

DANIELLE JANAINA WESTPHALEN POMIANOSKI

**PERDAS DE SOLO E ÁGUA EM SISTEMAS AGROFLORESTAIS DA
BRACATINGA (*Mimosa scabrella* Bentham)
EM DIFERENTES DECLIVIDADES E MANEJOS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências do Solo, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. Renato Antonio Dedeczek

**CURITIBA
2005**

*Este trabalho é dedicado com muito carinho
à minha filha Beatriz, ao meu amor Júnior e aos
meus pais Célio e Maria.*

AGRADECIMENTOS

Ao pesquisador Dr Renato Dedecek, por ter aceitado o desafio de realizarmos juntos esse trabalho.

Ao pesquisador Dr Luciano Montoya pela parceria no projeto que viabilizou a pesquisa.

Aos amigos do laboratório do Centro Nacional de Pesquisa de Plantas, Fertilidade e Solo (Embrapa) pela amizade e o sorriso de cada dia, especialmente ao Coelho e ao Onécimo pela valiosa colaboração.

Ao Prof Dr Roberto Rochadelli da Universidade Federal do Paraná e ao pesquisador Dr Osmir José Lavoranti pela amizade e orientação na análise estatística.

Ao proprietário Antonio Andreatta que disponibilizou sua área para as pesquisas.

Aos colegas de Pós-graduação agradeço pela amizade e convívio.

Aos amigos de trabalho (Departamento de Economia Rural e Extensão) pelo incentivo e apoio para a realização desta pesquisa.

A todos aqueles que, de alguma maneira, incentivaram e colaboraram para a realização desta pesquisa. Meu muito obrigado.

*“Cada pessoa em sua existência pode ter duas atitudes:
construir ou plantar.
Os construtores podem demorar anos em suas tarefas, mas um dia terminam aquilo que estavam
fazendo.
Então param e ficam limitados por suas próprias paredes.
A vida perde o sentido quando a construção acaba.
Mas existem os que plantam. Estes, às vezes, sofrem com tempestades, com as estações, e
raramente descansam.
Mas ao contrário de um edifício,
O jardim jamais pára de crescer.
E, ao mesmo tempo que exige atenção do jardineiro,
Também permite que, para ele,
A vida seja uma grande aventura.
Os jardineiros sempre se reconhecerão entre si
Porque sabem que na história de cada planta
Está o crescimento de toda a Terra.”*

(Paulo Coelho)

SUMÁRIO

| | |
|--|-----|
| LISTA DE FIGURAS | vi |
| LISTA DE TABELAS | vii |
| LISTA DE QUADRO | ix |
| LISTA DE GRAFICOS | x |
| RESUMO | xi |
| ABSTRACT | xii |
| 1 INTRODUÇÃO | 1 |
| 2 REVISÃO DE LITERATURA | 3 |
| 2.1 ESPECIE ESTUDADA | 3 |
| 2.2 MANEJO DOS BRACATINGAIS | 4 |
| 2.3 EROSÃO NO SOLO | 5 |
| 2.3.1 CAUSAS DA PERDA DE SOLO | 5 |
| 2.3.2 EFEITOS DA EROSÃO | 9 |
| 2.3.3 EFEITOS DA DECLIVIDADE NA EROSÃO | 11 |
| 2.3.4 EFEITO DO COMPRIMENTO DA RAMPA NA EROSÃO | 12 |
| 2.3.5 DECLIVES IRREGULARES | 13 |
| 2.3.6 EFEITO DO PERCENTUAL DO DECLIVE | 13 |
| 2.4 EFEITO DO MANEJO NA EROSÃO | 14 |
| 2.5 INFLUÊNCIA DO FOGO | 17 |
| 2.5.1 INFLUÊNCIA DO FOGO NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS | 17 |
| 2.5.2 INFLUÊNCIA DO FOGO NO MICROCLIMA | 18 |
| 2.5.3 INFLUÊNCIA DO FOGO NOS MICROORGANISMOS | 18 |
| 2.5.3.1 Influência do fogo na biomassa microbiana | 19 |
| 3 MATERIAL E MÉTODOS | 21 |
| 3.1 LOCALIZAÇÃO | 21 |
| 3.2 DESCRIÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL | 22 |
| 3.3 AMOSTRAGEM | 23 |
| 3.3.1 AMOSTRAGEM DO SOLO | 23 |
| 3.3.2 ANÁLISE DA BIOMASSA | 25 |
| 3.3.3 QUANTIFICAÇÃO DAS PERDAS DE SOLO E ÁGUA | 25 |
| 3.3.4 ANÁLISES DAS CINZAS | 26 |
| 3.3.5 ANÁLISE MICROBIANA | 27 |
| 3.3.6 AVALIAÇÃO DA DENSIDADE POPULACIONAL | 27 |
| 3.3.7 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL | 27 |
| 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO | 29 |
| 4.1 PERDAS DE SOLO E ÁGUA EM DIFERENTES DECLIVIDADES E MANEJOS | 29 |
| 4.2 CORRELAÇÕES DA EROSIDADE E PRECIPITAÇÃO COM AS PERDAS NAS DECLIVIDADES E MANEJOS | 31 |
| 4.3 PERDAS DE NUTRIENTES | 39 |
| 4.3.1 PERDAS DE NUTRIENTES POR EROSÃO EM SOLUÇÃO | 39 |
| 4.3.2 PERDAS DE NUTRIENTES NO SEDIMENTO | 47 |
| 4.4 COMPOSIÇÃO TEXTURAL DO SEDIMENTO | 48 |
| 4.5 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO | 50 |
| 4.5.1 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO NAS PROFUNDIDADES DE 0-5 E 5-10 CM | 50 |

| | | |
|-------|--|----|
| 4.5.2 | ANÁLISE DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DAS AMOSTRAS SELECIONADAS NAS PROFUNDIDADES 1, 2, 3, 4 E 5 CM | 54 |
| 4.6 | ESTADO NUTRICIONAL DO RESÍDUO DA BRACATINGA | 56 |
| 4.7 | ANÁLISE POPULACIONAL | 57 |
| 4.8 | INFLUÊNCIA DO FOGO NA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO | 59 |
| 4.9 | ANÁLISE DOS ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO | 61 |
| 5 | CONCLUSÕES | 63 |
| 6 | RECOMENDAÇÕES | 64 |
| | REFERÊNCIAS | 65 |
| | ANEXO | 78 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA EXPERIMENTAL E DO MUNICÍPIO..... | 21 |
| FIGURA 2 - VISTA GERAL DA AREA ONDE FORAM LOCADOS OS TRATAMENTOS COM USO OU NÃO DO FOGO E DIFERENTES DECLIVIDADES | 22 |
| FIGURA 3 - VISTA DA AREA DA MATA NATIVA COM DECLIVIDADE DE 20% | 23 |
| FIGURA 4 - VISTA DO RESIDUO DA BRACATINGA APÓS CORTE RASO E ANTES DO FOGO..... | 25 |
| FIGURA 5 - VISTA DO CONJUNTO DE COLETA E ARMAZENAMENTO DA ENXURRADA (RODA DE COSHOCTON) A CAMPO | 26 |
| FIGURA 6 - VISTA DA ÁREA APÓS A QUEIMA DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DA BRACATINGA | 27 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| TABELA 1 - DISTRIBUIÇÃO DO TAMANHO DE PARTÍCULAS DO SOLO NOS DIFERENTES TRATAMENTOS, 2002 | 24 |
| TABELA 2 - PERDAS DE SOLO E ÁGUA EM ÁREA CULTIVADA COM BRACATINGA, SOB DIFERENTES DECLIVIDADES | 29 |
| TABELA 3 - PERDAS DE SOLO E ÁGUA EM ÁREA CULTIVADA COM BRACATINGA COM E SEM FOGO E FLORESTA NATIVA NO MESMO DECLIVE-2002-2003 | 30 |
| TABELA 4 - PERDAS DE NUTRIENTES POR EROSIÃO, EM SOLUÇÃO ACUMULADA EM g/ha.ANO COM BASE NO VOLUME DA ENXURRADA E A CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE PERDA DE NUTRIENTES EM DIFERENTES DECLIVIDADES , NO PERÍODO DE 2002-2003..... | 39 |
| TABELA 5 - CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA INICIAL DO SOLO NA PROFUNDIDADE DE 0-5 cm PARA OS DIFERENTES TRATAMENTOS – 2002 | 40 |
| TABELA 6 - PERDAS DE NUTRIENTES POR EROSIÃO, EM SOLUÇÃO ACUMULADA EM g/ha.ANO COM BASE NO VOLUME DA ENXURRADA E A CONCENTRAÇÃO MÉDIA DAS PERDAS DE NUTRIENTES EM DIFERENTES MANEJOS , NO PERÍODO DE 2002-2003..... | 41 |
| TABELA 7 - QUANTIDADE DE CINZA EM g/ha E CONCENTRAÇÃO MÉDIA, APÓS O FOGO | 42 |
| TABELA 8 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS BASEADOS NO SEDIMENTO NAS DIFERENTES DECLIVIDADES, NO PERÍODO 2002-2003..... | 47 |
| TABELA 9 - COMPARAÇÃO DA ANÁLISE TEXTURAL DO SOLO ORIGINAL COM O DO SEDIMENTO NOS DIFERENTES TRATAMENTOS NA PROFUNDIDADE DE 0-5 cm – 2002..... | 49 |
| TABELA 10 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO EM DIFERENTES TRATAMENTOS E PERÍODOS (ANTES DO FOGO E UM ANO) NAS PROFUNDIDADES DE 0-5 E 5-0 cm..... | 50 |
| TABELA 11 - CONCENTRAÇÃO DE CÁLCIO, MAGNÉSIO E POTASSIO EM DIFERENTES TRATAMENTOS E PERÍODOS (ANTES DO FOGO E UM ANO) NAS PROFUNDIDADES 0-5 E 5-10 cm..... | 51 |
| TABELA 12 - CONCENTRAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM DIFERENTES TRATAMENTOS E PERÍODOS (ANTES DO FOGO E UM ANO) NAS PROFUNDIDADES DE 0-5 E 5-10 cm..... | 53 |
| TABELA 13 - CONCENTRAÇÃO DO FÓSFORO EM DIFERENTES PERÍODOS (ANTES DO FOGO, APÓS O FOGO E UM ANO) NAS PROFUNDIDADES DE 1, 2, 3, 4 E 5 cm..... | 54 |
| TABELA 14 - BIOMASSA EM T/HA E ESTOQUE DE NUTRIENTE TOTAL DO RESÍDUO DA BRACATINGA kg/ha – 2002..... | 57 |
| TABELA 15 - ANÁLISE DA POPULAÇÃO DURANTE O PERÍODO DE UM ANO DO CICLO DA BRACATINGA EM PLANTAS/ha E VALORES DENDROMÉTRICOS MÉDIOS DAS BRACATINGAS PARA CADA TRATAMENTO- 2002-2003 | 58 |

| | |
|--|----|
| TABELA 16 - RESPIRAÇÃO DO SOLO, EM $\mu\text{CO}_2 \cdot \text{G} \cdot \text{SOLO}^{-1} \cdot \text{DIA}^{-1}$, DE AMOSTRAS DE SOLOS SUBMETIDAS A DIFERENTES TRATAMENTOS | 59 |
| TABELA 17 - CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA, EM $\mu\text{C} \cdot \text{g} \cdot \text{SOLO}^{-1}$, DE AMOSTRAS DE SOLO SUBMETIDAS A DIFERENTES TRATAMENTOS E PERÍODOS..... | 60 |
| TABELA 18 - VALORES DOS ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO-2002..... | 61 |

LISTA DE QUADRO

| | |
|--|----|
| QUADRO 1 - DISTRIBUIÇÃO DA QUANTIDADE E DA EROSIVIDADE DAS CHUVAS POR MÊS, NO PERÍODO DE 2002-2003. | 32 |
|--|----|

LISTA DE GRÁFICOS

| | |
|--|----|
| GRAFICO 1 - EROSIVIDADE EM t.m/ha.mm/h E A PERDA DE SOLO TOTAL kg/ha NAS DIFERENTES DECLIVIDADES, NO PERÍODO DE AGOSTO DE 2002 A AGOSTO 2003 | 33 |
| GRAFICO 2 - EROSIVIDADE EM t.m/ha.mm/h E A PERDA DE SOLO TOTAL kg/ha NOS DIFERENTES MANEJOS, NO PERÍODO DE AGOSTO DE 2002 A AGOSTO 2003..... | 35 |
| GRAFICO 3 - DISTRIBUIÇÃO MÉDIA MENSAL, DAS CHUVAS EM mm E A PERDA DE ÁGUA TOTAL mm/ha NO CULTIVO DA BRACATINGA NAS DIFERENTES DECLIVIDADES, NO PERÍODO DE AGOSTO DE 2002 A AGOSTO 2003 | 36 |
| GRAFICO 4 - DISTRIBUIÇÃO MÉDIA MENSAL, DAS CHUVAS EM MM E A PERDA DE ÁGUA TOTAL mm/ha EM DIFERENTES MANEJOS, NO PERÍODO DE AGOSTO DE 2002 A AGOSTO 2003..... | 37 |
| GRAFICO 5 - PERDAS DE NUTRIENTES EM g/ha E AGUA m ³ /ha POR EROSÃO EM SOLUÇÃO NO TRATAMENTO 1, NO PERÍODO 2002-2003 | 43 |
| GRAFICO 6 - PERDAS DE NUTRIENTES g/ha E AGUA m ³ /ha POR EROSÃO EM SOLUÇÃO NO TRATAMENTO 3, NO PERÍODO 2002-2003 | 43 |
| GRAFICO 7 - PERDAS DE NUTRIENTES EM g/ha E AGUA EM m ³ /ha POR EROSÃO EM SOLUÇÃO NO TRATAMENTO 4, NO PERÍODO 2002-2003 | 44 |
| GRAFICO 8 - PERDAS DE NUTRIENTES EM g/ha E AGUA EM m ³ /ha POR EROSÃO EM SOLUÇÃO NO TRATAMENTO 2, NO PERÍODO 2002-2003 | 45 |
| GRAFICO 9 - PERDAS DE NUTRIENTES EM g/ha E AGUA EM m ³ /ha POR EROSÃO EM SOLUÇÃO NO TRATAMENTO 5, NO PERÍODO 2002-2003 | 46 |

