85
COP	12,00	13,21	8,35	COP	12,77	11,90	8,89
PC-25				PC-25			
	SS	SM	SI		SS	SM	SI
COT	31,04	20,00	23,52	COT	28,19	18,17	21,36
CAM	21,01	12,78	16,00	CAM	19,08	11,61	14,53
COP	10,03	7,22	7,52	COP	9,11	6,56	6,83
PC-40				PC-40			
	SS	SM	SI		SS	SM	SI
COT	34,96	33,54	31,09	COT	26,83	25,74	23,86
CAM	23,93	22,41	19,96	CAM	18,36	17,20	15,32
COP	11,03	11,13	11,13	COP	8,46	8,54	8,54
CM-03				CM-03			
	SS	SM	SI		SS	SM	SI
COT	36,98	32,25	32,16	COT	30,76	26,83	26,75
CAM	25,88	21,96	20,26	CAM	21,53	18,27	16,85
COP	11,10	10,29	11,90	COP	9,23	8,56	9,90
PD-03				PD-03			
	SS	SM	SI		SS	SM	SI
COT	34,844	28,861	31,682	COT	27,82	23,04	25,29
CAM	23,932	19,437	19,716	CAM	19,11	15,52	15,74
COP	10,912	9,424	11,966	COP	8,71	7,52	9,55