RESUMO

O sistema agroflorestal da Bracatinga (*Mimosa scabrella*) faz uso do fogo, sob o ponto de vista de conservação do solo, este sistema deixa o solo descoberto, exposto à ação direta das chuvas durante parte do primeiro ano após a queima. O presente estudo avaliou as perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica, no sistema agroflorestal da bracatinga. Este sistema tradicionalmente faz uso do fogo no repovoamento das áreas como forma de controlar as invasoras e garantir a dominância das plantas de bracatinga. Os tratamentos consistiram no uso do fogo em diferentes declividades (10%, 20% e 30%), sem uso do fogo (20%) e como testemunha mata nativa (20%). O período amostrado foi entre agosto de 2002 e agosto de 2003, salientando que este período houve menor precipitação do que as médias normais dos anos anteriores. Foram analisados os atributos químicos, físicos e biológicos do solo em diferentes períodos. A enxurrada foi coletada a cada sete dias e em laboratório, separou-se água e sedimento. Os elementos fósforo, potássio, cálcio, magnésio foram determinados tanto na solução quanto no sedimento coletado na calha, e a matéria orgânica apenas no sedimento. As maiores perdas de nutrientes ocorreram nos tratamentos com uso do fogo e o fósforo foi o nutriente que obteve as maiores concentrações, tanto em solução quanto no sedimento, devido às cinzas resultantes da queima. O tratamento com declive de 20% sem fogo foi o mais eficiente, tanto no controle de perdas de solo e de água quanto nas perdas de nutrientes. As perdas de solo e de água por erosão foram para os tratamentos: com 10% de declive e com fogo 0,051 t/ha.ano e 11,7 mm.ano; com 20% de declive e sem fogo, 0,015 t/ha.ano e 3,639 mm.ano; com 20% de declive e com fogo, 0,073 t/ha.ano e 15,0 mm.ano e com 30% de declive e com fogo, 0,187 t/ha.ano e 46,5 mm/ano, respectivamente. A testemunha com 20% de declive teve perdas de solo e água de 0,133 t/ha.ano e 58,1 mm.ano, maiores pela permanente umidade do solo e condições de cobertura do solo. As perdas de solo, água e de nutrientes nos tratamentos com o uso do fogo foram mais acentuados após a queima. Com o aparecimento da bracatinga e das espécies espontânea estas perdas foram diminuindo, tornando-se similares às do tratamento sem fogo. A concentração dos nutrientes no solo, após um ano, não diferiu entre os tratamentos como também a altura e diâmetro da altura do peito (DAP) das bracatingas. Um ano após a queima, a quantidade de carbono na biomassa microbiana foi significativamente superior nos tratamentos sem uso do fogo, na bracatinga com seis anos e na mata nativa, quando comparados às áreas com queima dos resíduos. A reposição da cobertura vegetal de bracatinga em sistemas agroflorestal tradicional da região metropolitana de Curitiba sem uso do fogo, aumenta o controle da erosão e a fixação dos nutrientes no solo, dando maior sustentabilidade da atividade florestal.

Palavras-chave: fogo, revegetação, sustentabilidade, características químicas, físicas e biológicas do solo, sedimento.

ABSTRACT

Soil, water and nutrient losses by rainfall erosion were measured on an agroforestry system including bracatinga (*Mimosa scrabella*). This system traditionally uses to burn harvesting residues to assure the revegetation and the dominance of bracatinga seedlings and to control weeds. This process usually leads toward soil degradation, by rainfall erosion and soil organic matter decay. The treatments tested were use of fire on different soil slopes (10, 20 and 30 %), no fire on 20% slope and a test plot with a degraded native forest. Runoff was sampled from August 2003 to August 2004, and soil was also sampled during this period to realize chemical, physical and biological analyses. Runoff was sampled every seven days and runoff water and sediment were separated at the laboratory. Soil nutrients as P, K, Ca and Mg were analyzed in runoff water and in sediments and soil organic matter was analyzed only in sediments. The biggest soil nutrient losses occurred on those treatments using fire, and P had the highest concentrations in both sediment and runoff water due to ashes from residue burn. The treatment using no fire on bracatinga harvesting residues on 20% soil slope was the most efficient on reducing soil, water and nutrient losses. Soil and water losses for the treatments tested were: treatment on 10% slope and using fire lost 0,051 t/ha.year and 11,7 mm/year; treatment on 20% slope and without fire lost 0,015 t/ha.year and 3,6 mm/year; treatment on 20% slope and fire lost 0,073 t/ha.year and 15,0 mm/year and treatment on 30% slope and fire lost 0,187 t/ha.year and 46,5 mm/year, respectively. The test plot, on 20% slope and under a degraded native forest, showed losses of soil and water of 0,133 t/ha.year and 58,1 mm/year, respectively, higher than others treatments due to permanent higher soil moisture and a smaller soil cover near by the soil surface. Soil, water and nutrient losses were higher following burn of harvesting residues, and they were reduced as plants were growing until no differences on losses were noticed among treatments. One year after burnt of harvesting residues no soil nutrient contents differed among treatments, and both height and DBH measurements of bracatinga plants were not different. A year after residue burn, carbon in microbiota of soil surface was greater on those sites without burning residues, bracatinga with six years of age and on native forest, when compared to areas burning residues. Revegetation of bracatinga plants on traditional agroforestry system areas without using fire increases soil erosion control and maintenance of soil nutrient content, helping the sustainability of this agroforestry activity.

Key words: fire, revegetation, sustainability, soil chemical, physical and biological characteristics, sediment.

1 INTRODUÇÃO

Foram identificados como principais problemas das florestas da região metropolitana de Curitiba, a manutenção do equilíbrio ecológico e melhoria do beneficiamento dos derivados da madeira de bracatinga (MAZUCHOWSKI, 1990). Pode-se argumentar ainda a importância social da floresta desta região, uma vez que dos dois milhões de habitantes, duzentos mil ainda vivem no meio rural sendo a atividade florestal uma das principais. As florestas recobrem 2/3 desta região e a bracatinga representa 7% do total.

Na Região Metropolitana de Curitiba, o Sistema Agroflorestal de cultivo da bracatinga, desde seu início, apresentou poucos avanços tecnológicos, quer na implantação, quer na condução e manutenção dos cultivos agrícolas consorciados, resultando em baixas produtividades. Mesmo assim, mostravam-se rentáveis, devido aos custos baixos de implantação e manutenção (BAGGIO et al., 1986). CARPANEZZI (1994) cita que a bracatinga com alguns tratamentos culturais, permite obter produtividades superiores à média anual que, é de 12,5 a 15 m³/ha. Todavia, o sistema constitui-se em uma alternativa de emprego, geração de renda, de fixação do homem no campo e de reposição florestal, principalmente nas pequenas propriedades (LAURENT et al., 1990).

MAZZA et al. (2000) mencionam que, nos últimos anos, a oferta vantajosa de resíduos de serraria na Região Metropolitana de Curitiba, tem causado redução expressiva da demanda de lenha e da área de bracatingais explorada anualmente. A continuidade do cultivo da bracatinga, portanto, depende de sua capacidade em ofertar lenha ou derivados a preços competitivos, ou de oferecer produtos e/ou serviços novos.

Face às declividades existentes na região Metropolitana de Curitiba-PR, entre ondulado e montanhoso, o uso do consórcio bracatinga e cultivo anual no primeiro ano é um dos sistemas mais apropriados para esta situação. Este sistema agroflorestal tradicionalmente faz uso do fogo, no repovoamento das áreas como forma de controlar as invasoras e garantir a dominância das plantas de bracatinga.

Sob o ponto de vista de conservação do solo, este sistema deixa o solo descoberto, exposto à ação direta das chuvas durante parte do primeiro ano após a queima. O uso deste sistema pode elevar as perdas de solo, perdas de água, de

nutrientes e de matéria orgânica por erosão hídrica. Pode-se atribuir a eutrofização de mananciais ao acúmulo de nutrientes decorrente da deposição pela enxurrada e da decomposição da biomassa existente no fundo de reservatórios (CASSOL et al. 2002).

Em suas pesquisas EVANS (1992), chama a atenção sobre a importância que as plantas florestais apresentam na captura de CO₂ atmosférico, atenuando o efeito estufa. Considera-se que uma árvore adulta fixa uma quantidade de carbono correspondente a aproximadamente 45% do peso total da sua biomassa. KRYKLUND (1990), estima que seria necessário florestar, com árvores de rápido crescimento, uma superfície de 465 milhões de hectares, para manter o CO₂ atmosférico estabilizado dentro dos níveis atuais.

A manutenção da cobertura vegetal de bracatinga em sistemas agroflorestal tradicional da região metropolitana de Curitiba, sem uso do fogo aumentaria o controle da erosão, dando assim a sustentabilidade ambiental e social da atividade florestal, sendo esta, portanto, a justificativa para a realização deste trabalho.

O objetivo principal deste trabalho é quantificar as perdas de solo e nutrientes devidos à erosão hídrica, em diferentes declividades nos sistemas de revegetação pelo uso do fogo e sem fogo. Para isto foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Permitir o balanço de nutrientes retirados do solo pela erosão e pelo manejo do consórcio bracatinga/cultivo anual;
- Quantificar a correlação entre o incremento das perdas de solo e água e o aumento da declividade;
- Avaliar a regeneração da bracatinga;
- Avaliar os efeitos do pós-fogo na microbiota do solo.
- Comparar o efeito do uso do solo com sistema agroflorestal da bracatinga e a floresta nativa na erosão.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 ESPÉCIE ESTUDADA

A bracatinga (*Mimosa scabrella* Bentham) é uma espécie arbórea nativa do Sul do Brasil, na Floresta Ombrófila Mista. É uma planta semidecídua, heliófila, pioneira e é característica e exclusiva das matas de pinhais segundo LORENZI (1992). MAZZA et al. (2000), avaliaram que no Paraná é cultivada de modo predominante em pequenas propriedades agrícolas, sendo que a Região Metropolitana de Curitiba é o principal local de concentração, ocupando uma área de aproximadamente de 67 mil hectares.

Segundo a EMBRAPA (1988), a bracatinga é uma árvore com altura de 10 m e cerca de 30 a 40 cm de DAP (diâmetro na altura do peito). As folhas são compostas, com 4 a 14 pares de pinas opostas de 3 a 6 cm de comprimento e possuem folíolos em número de 15 a 30 pares por pina. Floresce durante longo período do ano, com maior intensidade entre os meses de junho e agosto. Os frutos amadurecem principalmente de novembro a janeiro

Em seu trabalho, CARPANEZZI (1994) cita que a silvicultura tropical clássica do Sistema Agroflorestal tradicional de cultivo da bracatinga é um sistema "taungya", com as peculiaridades de ser dirigido principalmente à produção de lenha.

A definição mais utilizada para Sistemas Agroflorestais segundo LUNDGREN (1987), "é uma forma de utilização da terra, onde espécies perenes, lenhosas ou não, são deliberadamente plantadas com cultivos anuais e/ou pastos dentro de uma mesma unidade de área, em alguma forma de disposição espacial ou em sucessão temporal". Esta definição implica interações biofísicas, socioeconômicas e ambientais entre os componentes do sistema. Assim, pode-se dizer que um SAF é um sistema de ordenamento da terra para incrementar e otimizar a produção de forma sustentável.

O sistema agroflorestal tradicional de cultivo é praticado há cerca de 90 anos na região metropolitana de Curitiba-PR, sempre com a finalidade principal de produção de lenha, segundo MARTINS (1994). Para CARPANEZZI et al. (1997), ele é praticado em alguns milhares de propriedades rurais, geralmente pequenas e pouco capitalizadas, em talhões pequenos (comumente entre 1 e 6 ha).

Os Sistemas Agroflorestais vêm sendo utilizados há algum tempo por produtores e empresas de diversas regiões de agricultura, variando desde locais pouco desenvolvidos até os mais modernos. Têm tomado grande impulso como área de pesquisa, seja por suas vantagens produtivas, sócio-econômicas e ambientais, ou por constituir-se uma das estratégias para a diversificação de cultivos alternativos em diversas regiões do país, fazendo parte de propostas de políticas de Estados.

Especificamente na região Sul do Brasil, além da necessidade de se conciliar às questões econômicas da "moderna agricultura" e as questões sócio-ambientais, o aumento da oferta de madeira, alimentos e de outros bens e serviços, também foram desenvolvidas pesquisas em SAF's que geraram subsídios básicos para composição de sistemas agroflorestais, que são alternativas interessantes de diversificação de produtos e de receitas, bem como o interesse em torno do assunto (MAZUCHOWSKI, 1990).

2.2 MANEJO DOS BRACATINGAIS

Os produtores rurais da região metropolitana de Curitiba-PR manejam os bracatingais por muitos anos de forma empírica, segundo CARPANEZZI et al. (1994). Segundo CARNEIRO (1980), é feita uma roçada para limpeza que facilita o corte da bracatinga. Então se inicia o corte raso, que ocorre dos cinco aos dez anos de idade. Após o corte, é prática usual a queima dos resíduos da exploração. A queima é realizada a partir de meados de setembro, provocando a quebra de dormência das sementes acumuladas em diferentes camadas do solo e a conseqüente regeneração natural da floresta.

Os proprietários executam após a queima, o plantio de culturas agrícolas, geralmente milho e feijão. Normalmente aos 30 e aos 60 dias após o fogo são realizadas capinas das culturas de ciclo curto que servem também para eliminar o excesso de plântulas de bracatinga. Após a colheita da cultura de ciclo curto, a área é abandonada, passando a ser ocupada apenas pela bracatinga, onde o número de plantas de bracatinga é ainda elevado e em dispersão irregular, podendo atingir de 10 a 40 mil árvores por hectare. A mortalidade nos anos subseqüentes é muito intensa, segundo EMBRAPA, (1988). O corte deverá ser realizado entre o quinto e o décimo ano.

Para BAGGIO e CARPANEZZI (1995), apesar de ser uma prática tradicional, a queima dos resíduos orgânicos pode induzir a uma piora da qualidade dos sítios, gerando problemas ambientais.

2.3 EROSÃO NO SOLO

2.3.1 CAUSAS DA PERDA DE SOLO

Apesar da importância que os solos têm para a sobrevivência da espécie humana, dos vegetais e dos animais na superfície da Terra, parece que o homem tem dado pouca atenção a esse recurso natural, pelo menos no que diz respeito à sua utilização e conservação (GUERRA et al., 1995). WILD (1993) ressalta que o solo é um dos recursos que o homem utiliza sem se preocupar com o período necessário para a sua recuperação, acreditando que vá durar para sempre. Quando investe no solo é para se obter maiores colheitas, raramente para conservá-lo (GUERRA et al., 1995).

Entre os problemas que afetam o solo, a erosão tem um grande destaque. A erosão do solo é um problema complexo que tem recebido atenção considerável. Segundo ELLISON (1947), a erosão é o processo de desagregação e transporte do solo por agentes erosivos. A erosão geológica ou normal é a erosão do solo em seu ambiente natural, não alterado pela atividade humana, incluindo os processos de intemperização e a remoção dos materiais pela gravidade, vento, água e gelo, ativos através do tempo geológico (LOWDERMILK, 1934). A erosão acelerada é causada pela remoção da vegetação por vários agentes como agricultura, construção de estradas, etc. Dentro do ciclo completo do processo erosivo-sedimentológico, menciona-se que as conseqüências da erosão, sob o ponto de vista da perda de solo, é assunto bastante discutido e de suma importância em termos de degradação ambiental. Apesar do estudo da erosão do solo ser muito recente se comparado à grande maioria das ciências agrícolas (LANE et al., 1992), a pesquisa sobre erosão vem sendo desenvolvida intensivamente sob vários pontos de vista em todas as partes do mundo, isto é, o tema erosão vem sendo pesquisado no sentido de produzir conhecimento técnico-científico dentro de áreas como hidrologia, geomorfologia, pedologia, agronomia, entre outras.

Dentre as formas de erosão, a hídrica é na maior parte do planeta, a sua forma mais importante (ZACHAR, 1982). A erosão hídrica é definida como um processo complexo que se manifesta em intensidade variável, dependendo da importância relativa do clima, solo, topografia, vegetação e uso do solo, práticas conservacionistas (SCHICK et al., 2000a). Ela é causada por agentes erosivos, como a precipitação pluvial e o escoamento superficial, e consiste do desalojamento, transporte e deposição de partículas do solo (SCHÄFER et al., 2001; ELLISON, 1947).

Segundo BERTONI e LOMBARDI NETO (1990), a chuva, a infiltração, a topografia do terreno, a cobertura vegetal e a natureza do solo são os fatores responsáveis pela erosão, cujos mecanismos se processam de acordo com o grau de influência de cada um dos mesmos. O efeito da perda da camada superficial é específica para cada cultivo, solo e nível de manejo. Onde a zona de enraizamento é limitada, a perda de uns poucos centímetros de solo pode ser significativa (LANGDALE e SHRADER, 1979). Além do efeito físico da erosão na redução da camada superficial, e conseqüente diminuição da capacidade de água disponível e profundidade de enraizamento, a erosão ocorrendo naturalmente é seletiva. As partículas mais finas e mais férteis do solo são removidas, reduzindo a fertilidade global do solo. Em geral, os sedimentos contém até 12 vezes a concentração de nutrientes do que o solo original (STOCKING, 1984). As conseqüências da perda de um centímetro de solo por chuva natural, numa ação continuada e seletiva, são muito maiores para a capacidade produtiva do solo do que a retirada artificial desta mesma camada de solo. STOCKING (1985) estima que, tomaria 10 t/ha de solo removido artificialmente, para reproduzir a mesma redução na produtividade do solo causada pela perda de 1 t/ha de solo, por erosão de chuva natural. Para avaliar a gravidade da erosão, faz-se necessário conhecer a forma e quantidade de solo que está sendo perdida e o limite que pode ser tolerado sem prejuízo da sua potencialidade produtiva. Também se deve atentar para os modelos matemáticos que simulam as condições climáticas e dos solos a fim de se prever os efeitos, além de se fazer um pré-estudo das condições da terra a ser explorada, com o intuito de observar se a mesma é adequada para a atividade.

Os fatores que afetam a erosão são a erodibilidade do solo, a cobertura do solo, a intensidade da chuva (FOSTER, 1982; WATSON e LAFLEN, 1986;

REICHERT et al., 1994), a declividade do solo (YOUNG e ONSTAD, 1978; MEYER e HARMON, 1992) estado de consolidação do solo (NEARING et al., 1988 b; REICHERT et al., 1994), a rugosidade superficial do solo e a umidade inicial do solo (NEARING et al., 1988 b).

O termo erodibilidade se refere à vulnerabilidade ou suscetibilidade de um solo à erosão, que é a recíproca de sua resistência, conforme HUDSON (1981). A erodibilidade do solo representa a sua susceptibilidade à desagregação pelo impacto das gotas de chuva, sendo essa susceptibilidade atribuída a características intrínsecas do solo, conferidas pelas suas propriedades físicas, químicas e mineralógicas (FOSTER, 1982). Algumas propriedades do solo que, reconhecidamente, afetam a sua erodibilidade, são: a textura, o teor de matéria orgânica, a estrutura, o teor de óxidos de ferro e alumínio, as ligações eletroquímicas, o conteúdo inicial de umidade, a mineralogia e o grau de intemperismo (WISCHMEIER et al., 1971; VEIGA et al., 1993; REICHERT e NORTON, 1994; ALBUQUERQUE et al., 2000).

Pode-se, segundo ELLISON (1946), dizer que a erodibilidade depende: a) das propriedades que atuam na resistência do solo à desagregação pela água; e, b) das propriedades que afetam seu transporte. Tem sido enfatizado que a cobertura do solo é o recurso disponível mais poderoso para reduzir o escoamento superficial da água da chuva, a erosão e o transporte de sedimentos, para os cursos de água. É também a mais simples e mais barata prática conservacionista disponível para o agricultor. Do ponto de vista da conservação do solo, quanto mais tempo o solo é mantido coberto, maior a sua proteção contra a erosão hídrica (LARSON et al., 1978; COGO et al., 1983). Esta cobertura do solo pode ser natural ou implantada, permanente ou periódica, verde ou morta (*mulch*).

A prática de limpezas rotineiras (capinas) é, segundo CHRISTIN (1988), uma das causas fundamentais da diminuição do rendimento dos ervais argentinos e do empobrecimento do solo. O controle da vegetação espontânea entre as linhas de erva-mate, por herbicidas, tem a vantagem de manter uma cobertura morta na superfície do solo, que reduz a erosão, aumentando teor de água na superfície do solo e a infiltração da água da chuva no solo. A comparação de custos operativos de métodos de controle das plantas daninhas pode fazer o agricultor decidir pela capina manual dos ervais, quando o produto químico estiver com preço elevado (ACUÑA e

MAGRÁN, 1981).

Em locais em que existe uma cobertura do solo, a importância dos fenômenos acima descritos torna-se menor à medida que aumenta a quantidade de palha distribuída na superfície do solo, pois o efeito da cobertura é predominante. De forma geral, nesses tratamentos, a taxa de erosão entressulcos foram crescentes no início da chuva, tendendo a tornar-se constantes com o tempo. O crescimento inicial das taxas de erosão entressulcos pode estar relacionado com o crescimento das taxas de perdas de água STOCKING (1985).

Dentro desse contexto, a cobertura do solo é o fator isolado mais importante (FOSTER, 1982), mas a rugosidade e as propriedades físicas da superfície (COGO, 1981) e subsuperfície (ALLMARAS et al., 1966) também afetam fortemente a erosão.

Para CHRISTIN (1988), a importância de proteger da chuva a superfície do solo, com finalidade de preservar as propriedades do solo e também reduzir a erosão, tem sido reconhecida há muito tempo. Entretanto, há necessidade de se pesquisar com mais profundidade o tema, pois dessa forma será possível desenvolver novas técnicas para a prevenção e controle da erosão.

A intensidade das chuvas tem sido usualmente expressa como erosividade segundo MEYER e WISCHMEIER (1969). A intensidade da erosão depende da quantidade de partículas primárias desagregadas e da capacidade da enxurrada em transportá-las (MORGAN, 1982). Esse material, caracterizado pela quantidade de solo desagregado e movimentado pelo impacto das gotas de chuva, foi denominado por BOLLINE (1978) como erosão por salpico. ELLISON (1947) detectou, sob chuvas de alta intensidade, uma taxa de salpico superior a $225 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ em solo com baixa estabilidade de agregados, sendo um dos pesquisadores conservacionistas que mais contribuíram para o esclarecimento da mecânica das gotas de chuva em queda livre no processo de erosão (TROEH et al., 1980). A variação na taxa de salpico indica a ocorrência de quatro processos sucessivos: (1) rápido umedecimento da superfície do solo, reduzindo a coesão entre as partículas e aumentando as taxas de salpico; (2) formação do selo, reduzindo o salpico e provocando acúmulo de água sobre a superfície do solo; (3) remoção da camada superficial do selo pela turbulência da água, aumentando a condutividade hidráulica da superfície; (4) drenagem da lâmina de água retida na superfície, reduzindo a

dissipação da energia de impacto das gotas de chuva e aumentando novamente a taxa de salpico (MCINTYRE, 1958). Contudo, devido ao transporte de partículas finas pela água de infiltração, obstruindo os poros, há um decréscimo na condutividade da superfície, até que a remoção da camada superficial do solo seja insuficiente para aumentar consideravelmente a infiltração de água.

Independente da capacidade da enxurrada em transportar os sedimentos, várias pesquisas têm demonstrado que, sob condições de fortes intensidades de chuva, a desagregação provocada pelo impacto das gotas de chuva constitui a fase mais importante do processo de erosão (ELLISON, 1947; YOUNG e WIERSMA, 1973; HUDSON, 1981). DEDECEK (1989), verificou que o salpico foi responsável por cerca de 90% das perdas de solo em parcelas com coletores de enxurrada, em condições de campo. KWAAD (1994), observou em solo com textura siltosa que a massa de solo salpicado excedeu a capacidade da enxurrada em transportá-la. MERMUT et al. (1997), estudando o efeito da intensidade de precipitação no desprendimento de partículas do solo, observaram que essa intensidade causa redução na velocidade de infiltração, devido à formação do selamento superficial proporcionado pelo impacto das gotas de chuva.

A declividade do solo é outro fator que influencia de maneira significativa o processo de transporte dos sedimentos desagregados pela chuva e o escoamento, dependendo diretamente do seu grau e do comprimento da rampa. Em condições de chuva simulada em laboratório, QUANSAH (1985) detectou que, em declividades de até 10%, o impacto das gotas de chuva era o principal agente de desagregação e salpico, contribuindo em mais de 85% das perdas totais de solo, porém, em declividades maiores que 10%, a contribuição da enxurrada nas perdas de solo aumentava em relação ao salpico.

2.3.2 EFEITOS DA EROSÃO

Para se avaliar a gravidade da erosão do solo, faz-se necessário conhecer quanto do solo está sendo perdido e o limite que pode ser tolerado, sem prejuízo da sua potencialidade produtiva (SCHERTZ, 1983).

Com base em estimativas de que o Brasil perde por ano quinhentos milhões de toneladas de terra por erosão, e supondo-se que nossas terras tenham em média

0,10% de nitrogênio (N), 0,15% de fósforo (P_2O_5) e 1,5% de potássio (K_2O), o montante de perdas destes nutrientes seria mais de oito milhões de toneladas. Além disso, quando os nutrientes são erodidos do solo, não somente a produção das culturas é diminuída, como também a sua qualidade é afetada (BERTONI e LOMBARDI NETO, 1990).

Produtividade do solo é sua capacidade de produzir, em seu ambiente natural, determinada planta ou seqüência de plantas sob determinado sistema de manejo (SOIL SURVEY STAFF, 1951).

A erosão reduz a produtividade, principalmente pela redução da capacidade de retenção de água disponível para as plantas LANGDALE e SHRADER (1982). Essa redução é causada pela alteração das características do solo ou diminuição da profundidade de enraizamento. A erosão aumenta as perdas de nutrientes, que são carregadas junto com as partículas erodidas. A matéria orgânica é a fração perdida em maior quantidade e o principal fator na degradação da estrutura do solo. Essa degradação aumenta a erodibilidade, a suscetibilidade ao selamento superficial do solo, reduzindo a capacidade de infiltração e armazenamento de água prejudicando a emergência das plantas. Quase todo o nitrogênio disponível para as plantas está na forma orgânica, bem como cerca de 50% do fósforo disponível (LANGDALE e SHRADER, 1982).

A erosão causa, quase sempre, uma série de problemas ambientais, em nível local ou até mesmo em grandes áreas. Por exemplo, o material que é erodido em uma bacia hidrográfica pode causar o assoreamento de rios e reservatórios. Além disso, as partículas transportadas pela água em uma área agrícola, podem estar impregnadas de agroquímicos e contaminar as águas dos rios. O desmatamento e a erosão dos solos podem provocar o desaparecimento de mananciais, bem como acentuar os efeitos das inundações. Enfim, a erosão dos solos causa uma grande gama de impactos ambientais, desde a sua própria degradação, passando por problemas ambientais de uma forma geral (GUERRA et al., 1995).

O enriquecimento dos sedimentos com nutrientes pode ocorrer pelo processo seletivo de deposição (FRERE et al., 1980), e está muito relacionado ao aumento de partículas mais finas, como argila e silte e a concentração de partículas (MONKE et al., 1976). As partículas geralmente crescem com a declividade e diminuem com o aumento da cobertura do solo; quanto maior o volume de enxurrada, mais aproximada é a

distribuição de tamanho de partículas do sedimento e do solo de origem (YOUNG, 1980).

2.3.3 EFEITOS DA DECLIVIDADE NA EROSÃO

A equação universal de perda de solo (USLE) é um modelo empírico que possibilita prever a perda média anual de solo por erosão hídrica, com base no conhecimento dos fatores locais que influenciam a erosão: erosividade da chuva e enxurrada a ela associada (Fator R), susceptibilidade natural do solo à erosão (fator K), associação do comprimento da rampa e percentagem do declive (fator LS), cobertura e manejo do solo (fator C) e práticas conservacionistas de suporte (fator P) (WISCHMEIER e SMITH, 1958).

O fator LS é topográfico, adimensional; onde L representa o comprimento do declive, em metros, e S, o grau de declive, em porcentagem (WISCHMEIER e SMITH, 1958).

O índice LS foi desenvolvido como a razão da perda de solo por unidade de área de uma parcela inclinada de um comprimento de 72,6 pés e declive de 9% sob condições similares (MEYER et al., 1970).

O fator LS pode ser calculado conforme a equação (MEYER et al., 1970):

$$LS = (\lambda/72.6)^m (65,41 \text{ sen}^2 \theta + 4,56 \text{ sen } \theta + 0,065)$$

onde:

. λ - comprimento do declive em pés

θ - ângulo do declive

$m = 0,5$ se a porcentagem do declive é 5 ou mais, $0,4$ em rampas com declives entre 3,5 e 4,5 por cento, $0,3$ em rampas com declive entre 1 e 3% e $0,2$ em gradientes uniformes com menos de 1%.

As relações expressas pela equação foram derivadas de dados obtidos em culturas, sob chuva natural, em rampas com faixa de 3 a 18% de declive e comprimento entre 30 e 300 pés. Além do mais, essas faixas com características de declive foram derivadas de dados que continuam a ser pesquisados e não foram determinados por medidas diretas de perda de solo (MEYER et al., 1970).

2.3.4 EFEITO DO COMPRIMENTO DA RAMPA NA EROSÃO

O comprimento da rampa é definido como a distância entre o ponto de origem do fluxo na parte superior até o ponto onde a deposição inicia, ou início do fluxo de água até um canal bem definido que pode ser parte de uma rede de drenos ou um canal construído. Uma mudança na camada de solo ou uma mudança substancial no gradiente ao longo de um declive não inicia uma nova rampa para propósitos de estimativa de perda de solo (FOSTER e WISCHMEIER, 1974).

O efeito do comprimento do declive no fluxo de água anual por unidade de área de cultivo pode geralmente ser desprezível. Em alguns estudos o fluxo de água por unidade de área foi muito baixo em declives mais longos durante a estação de crescimento e significativamente maiores durante a estação de dormência, mas as diferenças foram relativamente pequenas e sua correlação consistente (FOSTER e WISCHMEIER, 1974).

Porém, a perda de solo por unidade de área geralmente aumenta substancialmente quando o comprimento do declive aumenta. A maior acumulação de fluxo nos declives mais longos aumentou sua capacidade de desagregação e transporte (FOSTER e WISCHMEIER, 1974).

O comprimento da rampa é difícil de se determinar em longos declives, com um gradiente médio de menos do que 1%, mesmo que seja utilizada uma medição precisa com equipamento moderno. Em rampas planas, para se obter valores precisos tanto da erosão como da deposição por um fator de comprimento pode não ser possível. Entretanto, em um declive com medida próxima de zero por cento, o aumento do comprimento poderia ter um menor efeito na velocidade de escoamento, e as maiores depressões acumulariam a água originária do fluxo amortecendo o impacto das gotas de chuva (FOSTER e WISCHMEIER, 1974).

Medindo o efeito do comprimento de rampa nas perdas de terra, em toneladas por hectare BERTONI (1981), obtiveram os seguintes resultados: "nos primeiros 25 metros, a perda foi de 13,9 t/ha; nos 25 metros seguintes (50m) a perda elevou-se para 25,9 t/ha; na rampa de 75 metros, os terceiros 25 metros perderiam 38,8 t/ha - cerca de três vezes mais que os primeiros. Na rampa de 100 metros, os últimos 25 metros perderiam 51,4 t/ha, isto é, quatro vezes mais que os primeiros 25 metros". E concluíram: "É muito importante, para o controle da erosão, o parcelamento dos lançantes, usando o terraceamento ou cordões de vegetação permanente."

Os pesquisadores BERTOL et al. (1997), observaram que o comprimento crítico do declive variava de acordo com o sistema de preparo do solo.

2.3.5 DECLIVES IRREGULARES

Perdas de solo também são afetadas pelo formato da rampa. Muitos declives têm formato convexo, e outros têm formato côncavo. Declives irregulares podem usualmente ser divididos em segmentos que ter um gradiente aproximadamente uniforme, mas os segmentos não podem se avaliados como declives independentes quando o fluxo de escorrimento flui de um segmento para o próximo (FOSTER e WISCHMEIER, 1974).

Entretanto, duas simplificações podem ser aceitas. LS para declives irregulares podem ser rotineiramente derivadas pela combinação de valores selecionados do efeito de declive. Os argumentos são que (1) as mudanças no gradiente não são suficientes para causar uma deposição superior a real e (2) o declive irregular pode ser dividido em segmentos pequenos de comprimento igual de tal forma que o gradiente de cada segmento para efeitos práticos pode ser considerado uniforme. (FOSTER e WISCHMEIER, 1974)

Após a divisão de declives convexos, côncavos ou complexos em segmentos de tamanho iguais como definidos anteriormente, o procedimento é o seguinte: Listar os gradientes dos segmentos na ordem em que eles ocorrem no declive, iniciando na parte superior e terminando na parte inferior. (FOSTER e WISCHMEIER, 1974).

2.3.6 EFEITO DO PERCENTUAL DO DECLIVE

O escoamento oriundo do plantio geralmente aumenta com o aumento de gradiente da rampa. Mas a sua relação é influenciada por fatores como o tipo de plantio, a rugosidade da superfície, e o perfil de saturação.

Para WATSON e LAFLEN (1986), a elevação da declividade da superfície do solo aumenta a erosão na áreas entre sulco, embora não seja com o mesmo grau que ocorre na erosão em sulcos. Tal conclusão foi também obtida por ZINGG (1940).

Segundo LATTANZI et al. (1974), verificaram que, quando a declividade da superfície do solo foi aumentada de 2% para 20%, a erosão entre sulcos de um solo siltoso aumentou mais do que o dobro. LANG et al. (1984), verificaram que a erosão entre sulcos de um solo foi maior em 9% de declividade do que em 3%. LANG et al. (1984), avaliando 10 tipos de solos em faixas de 5% a 58% de declividade, observou que, na maioria dos casos, uma função polinomial de segundo grau representou bem a relação entre a erosão e a declividade da superfície do solo.

Para GHADIRI et al. (1988), a energia cinética dos salpicos de uma massa de solo aumentou de 11% da energia de impacto em superfície horizontal para 33% da energia de impacto em uma declividade de 58%. Isso indica que há aumento na energia cinética dos salpicos quando a declividade aumenta que foi mostrado por QUANSAH (1981) e MOSLEY (1973), que encontraram salpicamento de areia seis vezes maior, em uma declividade de 47%, do que o obtido em zero. No entanto, POESEN (1985) e MORGAN (1978), não encontraram relação significativa entre o desprendimento de partículas e declividade da superfície do solo.

Conforme MOSLEY (1973), uma rampa com 25% declividade, 95% dos respingos são lançados em direção a sua parte mais baixa, enquanto POESEN (1985) encontrou o valor de 91% em rampas com 58% de declividade e EKERN(1951) 94% em rampas com 100% de declividade. GHADIRI e PAYNE(1988), verificaram que os respingos lançados em direção à parte de baixo mais alta da superfície do solo de uma areia grossa diminui a zero quando se trabalhou com 84% de declividade de rampa.

Segundo COGO et al. (2003), o aumento da perda de solo com o aumento dos valores das classes de declividade do terreno foi maior no preparo convencional do que no preparo reduzido e na semeadura direta.

2.4 EFEITO DO MANEJO NA EROSÃO

Existem várias práticas de conservação para evitar a erosão do solo. HERNANI et al. (1999) verificaram que o plantio direto foi o sistema mais eficaz no controle da erosão; BRAIDA e CASSOL (1999) obtiveram correlação da cobertura com palha na redução da erosão em entressulcos, sendo que ALVES et al. (1995), por sua vez, constataram que a redução da erosão é dependente da persistência do

resíduo vegetal sobre o solo.

CLADES (1998) cita a importância das técnicas de manejo do solo, da água e dos cultivos, destacando os sistemas agroflorestais. CONNOR (1983) e BROONKIRD et al. (1984) evidenciam, entre algumas vantagens dos sistemas agroflorestais, o controle de erosão do solo. Segundo YOUNG (1997), os efeitos do manejo agroflorestal na manutenção da fertilidade do solo podem ser considerados como um fator direto no controle da erosão, além da proteção devido à cobertura do solo.

Em suas pesquisas, WENDLING (2000) observou que o solo descoberto perdeu 15.541 kg/ha de solo; 28,10 kg/ha de fósforo; 193,85 kg/ha de potássio e 2313,7 kg/ha de matéria orgânica, enquanto que nos tratamentos de cultivos mistos sob plantio direto as perdas médias foram de 187,85 kg/ha de solo; 0,36 kg/ha de fósforo; 2,17 kg/ha de potássio e 6,7 kg/ha de matéria orgânica e concluiu que a associação de culturas de cobertura mostrou-se eficiente na redução das perdas de solo e nutrientes, sendo alternativas viáveis no controle das perdas de solo e nutrientes.

As perdas por erosão em sistemas agroflorestais foram comparadas por FRANCO (1995) com as dos sistemas de cultivos convencionais onde obtiveram taxas de perda de solo dentro da faixa de valores encontrados na literatura, que variam de 0,01 t/ha/ano, para sistema agroflorestal, a 47 t/ha ano, para plantações de árvores sem cobertura morta e plantas invasoras como YOUNG (1997).

A utilização do fogo como elemento de manejo em sistema agroflorestal da bracatinga, constitui uma realidade e prática comum na região sul. Segundo FONTANELI et al. (1994), a exposição do solo provocada pela queima, associada à declividade do terreno, favorece a erosão e a evaporação, restringindo a infiltração e o armazenamento de água.

A queima da vegetação, ao em vez da incorporação ao terreno, proporciona o deslocamento para a atmosfera de elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas: Nitrogênio, Fósforo e Potássio, provocando, ainda, a poluição do ar e afetando a camada de ozônio segundo PRIMAVESI (1981). A autora PRIMAVESI (1981) destaca: "O fogo rouba o material orgânico, elo indispensável entre solo - planta - e - clima, um dos fatores principais do equilíbrio da natureza." E ressalta: "Pelo não retorno da matéria orgânica, a queima mata a vida do solo pela fome."

Para SILVA (1998), prática de atear fogo à vegetação persiste nestes 500 anos de ocupação do território brasileiro. Com a queima, os terrenos ficam descobertos e na ocorrência das chuvas, estas atuam diretamente sobre o solo, intensificando a erosão hídrica. O ambiente é seriamente danificado. A prática, aparentemente mais econômica, da queima da vegetação ocasiona, aos recursos naturais, danos que se tornarão muito onerosos no futuro.

Os autores PARDINI et al. (2004) afirmam que ocorre uma drástica mudança nas propriedades do solo, na erosão e perdas de nutrientes após o uso do fogo em todos os tipos de solo. Comparando estatisticamente, seus valores variaram com diferença significativa.

O fogo induzido e as chuvas torrenciais são a base para o desenvolvimento de um dos problemas ambientais mais importantes do oeste do Mediterrâneo que são a erosão do solo, a degradação da sua estrutura e a desertificação, conforme LUIS et al. (2004).

Para ICE et al. (2004), o fogo pode repelir a água e consumir as plantas da superfície e seus resíduos além das estruturas orgânicas do solo. Essas mudanças causam interferências na umidade, estrutura e infiltração que pode acelerar a superfície de escoamento, erosão, transporte de sedimentos e deposição.

Em seu trabalho GARCIA-CORONA et al. (2004) afirmam que o fogo em temperaturas elevadas (380 a 460°C) aumenta dramaticamente a repelência da água, a condutividade hidráulica a distribuição do tamanho do agregado e a porosidade do solo.

Segundo DERNADIN et al. (2003), a cobertura do solo, com plantas vivas ou com resíduos culturais, apresenta potencial para reduzir em até 100% a energia erosiva das gotas de chuva. Ela atua ainda na redução da velocidade do escoamento superficial e, conseqüentemente, da capacidade erosiva da enxurrada COGO (1981).

2.5 INFLUÊNCIA DO FOGO

2.5.1 INFLUÊNCIA DO FOGO NOS ATRIBUTOS QUÍMICOS

O efeito do fogo sobre a vegetação pode variar de acordo com as condições ambientais no momento da queima, com o tipo de solo da área e com a frequência disponível, que determina a intensidade e duração da queima (BATMANIAN, 1983). Seu efeito sobre o ecossistema também depende da intensidade, da duração e da frequência das queimadas, e ainda da quantidade e da qualidade da serrapilheira acumulada. Em função dessas características há também uma perda de nutrientes devido a sua volatilização, quando a temperatura atinge graus elevados no nível do solo (BRINKLEY, 1994). Assim, entre 60°C e 100°C, ocorre a esterilização da camada superficial do solo; a 200°C a volatilização do N; entre 300 e 600°C a volatilização do enxofre e do fósforo, e acima de 1000°C, a volatilização do cálcio e do magnésio, (BRINKLEY, 1994).

Após acompanhar durante 30 anos a aplicação do fogo controlado em florestas de pinheiros na Carolina do Sul (EUA), BRINKLEY, (1994), chegou a conclusão de que apenas o fogo aplicado anualmente prejudicava o solo.

Nos bracingais do sistema tradicional, a distribuição de resíduos de exploração (incluindo serrapilheira) é desuniforme no terreno, o que conduz a variação espacial da intensidade do fogo. A avaliação de vários bracingais indicou a proporção de 3:1 como típica entre valores máximos e valores mínimos de biomassa de resíduos, entre parcelas de 10m² de um talhão (BAGGIO e CARPANEZZI, 1995).

As temperaturas no interior do solo não se elevam muito durante uma queima, mas a perda de água pode ser muito grande. Geralmente, o fogo não afeta os nutrientes nas camadas inferiores a 2 cm do solo (DEBANO e CONRAD, 1978). O maior estoque de nutrientes está contido na biomassa e em menor quantidade na serrapilheira e nos primeiros centímetros de solo. Com a queimada, a biomassa florestal e a matéria orgânica do solo sofrem uma abrupta mineralização, especialmente em profundidades menores que 0,5 cm de solo, devido às cinzas com alta concentração de P, K e Ca (OWENBY e WYRILL, 1973; COUTINHO, 1990).

Durante as chuvas fortes os elementos cálcio, magnésio, potássio e nitratos são arrastados pelas águas e lixiviados em profundidades, prejudicando o processo de reciclagem biogeoquímica, que na prática, garante a continuidade da produtividade florestal (JORDAN, 1987).

2.5.2 INFLUÊNCIA DO FOGO NO MICROCLIMA

A atividade de florestar corresponde a fixar CO_2 do ar, enquanto que a queima, significa liberar novamente o CO_2 para a atmosfera. A queima completa da vegetação resulta basicamente na liberação de CO_2 para atmosfera e cinzas para o solo, as quais contêm nutrientes que serão reabsorvidos pela biomassa vegetal, através do sistema radicular, ou perdidos através do arrasto superficial ou da lixiviação profunda. KRYKLUND (1990).

Para KRYKLUND, (1990), seria necessário florestar, com árvores de rápido crescimento, uma superfície de 465 milhões de hectares, para manter o CO_2 atmosférico estabilizado dentro dos níveis atuais.

As áreas de uma mata atingida pelo fogo têm o seu microclima fortemente alterado. Foi observado que nos locais afetados pelo fogo, ocorre uma maior penetração de radiação solar e conseqüentemente elevação, em 7°C da temperatura do solo, em relação à floresta virgem e que essas mudanças climáticas são suficientes para prejudicar a germinação e o desenvolvimento das espécies arbóreas secundárias, favorecendo a disseminação de gramíneas invasoras, que interferem desfavoravelmente na sucessão florestal, FRANÇA e POGGIANI (1996).

Em plantações florestais, a aplicação do fogo para limpeza da área com o objetivo de facilitar as operações de plantio ou exploração, também deveria ser efetuada com as devidas precauções, por interferir negativamente na biologia do solo, na conservação dos nutrientes e na infiltração de água, FRANÇA e POGGIANI (1996).

2.5.3 INFLUÊNCIA DO FOGO NOS MICROORGANISMOS

A liberação de nutrientes no solo por meio da incorporação das cinzas causa aparentemente elevação da quantidade e da diversidade dos microrganismos

terrestres, justificado pelo desenvolvimento de esporos dormentes, reativados pelo choque térmico causado pelo fogo (SUSSMAN e HALVORSON 1966).

O número de microorganismos decompositores da matéria orgânica elevou-se conforme a profundidade nos solos afetados por queimadas, enquanto que nos solos não afetados pelo fogo a maior concentração de microrganismos ocorre nas camadas superficiais (GRISI 1995). Tendo em vista que os fungos são responsáveis por grande parte da decomposição dos compostos orgânicos introduzidos no solo, os efeitos das queimadas sobre a micota terrestre podem estender-se sobre o equilíbrio ecológico dos ecossistemas (ALEXANDER 1977).

2.5.3.1 Influência do fogo na biomassa microbiana

A manutenção da produtividade dos ecossistemas agrícolas e florestais depende, em grande parte, do processo de transformação da matéria orgânica e, conseqüentemente, da biomassa microbiana do solo. Ela representa um importante componente ecológico, pois é responsável pela decomposição e mineralização dos resíduos vegetais no solo, PAUL e CLARK (1989).

A biomassa microbiana é definida como a parte viva da matéria orgânica do solo incluindo bactérias, actinomicetos, fungos, protozoários, algas e microfauna, SMITH e PAUL (1990).

Solos com matéria orgânica de baixa qualidade a biomassa microbiana encontra-se sob condições de stress, tornando-se incapaz de utilizar totalmente o C orgânico (WARDLE, 1992).

A biomassa e a atividade microbiana do solo são influenciadas pela biomassa e a atividade microbiana da serrapilheira. Elas também são influenciadas por alguns atributos químicos e físicos do solo, com os teores de C orgânico, de N total e de argila. A floresta natural, em função da combinação de diferentes espécies, produz uma serrapilheira de melhor qualidade, expresso pela menor relação C:N e, conseqüentemente, maior eficiência da biomassa microbiana do solo e da serrapilheira em utilizar o C orgânico, GAMA-RODRIGUES (1997).

O interesse em estimar a biomassa microbiana tem sido crescente, principalmente pelo fato de que, através dela, podem-se avaliar modificações do solo muito antes de ser possível detectar alterações físico-químicas (BROOKES et al.

1982).

Essa biomassa microbiana corresponde, normalmente, a valores compreendidos entre 1 e 3,2% da matéria orgânica (GRISI,1995). É estimada num sentido mais relativo do que absoluto, pois a heterogeneidade dos solos impede que seja tratada como uma entidade única e bem definida (GRISI e GRAY, 1986).

Os microorganismos do solo são, também, responsáveis pela manutenção de uma série de reações que favorecem maior liberação de nutrientes para as plantas, sendo considerados um importante parâmetro ecológico e de sustentabilidade do sistema produtivo. Assim sendo, pode-se mencionar sua responsabilidade na decomposição de resíduos, formas de nitrogênio no solo e solubilizações. Para JENKINSON e LADD (1981), a biomassa microbiana é a fração lábil da matéria orgânica do solo e a fonte principal para disponibilidade de nutrientes. Inclusive, mencionam que uma das maneiras de conservar o fertilizante nitrogenado no sistema solo-planta é imobilizá-lo por um determinado período, através da adição de resíduos vegetais, e aguardar sua remineralização pelos microorganismos durante a fase de demanda das culturas.

O autor MABUHAY et al. (2004) verificou a relação entre a biomassa microbiana de carbono e a abundância de micróbios em três áreas diferentes em Hiroshima (Japão), sendo que a primeira área não tinha distúrbios, e as outras duas áreas já erodidas (uma imediatamente após e outra dois anos após a erosão). As análises da variância demonstraram uma diferença altamente significativa no carbono da biomassa microbiana e sua abundância. A área sem distúrbios apresentou o maior valor, seguido da área erodida dois anos antes e pela área recentemente erodida. A biomassa de carbono e a população microbiana tinham correlação significativa com as propriedades físico-químicas do solo tais como PH, quantidade de umidade e capacidade de retenção de água.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCALIZAÇÃO

O experimento foi desenvolvido entre maio de 2002 a agosto de 2003, em bracingais, típicos do sistema tradicional de cultivo, situado no município de Colombo, na parte norte da Região Metropolitana de Curitiba. Os tratamentos eram formados pela bracinga-comum (*Mimosa scabrella* Bentham var. *scrabella*). A idade dos tratamentos avaliada era de 8 anos a partir da última queimada para indução da regeneração natural.



FIGURA 1 - LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA EXPERIMENTAL E DO MUNICÍPIO

A altitude predominante na região é 950 m. A vegetação original é classificada como Floresta Ombrófila Mista Montana, segundo VELOSO et al. (1991). O clima, pela classificação de Koeppen, é do tipo Cfb, subtropical úmido sem estação seca,

com temperaturas médias do mês mais frio abaixo de 18.ºC e do mês mais quente abaixo de 22.ºC, conforme ROTTA e MENDES (1990). O solo de todas as parcelas foi classificado como Cambissolo Háplico textura argilosa.

3.2 DESCRIÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

Com o objetivo de analisar a influência de fatores na perda de solo, foram medidas as declividades dos tratamentos com o clinômetro, tendo valores sido expressos em porcentagem.

A coleta de informações foi realizada em áreas de duas propriedades. A primeira área (figura 2) pertence ao agricultor Antonio Andreatta, onde foram selecionadas 4 tratamentos experimentais de 10 x 25 m no sentido do declive, apresentando tratamento 1: bracatingal em fase de exploração, a ser restabelecido por fogo em declive de 10%; tratamento 2: revegetação sem uso do fogo, em declive de 20%; tratamento 3: bracatingal em fase de exploração, a ser restabelecido por fogo em declive de 20%; tratamento 4: revegetação pelo fogo em declive de 30% , sendo que todos tiveram cultivo de milho no primeiro ano.

Para o início da nova rotação, a queima dos resíduos da exploração ocorreu em 05 de outubro de 2002.



FIGURA 2 - VISTA GERAL DA ÁREA ONDE FORAM LOCADOS OS TRATAMENTOS COM USO OU NÃO DO FOGO E DIFERENTES DECLIVIDADES

A segunda área (figura 3) pertence ao Centro Nacional de Pesquisa Florestal (EMBRAPA), onde foi selecionado tratamento 5 de 10x25 m no sentido do declive, apresentando mata nativa degradada em declive de 20%.



FIGURA 3 - VISTA DA ÁREA DA MATA NATIVA COM DECLIVIDADE DE 20%

3.3 AMOSTRAGEM

3.3.1 AMOSTRAGEM DO SOLO

Foi realizada a amostragem do solo para todas as parcelas no mês de julho de 2002 por ocasião do corte bracatingal antes do preparo do solo convencional (queima) e, em agosto de 2003 foram feitas análises químicas compostas de solo em três pontos de cada tratamento nos mesmos pontos de amostragem dos resíduos da colheita. Foram coletadas, nas profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm, sendo utilizada para determinar macronutrientes e matéria orgânica. A análise da fertilidade e a granulométrica do solo foram as de rotina, de acordo com

a metodologia da EMBRAPA (1997). Para as análises físicas foram coletadas amostras de solo indeformadas, através de anéis volumétricos, onde se efetuou a amostragem nas profundidades 0-10; 0-20; 20-30 cm, sendo utilizadas para determinar a densidade global, porosidade total, disponibilidade de água, macroporosidade, microporosidade e a curva de retenção de umidade, nas tensões de 3, 6, 10, 100, 1500 Kpa, através da Mesa de Tensão e do Extrator de Richards, seguindo metodologia preconizada por EMBRAPA (1997).

Para cada tratamento na profundidade de 0 a 5 cm foram tomadas 2 amostras indeformadas em anéis de PVC, antes (queima), logo após a queima e, um ano após a queima. As amostras foram congeladas e separadas posteriormente de centímetro a centímetro para a análise química, segundo EMBRAPA (1997).

As caracterizações granulométricas podem ser observadas na tabela 1.

TABELA 1 - DISTRIBUIÇÃO DO TAMANHO DE PARTÍCULAS DO SOLO NOS DIFERENTES TRATAMENTOS, 2002

| Tratamento e Declividade | Profundidade do solo | | | |
|--------------------------|----------------------|------------|-------|--------|
| | 0 - 5cm g/kg | | | |
| | Areia Grossa | Areia Fina | Silte | Argila |
| 1 10% | 203 | 67 | 453 | 277 |
| 2 20% | 220 | 100 | 297 | 380 |
| 3 20% | 220 | 103 | 267 | 403 |
| 4 30% | 200 | 143 | 313 | 323 |
| | 5 - 10 cm g/ha | | | |
| | Areia Grossa | Areia Fina | Silte | Argila |
| 1 10% | 180 | 77 | 377 | 370 |
| 2 20% | 250 | 93 | 397 | 247 |
| 3 20% | 193 | 133 | 330 | 317 |
| 4 30% | 217 | 100 | 263 | 387 |
| | 10 - 20 cm g/kg | | | |
| | Areia Grossa | Areia Fina | Silte | Argila |
| 1 10% | 170 | 80 | 367 | 383 |
| 2 20% | 207 | 100 | 397 | 323 |
| 3 20% | 197 | 140 | 257 | 403 |
| 4 30% | 250 | 160 | 260 | 353 |
| | 20-30 (cm) | | | |
| | Areia Grossa | Areia Fina | Silte | Argila |
| 1 10% | 150 | 80 | 317 | 437 |
| 2 20% | 193 | 120 | 270 | 407 |
| 3 20% | 197 | 147 | 287 | 377 |
| 4 30% | 250 | 160 | 283 | 383 |

3.3.2 ANÁLISE DA BIOMASSA

Como procedimento, em cada tratamento 1, 2, 3, 4 e 5 recolheu-se, inicialmente, a serrapilheira existente em uma área de 1mx1m. A seguir coletou-se o galho grosso e fino desta área conhecida, pesando e retirando-se sub-amostras. As sub-amostras de cada parcela, foram acondicionadas em saco plástico, e transportadas para o laboratório. Ali, as amostras foram colocadas para secar, em estufa a 60°C até peso constante. As amostras foram moídas em moinho tipo Wiley e, em seguida analisadas quanto aos teores dos macronutrientes (N, P, K, Ca e Mg), seguindo metodologia preconizada por SARRUGE E HAAG (1974).



FIGURA 4 - VISTA DO RESÍDUO DA BRACATINGA APÓS CORTE RASO E ANTES DO FOGO

3.3.3 QUANTIFICAÇÃO DAS PERDAS DE SOLO E ÁGUA

Para quantificar as perdas de solo e água dos tratamentos foi instalada na porção inferior de cada tratamento uma roda coletora de enxurrada (roda “Coshocton”) (PARSONS, 1954). As medições e amostragens da enxurrada seguem a metodologia preconizada por COGO (1978). O solo proveniente do escoamento superficial foi separado da água e seco em estufa e, em seguida, pesado. Já a água,

após decantação por 24 hs, era retirada uma alíquota para efetuar a análise de P, K, Ca e Mg, segundo EMBRAPA (1997). O solo depositado no flume da roda coletora foi considerado como sedimento, quando em quantidade suficiente, e teve analisado seu conteúdo dos nutrientes: fósforo, potássio, cálcio, magnésio e matéria orgânica, segundo EMBRAPA (1997).



FIGURA 5 - VISTA DO CONJUNTO DE COLETA E ARMAZENAMENTO DA ENXURRADA (RODA DE COSHOCTON) A CAMPO

A cada medida de perda de solo e água, em eventos (a cada sete dias), tomados pelos coletores, foi relacionada à energia das chuvas que promoveu o arraste das partículas. A energia dos eventos erosivos foi calculada a partir de pluviogramas, conforme NILL (1996), a partir de dados registrados pelo pluviógrafo no local do experimento.

3.3.4 ANÁLISES DAS CINZAS

Como procedimento, nos tratamentos 1, 3 e 4 após a queima recolheu-se por raspagem superficial do solo, em uma área conhecida, as cinzas, para a pesagem e em seguida analisada quanto aos teores dos macronutrientes (P, K, Ca e Mg) .



FIGURA 6 - VISTA DA ÁREA APÓS A QUEIMA DOS RESÍDUOS DA COLHEITA DA BRACATINGA

3.3.5 ANÁLISE MICROBIANA

Nos meses de novembro de 2001, após o fogo, e agosto de 2003, foram tomadas amostras de solo para análises do teor de carbono da biomassa microbiana.

As análises de carbono da biomassa microbiana foram efetuadas pelo método de extração-fumigação com clorofórmio, segundo VANCE et al. (1987).

3.3.6 AVALIAÇÃO DA DENSIDADE POPULACIONAL

No mês de agosto de 2003 foram realizadas avaliações dendrométricas de altura e DAP (Diâmetro a Altura do Peito) de toda a população de bracatinga nas parcelas 1, 2, 3 e 4 e a contagem do número de indivíduos.

Também nesta época foram reconhecidas espécies herbáceas invasoras nos tratamentos.

3.3.7 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Os dados das análises dos atributos químicos e físicos do solo, estado nutricional do resíduo da bracatinga, análise populacional e a biomassa microbiana

foram submetidos à análise de variância (ANOVA). Aplicou-se também o teste de Tukey, ao nível de 95% de probabilidade, para comparação das médias entre os tratamentos e períodos estudados.

As perdas de solo e água foram determinadas após cada evento (7dias) e somadas conforme o período considerado para cada tratamento. As perdas de nutrientes foram relacionadas com as perdas de água e solo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 PERDAS DE SOLO E ÁGUA EM DIFERENTES DECLIVIDADES E MANEJOS

Durante o período de agosto de 2002 a agosto de 2003, foram avaliadas as perdas totais de solo e de água (tabela 2) nos tratamentos com revegetação através do fogo nas declividades 10%, 20% e 30%. Nestes tratamentos, a superfície do solo permaneceu exposta à ação erosiva das gotas de chuva, representando uma condição extremamente favorável à erosão.

TABELA 2 - PERDAS DE SOLO E ÁGUA EM ÁREA CULTIVADA COM BRACATINGA, SOB DIFERENTES DECLIVIDADES

| Tratamentos | Perdas de solo (kg/ha.ano) | Perdas de água (mm.ano) | Taxa de Infiltração % |
|-----------------------------|-------------------------------|----------------------------|--------------------------|
| T ₁ com fogo 10% | 51,0 | 11,7 | 99,2 |
| T ₃ com fogo 20% | 73,0 | 15,0 | 98,9 |
| T ₄ com fogo 30% | 187,0 | 46,5 | 96,7 |

A maior perda de solo ocorreu no tratamento com declividade de 30%, quando comparadas com aquelas em que a declividade é de 10% e 20%. Estas perdas chegaram a ser aproximadamente 2,5 e 3,5 vezes maior que nas declividades de 20% e 10%, respectivamente, demonstrando que o sistema SAF teve uma eficiência no controle de erosão até a declividade de 20%. No tratamento 1 com 10% de declividade, estas perdas foram elevadas pelo menor número de plantas de bracatinga (tabela 15), que foi menor tanto na avaliação de 7 meses como de um ano quando comparado com os demais tratamentos. Além disso, o número de espécies espontâneas foi menor tanto em quantidade como em variedade, conforme o anexo 1. Isto resultou em um solo mais exposto durante todo o período analisado, gerando uma maior desagregação da superfície do solo pelo impacto da gota da chuva. Este tratamento teve as maiores perdas de areia grossa, areia fina e argila no sedimento em relação às demais declividades (tabela 9).

Alguns dados semanais para o T3 não foram coletados devido a furtos de baldes de coleta de enxurrada e sedimento. Como o tratamento T3 tem declividade

de 20%, os valores dos dados coletados de perdas de solo e de água foram estimados com base na interpolação dos dados obtidos nas declividades de 10% e 30%, apenas para as semanas em que os furtos ocorreram.

As maiores perdas de água ocorreram na declividade de 30%, seguida pela declividade de 20% e 10%. Esses dados foram obtidos através do volume de enxurrada, onde se verificou um valor muito maior para a declividade de 30%. Para a declividade de 30% a taxa de infiltração foi 96,8%, aumentando com a diminuição da declividade para 99,2% do total precipitado durante o período de avaliação.

Sendo assim, a maior declividade está relacionada à capacidade de transporte de partículas de solo pelo escoamento superficial, ou seja, quando se tem baixa declividade da superfície do solo, tem-se também baixa velocidade de escoamento. As perdas de solo são proporcionalmente menores que as perdas de água, quando se compara aquelas obtidas nas declividades de 30 e 10% (tabela 2). Isto mostra que a eficiência do SAF é maior nas perdas de solo do que de água.

No mesmo período de agosto de 2002 a agosto de 2003 foram avaliadas as perdas de solo e de água totais em diferentes manejos, mas com a mesma declividade de 20%. Os resultados da quantificação das perdas encontram-se na tabela 3.

TABELA 3 - PERDAS DE SOLO E ÁGUA EM ÁREA CULTIVADA COM BRACATINGA COM E SEM FOGO E FLORESTA NATIVA NO MESMO DECLIVE-2002-2003

| Tratamentos | Perda de solo (kg/ha.ano) | Perda de água (mm.ano) | Taxa de Infiltração % |
|---------------------|------------------------------|---------------------------|--------------------------|
| T2 sem fogo 20% | 15,0 | 3,639 | 99,74 |
| T3 com fogo 20% | 73,0 | 14,967 | 98,94 |
| T5 (testemunha) 20% | 133,0 | 58,100 | 95,89 |

As maiores perdas de solo ocorreram no tratamento T5 (testemunha), seguido pelo tratamento T3 (revegetação com bracatinga com uso do fogo) e pelo tratamento T2 (revegetação de bracatinga sem uso do fogo). As maiores perdas no tratamento 5 devem-se pelas primeiras semanas, devido ao revolvimento do solo para fazer o isolamento das parcelas. O manejo sem fogo (T2), permitiu que numa declividade de 20%, as perdas de solo fossem 79,4% menores do que no manejo com fogo (T3).

As baixas perdas de solo no manejo sem fogo (T2) são atribuídas principalmente à proteção da superfície proporcionada pelas plantas de cobertura durante a revegetação com a bracatinga. A cobertura do solo impede o impacto das gotas de chuva sobre a superfície, diminuindo a desagregação do solo e resultando em baixa concentração de sedimentos na enxurrada. ELTZ et al. (1977); AMADO et al. (1989); CARVALHO et al. (1990) e DEBARBA (1993), observaram grande redução nas perdas de solo com o aumento da porcentagem de cobertura do solo.

Com relação às perdas de água, o tratamento com floresta nativa (testemunha) teve uma perda de água em valores absolutos muito maior do que no manejo com uso do fogo (T3), que por sua vez também teve uma perda de água bem mais elevada quando comparada ao manejo sem uso do fogo (T2).

A revegetação sem fogo proporcionou uma redução média de 75,68% nas perdas de água, em relação às verificadas no manejo com revegetação com fogo de mesma declividade, garantindo assim uma infiltração de 99,74% do total precipitado durante o período de avaliação.

Já para o manejo T5 (testemunha), ocorreu uma perda grande de água devido à alta umidade. Isso ocorreu principalmente devido ao fato de que o solo sob mata apresenta permanentemente maior umidade, reduzindo a infiltração e aumentando o volume de enxurrada conforme os dados de perda de água verificados na tabela 3. Deve-se salientar que se trata de vegetação remanescente de mata nativa, em que as maiores árvores foram retiradas no passado.

As perdas de água, em todos os manejos e nas diferentes declividades causaram um aumento na taxa de erosão e um aumento da taxa de descarga, o que se explica pelo acréscimo da energia erosiva com a taxa de enxurrada (FOSTER et al., 1982 a).

4.2 CORRELAÇÕES DA EROSIVIDADE E PRECIPITAÇÃO COM AS PERDAS NAS DECLIVIDADES E MANEJOS

Durante o período analisado de agosto de 2002 a agosto de 2003, ocorreram 1415,0 mm de chuvas, onde os meses com maiores precipitações foram setembro, com 187,6 mm, fevereiro, com 168,3 mm seguidos pelos meses de novembro, 158,9mm e dezembro, 142,8 mm, conforme o quadro 1. No quadro 1 a distribuição

mensal da erosividade e da precipitação no período compreendido entre agosto de 2002 e agosto de 2003, além da média de precipitação da região nos últimos dez anos.

QUADRO 1 - DISTRIBUIÇÃO DA QUANTIDADE E DA EROSIVIDADE DAS CHUVAS POR MÊS, NO PERÍODO DE 2002-2003

| Meses | Erosividade ou E130 | Precipitação pluviométrica | Precipitação em relação às normais | Precipitação Média (10 anos) |
|-----------|---------------------|----------------------------|------------------------------------|------------------------------|
| | t.m/ha.mm/h | mm | % | mm |
| Agosto | 9,26 | 109,2 | 124,6 | 87,65 |
| Setembro | 25,42 | 187,6 | 119,7 | 156,66 |
| Outubro | 7,78 | 75,5 | 52,7 | 143,28 |
| Novembro | 112,08 | 158,9 | 112,9 | 140,75 |
| Dezembro | 49,04 | 142,8 | 79,2 | 180,25 |
| Janeiro | 43,93 | 123,6 | 40,7 | 303,90 |
| Fevereiro | 182,11 | 168,3 | 79,8 | 211,01 |
| Março | 43,69 | 90,0 | 59,4 | 151,52 |
| Abril | 41,32 | 123,7 | 183,7 | 67,35 |
| Mai | 10,75 | 30,2 | 68,0 | 44,38 |
| Junho | 60,58 | 93,2 | 71,4 | 130,53 |
| Julho | 40,44 | 74,5 | 67,4 | 110,53 |
| Agosto | 8,07 | 38,2 | 43,6 | 87,65 |
| Total | 634,5 | 1.415,0 | 81,0 | 1.747,6 |

Observou-se que a precipitação no período do experimento foi menor que a média dos últimos dez anos, principalmente nos meses de janeiro e março. Assim caracterizando um ano mais seco, com 81,0% de chuva em relação às médias normais de dez anos. Houve uma maior concentração de chuvas nos meses de agosto e setembro, antes da queima dos resíduos da colheita da bracinga. Isto reduziu as perdas de solo e água.

Como observado o quadro 1, a erosividade anual do período entre agosto de 2002 e agosto de 2003 foi de 634,5 t.m/ha.mm/h, sendo fevereiro o mês com maior erosividade. As menores erosividades ocorreram nos meses de agosto de 2002 e agosto de 2003, um período que ocorreram altas precipitações mas de baixa intensidade. Observa-se no quadro 1 que a erosividade no mês de fevereiro foi superior ao da quantidade de chuvas, o que resulta em chuvas de alta intensidade e de curta duração (chuvas típicas de verão).

No gráfico 1, segue a erosividade com a perda de solo em diferentes declividades e com mesmo manejo.

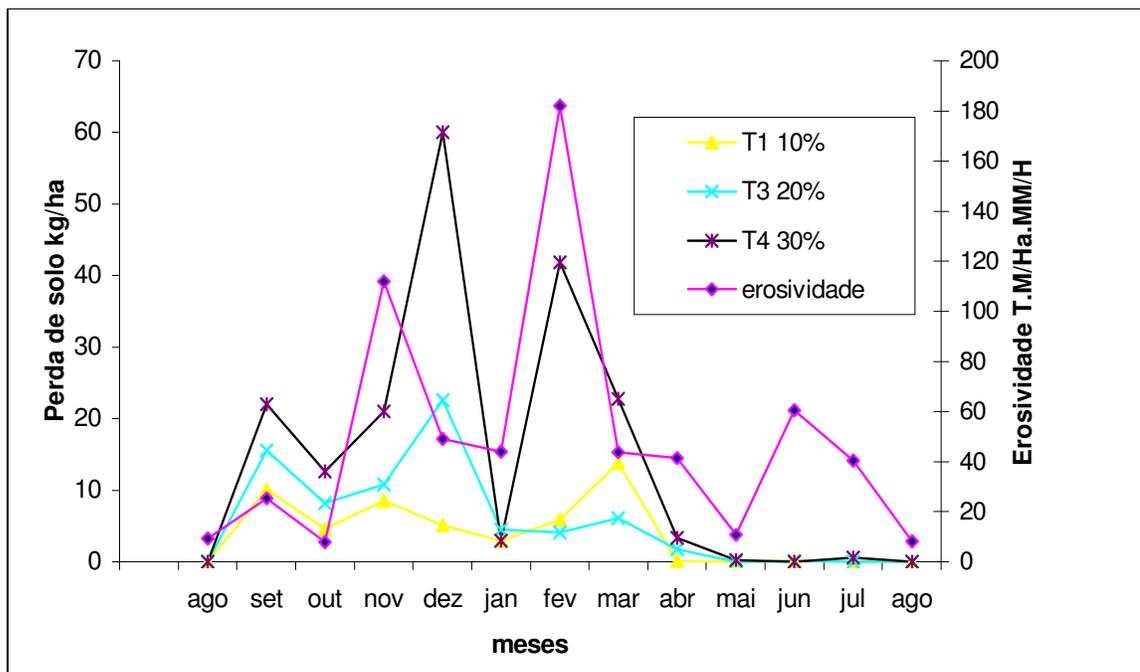


GRÁFICO 1 - EROSIVIDADE EM t.m/ha.mm/h E A PERDA DE SOLO TOTAL kg/ha NAS DIFERENTES DECLIVIDADES, NO PERÍODO DE AGOSTO DE 2002 A AGOSTO 2003

A quantidade de precipitação pluviométrica teve uma relação direta com a erosividade, mas não foi proporcional, pois depende também da intensidade da chuva.

Verifica-se que no mês de fevereiro ocorreu o período com maior precipitação e também maior erosividade. Também é interessante observar que a partir de maio de 2004, embora as erosividades tenham sido altas, as perdas de solo foram insignificantes e quase não diferiram entre os tratamentos estudados. Isto mostra a importância da cobertura do solo na redução da erosão, sendo mais importante do que o grau de declive, dentro do limite estudado de 30%.

O tratamento T4 teve a maior perda de solo, influenciado pela maior declividade se comparados com os tratamentos T3 e T1. No mês de dezembro onde ocorreram 142,8 mm de chuva, com uma erosividade de 49,04, acarretou uma perda maior de solo por hectare nos tratamentos de 30%, 20% e 10%.

Pôde-se também verificar uma influência da erosividade na perda de solo em todos os tratamentos entre os meses outubro e dezembro. Logo, após a queima

(outubro) houve um aumento na perda do solo, mesmo com uma precipitação de 75 mm, menor do que a de agosto e setembro. Na continuidade, a perda de solo diminuiu, sendo relacionada com o aparecimento de uma cobertura devido ao cultivo de milho e ao aparecimento das bracingas. A eficiente redução das perdas de solo dos tratamentos de 1, 3 e 4, 150 dias após o fogo, pode ser atribuída principalmente à proteção da superfície proporcionada pelas plantas de milho consorciadas com o desenvolvimento da bracinga num sistema agroflorestal. Os cultivos agrícolas crescem mais rapidamente que as espécies florestais proporcionando a cobertura do solo em menor tempo, que impede o impacto direto das gotas de chuva sobre a superfície, diminuindo a desagregação do solo e resultando em baixa concentração de sedimentos na enxurrada mesmo nas maiores declividades, segundo LANGDALE e SHRADER (1979). O índice de correlação entre a erosividade e as perdas de solo foram semelhantes para as diferentes declividades: 0,44 para 30%, 0,43 para 20% e 0,41 para 10% de declividade. Notou-se também um deslocamento da curva das perdas de solo em determinados períodos se comparados com a curva da erosividade, principalmente nos meses de novembro/dezembro. O mês de novembro foi precedido por um outubro com poucas precipitações, apenas 53% do esperado para este mês. Desta forma o solo, em novembro, encontrava-se muito seco o que permitiu infiltrar grande parte da água das chuvas. Com a continuidade do volume de chuvas, com aproximadamente o mesmo poder erosivo, no mês de dezembro aumentaram as perdas de solo, principalmente na parcela com maior declive, que pode ser explicado onde as primeiras chuvas elas deslocaram as partículas e não tenham capacidade suficiente para retirar da parcela todo o solo deslocado, sendo transportado pelas chuvas seguintes, ainda mais quando ocorrem espaçadas umas das outras.

Considerando-se que as condições de manejo das parcelas com diferentes declives foi semelhante, pode-se observar que situações de elevadas inclinações de declive favorecem a enxurrada, com conseqüentemente menor infiltração da água no solo, concordando com LATTANZI et al. (1974).

No gráfico 2 segue erosividade com a perda de solo em parcelas de mesma declividade, diferindo entre elas o plantio da bracinga e o uso do fogo no estabelecimento da bracinga e a cobertura permanente da floresta nativa degradada.

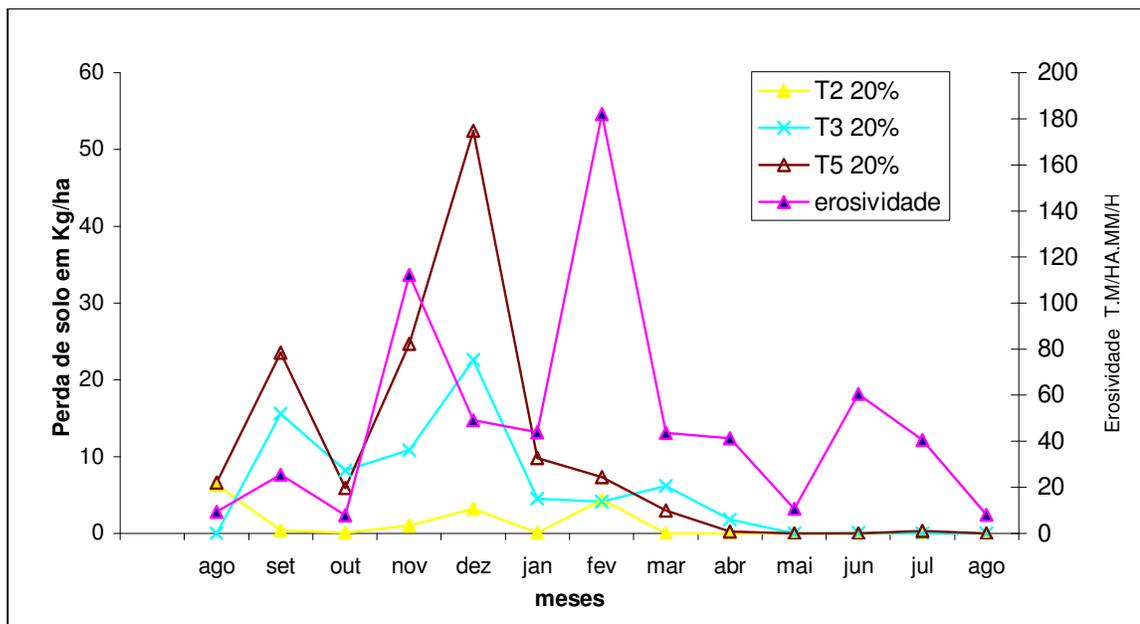


GRÁFICO 2 - EROSIVIDADE EM t.m/ha.mm/h E A PERDA DE SOLO TOTAL kg/ha NOS DIFERENTES MANEJOS, NO PERÍODO DE AGOSTO DE 2002 A AGOSTO 2003

Conforme mostra a gráfico 2, o mês de maior erosividade fevereiro não traduz o período de maior perda de solo nos manejos, porque nessa época já havia uma ótima cobertura do solo com o cultivo do milho e o desenvolvimento da bracatinga para os manejos T2 e T3.

Como se pode verificar, o manejo na parcela testemunha, que consiste em uma mata nativa, teve a maior perda de solo, sendo seguido pelo revegetação com uso do fogo e a revegetação sem fogo, todos em declividade de 20%.

Na parcela testemunha, no período inicial a perda de solo está relacionada com a umidade existente e ao revolvimento do solo para fazer o isolamento da parcela.

Entretanto, a partir do mês de fevereiro, apesar de haver uma precipitação razoável, não houve grandes perdas devido ao solo retornar às suas condições iniciais.

Quando se verifica a correlação entre as perdas de solo e a erosividade nos manejos, observou-se um valor de 0,43 para o manejo com uso de fogo, 0,28 para o manejo sem uso do fogo e 0,25 para a testemunha. Assim, verifica-se que para o

manejo com fogo há uma correlação maior entre a erosividade e a perda de solo, pois devido ao fato de ficar a sua superfície por um determinado tempo sem cobertura ocorreram maiores perdas quando ocorriam chuvas erosivas, ao passo que nos outros manejos isso não acontecia, determinando assim uma menor correlação.

No gráfico 3 segue a distribuição mensal da quantidade de chuva e erosividade com as perdas de água total de cada tratamento.

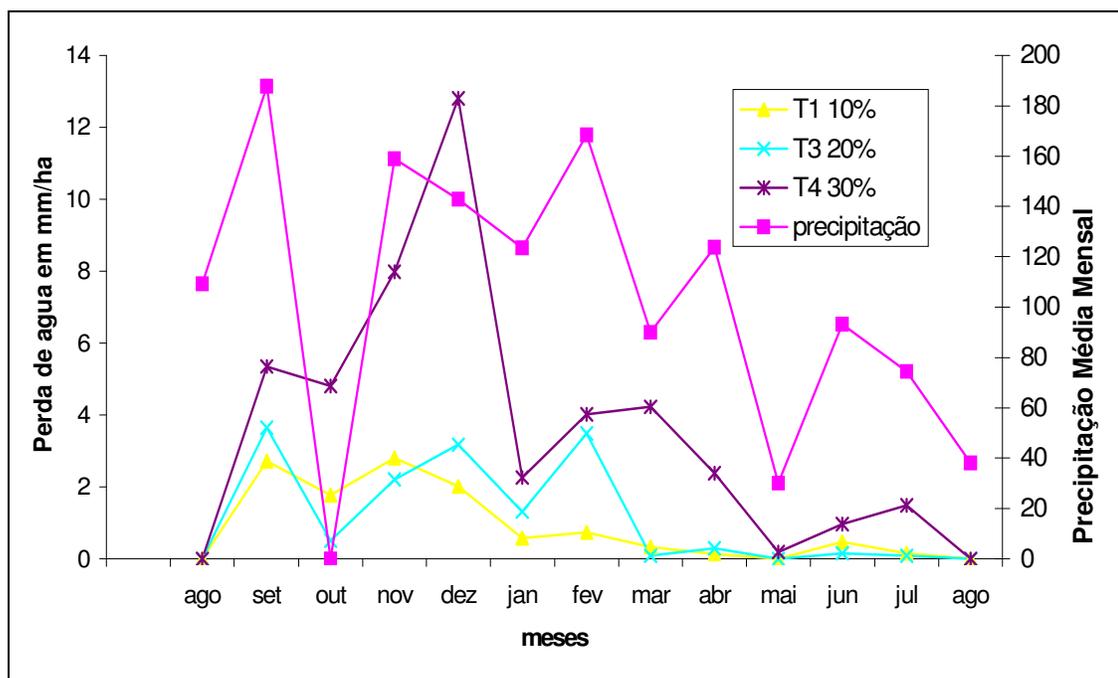


GRÁFICO 3 - DISTRIBUIÇÃO MÉDIA MENSAL, DAS CHUVAS EM mm E A PERDA DE ÁGUA TOTAL mm/ha NO CULTIVO DA BRACATINGA NAS DIFERENTES DECLIVIDADES, NO PERÍODO DE AGOSTO DE 2002 A AGOSTO 2003

No gráfico acima, observa-se que existe uma influência maior na perda de água nos primeiros meses após o fogo nos três tratamentos. Verificou-se que o tratamento T4 (com fogo e declividade de 30%) teve maior perda de água do que a com menor declividade. Também foi possível constatar que no decorrer do período, as perdas de água foram diminuindo. Isso foi possível devido ao surgimento da cobertura do solo, pelo milho e bracatinga, em todos os tratamentos, como era de se esperar.

Não existiu grande diferença no que se refere às perdas de água entre o tratamento T1 (com fogo e declividade de 10%) e T3 (com fogo e declividade de 20%), entretanto foi maior no tratamento T3.

As perdas de água sofreram influência da precipitação e erosividade nos primeiros meses após o fogo. No decorrer do período, apesar de ocorrerem chuvas com maior erosividade e precipitação, não aconteceram perdas de água devido ao crescimento da cobertura do solo por meio das bracatingas e do milho.

A correlação entre a erosividade e a perda de água entre os tratamentos foi maior nas declividades de 30% com um índice de correlação de 0,45, 20% com 0,36 e a de 10% com 0,27. Dessa forma verificou-se que existiu uma proporção maior de perda de água para tratamentos com maiores declividades.

No gráfico 4, segue a distribuição mensal da quantidade de chuva e erosividade com a perda de água em diferentes manejos de mesma declividade.

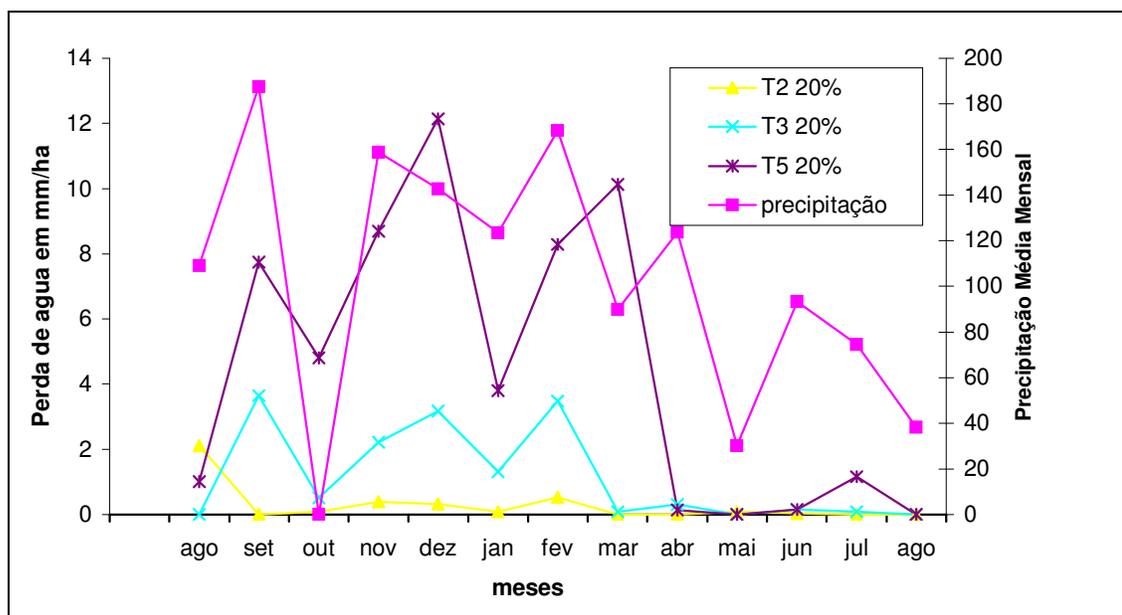


GRÁFICO 4 - DISTRIBUIÇÃO MÉDIA MENSAL, DAS CHUVAS EM mm E A PERDA DE ÁGUA TOTAL mm/ha EM DIFERENTES MANEJOS, NO PERÍODO DE AGOSTO DE 2002 A AGOSTO 2003

Nos diferentes manejos ocorreu uma perda de água maior para a mata nativa (T5), sendo seguido pelo manejo T3 (20% com uso do fogo) e pelo manejo T2 (20%

sem uso do fogo).

Nos primeiros meses após o fogo (outubro a dezembro), o manejo T3 teve uma perda maior de água, sendo que com o aparecimento da cobertura vegetal nos meses subseqüentes, esse valor diminuiu, ficando parecido com o comportamento do manejo T2 (sem uso do fogo). Assim, a cobertura vegetal do solo tem influência nas perdas de água por um tempo limitado ao aparecimento da cobertura do solo pela revegetação com bracatinga.

O manejo T2 teve menores perdas de água desde o início do experimento. Isso se deve ao fato de não ter sido utilizado o fogo para a limpeza, mantendo-se na superfície do solo a vegetação espontânea.

No manejo T5 (mata nativa com 20% de declividade), observou-se as maiores perdas de água. Isso se deve ao fato de que o solo permanece úmido, fazendo com que ocorra menores infiltrações da água da chuva e conseqüente aumento das perdas de água. A exceção a essa regra ocorreu nos meses de junho e julho, pois no período imediatamente anterior ocorreu uma diminuição na precipitação fazendo com que o solo ficasse menos úmido e permitisse uma maior infiltração nas primeiras chuvas e a conseqüente queda no valor da perda de água.

A correlação entre a erosividade e as perdas de água para os manejos foram maior na testemunha (mata nativa com declividade de 20%) com valor de 0,64.

Para a declividade de 20% com uso do fogo, esse valor ficou em 0,36 e para a declividade de 20% sem o uso do fogo em 0,04. Convém ressaltar que a mata nativa teve uma alta correlação, o que indica que nesta floresta existe falta de cobertura no solo, pois devido ao sombreamento das árvores não há crescimento de plantas rasteiras (principalmente gramínea, deixando o solo exposto às gotas das chuvas e a uma menor infiltração). No anexo 1, estão relacionadas as espécies identificadas no tratamento 5.

Para o manejo com fogo a correlação foi maior porque nos primeiros meses (outubro a dezembro) após o fogo, onde o solo sem cobertura permitiu uma maior perda de enxurrada*. Entretanto, com o passar do tempo e o aparecimento de cobertura vegetal, ela se comporta de maneira parecida com o manejo sem fogo no que se refere à perda de água. O tratamento T2 tem um comportamento homogêneo, não tendo variações significativas entre o início e o final do período. Isso se deve ao fato de que com a cobertura do solo desde o princípio não há grandes perdas.

Estes dados de perda de água demonstram que solo protegido com cobertura reduz diretamente a erosividade da chuva e a capacidade erosiva da enxurrada; transpiram grandes quantidades de água, reduzindo a umidade do solo, aumentando a infiltração e reduzindo o volume de enxurrada. Além disso, fornecem matérias orgânicas ao solo, reduzindo sua tendência ao crostamento, aumentando sua rugosidade superficial, reduzindo a velocidade segundo DEDECEK et al. (1986).

LAFLEN e COLVIN (1981) notaram que ocorreram maiores reduções na enxurrada com restos vegetais, mostrando que estes restos culturais mantidos na superfície do solo é o fator mais importante na redução da erosão.

4.3 PERDAS DE NUTRIENTES

4.3.1 PERDAS DE NUTRIENTES POR EROSÃO EM SOLUÇÃO

Na tabela 4 apresentam-se as perdas de nutrientes e a concentração média por erosão em solução, para cada tratamento.

TABELA 4 - PERDAS DE NUTRIENTES POR EROSÃO, EM SOLUÇÃO ACUMULADA EM g/ha.ANO COM BASE NO VOLUME DA ENXURRADA É A CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE PERDA DE NUTRIENTES EM DIFERENTES DECLIVIDADES, NO PERÍODO DE 2002-2003

| Tratamento | Fósforo | Potássio | Cálcio | Magnésio |
|-----------------------------|--------------------------|-----------------|--|-----------------|
| | | | g/ha | |
| T ₁ com fogo 10% | 0,074 | 0,022 | 0,005 | 0,004 |
| T ₃ com fogo 20% | 0,378 | 0,053 | 0,004 | 0,005 |
| T ₄ com fogo 30% | 0,167 | 0,159 | 0,003 | 0,020 |
| Concentração média | mg/dm³ | | cmol_c/dm³ | |
| T ₁ com fogo 10% | 1,16 | 1,41 | 0,59 | 0,20 |
| T ₃ com fogo 20% | 5,70 | 1,48 | 0,51 | 0,34 |
| T ₄ com fogo 30% | 2,76 | 1,59 | 0,52 | 0,39 |

De maneira geral, as perdas acumuladas de magnésio e potássio foram maiores nos tratamentos em que a declividade foi maior. Para o nutriente fósforo, o tratamento T3 (20% de declividade com fogo) teve a maior perda, sendo seguido pelo tratamento T4 (30% de declividade com fogo) e pelo tratamento T1 (10% de declividade com fogo). Esta alta perda de fósforo é explicada principalmente pelo

arraste das cinzas dos resíduos vegetais, onde este nutriente teve maior produção de cinzas, conforme tabela 7, que foram mantidos na superfície do solo após a queima. As formas orgânicas de fósforo podem constituir 65% do seu total no solo, estando a maior parte desse nutriente ligada aos argilominerais do solo (SPOSITO, 1989).

Já para o cálcio, as perdas por erosão foram muito semelhantes para todos os tratamentos. As perdas acumuladas em g/ha do magnésio, cálcio e potássio foram relativamente baixas, onde a explicação para estes resultados é a baixa fertilidade do solo (tabela 5), uma vez que no sistema tradicional SAF da bracatinga não é feita a adubação, resultando no empobrecimento do solo, relacionada diretamente com a sua degradação. Tais nutrientes, embora estivessem prontamente disponíveis, não foram utilizados no crescimento/desenvolvimento das bracatingas, perdendo-se pela erosão. Assim, perdas de nutrientes pela enxurrada, mesmo que relativamente pequenas, podem representar altas quantidades de fertilizantes que devem ser adicionados ao solo para que se mantenha a produtividade do sistema agroflorestal.

TABELA 5 - CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA INICIAL DO SOLO NA PROFUNDIDADE DE 0-5 cm PARA OS DIFERENTES TRATAMENTOS - 2002

| Tratamento | Fósforo mg/dm ³ | Potássio -----cmol _c /dm ³ ----- | Cálcio ----- | Magnésio ----- | Mat Orgânica g/dm ³ |
|-------------------------------|--------------------------------------|--|------------------------|--------------------------|--|
| Profundidade de 0-5 cm | | | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 4,3 | 0,15 | 3,5 | 1,2 | 71,7 |
| T ₂ sem fogo 20% | 4,4 | 0,12 | 2,1 | 1,0 | 51,7 |
| T ₃ com fogo 20% | 3,8 | 0,14 | 5,2 | 0,7 | 70,9 |
| T ₄ com fogo 30% | 3,1 | 0,22 | 5,5 | 2,5 | 69,1 |
| T ₅ com fogo 10% | 4,2 | 0,21 | 5,9 | 1,0 | 106,8 |

Na tabela 6 encontram-se os valores das perdas de nutrientes por erosão e a concentração média para os diferentes manejos.

TABELA 6- PERDAS DE NUTRIENTES POR EROSÃO, EM SOLUÇÃO ACUMULADA EM g/ha.ANO COM BASE NO VOLUME DA ENXURRADA E A CONCENTRAÇÃO MÉDIA DAS PERDAS DE NUTRIENTES EM DIFERENTES MANEJOS, NO PERÍODO DE 2002-2003

| Tratamento | Fósforo | Potássio | Cálcio | Magnésio |
|---------------------------------|--------------------------|--|--------|----------|
| | -----g/ha----- | | | |
| T ₂ sem fogo 20% | 0,0011 | 0,0003 | 0,0009 | 0,0005 |
| T ₃ com fogo 20% | 0,3785 | 0,0532 | 0,0046 | 0,0053 |
| T ₅ (testemunha)20% | 0,0983 | 0,2238 | 0,0020 | 0,0114 |
| Concentração média | mg/dm³ | -----cmol_c/dm³----- | | |
| T ₂ sem fogo 20% | 0,10 | 0,04 | 0,30 | 0,17 |
| T ₃ com fogo 20% | 5,70 | 1,48 | 0,51 | 0,34 |
| T ₅ (testemunha) 20% | 0,22 | 2,07 | 0,22 | 0,16 |

Conforme a tabela 6, o tratamento T3 teve maiores perdas do nutriente fósforo quando comparado com a mata nativa e o manejo sem fogo. Isso se deve ao fato já comentado anteriormente. Já para o potássio a perda maior foi para o tratamento 5 (testemunha), pois esta perda foi relacionada com as perdas de água, e provavelmente pelo alto teor de matéria orgânica existente na superfície do solo e pelo K ser lavado das folhas das copas das árvores pela água da chuva. Este nutriente tem alta mobilidade na planta, em qualquer nível de concentração, seja dentro da célula ou no tecido (MALAVOLTA, 1980). A facilidade de extração do K do tecido vegetal foi descrita por MORAES e ARENS (1969), que constataram que o K é facilmente lavado das folhas de plantas, quando estas são imersas em água, mostrando que o fenômeno pode ocorrer em condições de campo graças à ação da água do orvalho ou das chuvas assim concordando com GONZALEZ e GALLARDO (1986). Este fato também é explicado pelo potássio se encontrar em maiores concentrações na mata nativa, além de ser mais solúvel e móvel do que o fósforo, por exemplo. De 90 a 95% do potássio total do solo encontra-se sob a forma não disponível para a planta. Mesmo que grande parte de potássio possa ser removida pela erosão, as perdas não são relevantes uma vez que pequena porcentagem permanece em forma disponível. As perdas de cálcio e magnésio solúveis são bastante baixas na enxurrada (BARROWS e KILMER, 1963).

Para o manejo T2 (20% de declividade e sem fogo) as perdas de todos os nutrientes tiveram valores bem abaixo dos outros manejos, concordando com SCHICK et al. (2000b) para preparos conservacionistas. Tendo relação com a sua

cobertura vegetal, que limita a quantidade de perdas de água e de solo, principalmente argilo-minerais, que por sua vez transportam os nutrientes.

Na tabela 7 segue em g/ha a quantidade de nutrientes e a concentração média presentes nas cinzas após a queima nos tratamentos com declividades de 10%, 20% e 30%.

TABELA 7 - QUANTIDADE DE CINZA EM g/ha E CONCENTRAÇÃO MÉDIA, APÓS O FOGO

| | Fósforo | Potássio | Cálcio | Magnésio |
|-----------------------------|---------------------------------------|--|---------------------------------------|---------------------------------------|
| | g/ha | g/ha | G/ha | g/ha |
| Teste F [*] | F _(6;2) 2,85 ^{ns} | F _(6;2) 0,27 ^{ns} | F _(6;2) 0,13 ^{ns} | F _(6;2) 1,58 ^{ns} |
| T ₁ com fogo 10% | 275,0 a | 3,9 a | 2,6 a | 0,9 a |
| T ₃ com fogo 20% | 92,1 a | 3,2 a | 2,1 a | 0,5 a |
| T ₄ com fogo 30% | 185,5 a | 3,6 a | 2,6 a | 1,5 a |
| Concentração média | mg/dm³ | cmol_c/dm³ | | |
| T ₁ com fogo 10% | 193,3 | 6,7 | 4,1 | 3,1 |
| T ₃ com fogo 20% | 62,7 | 6,8 | 3,7 | 1,4 |
| T ₄ com fogo 30% | 123,8 | 5,8 | 4,1 | 1,8 |

NOTAS: As médias das cinzas, acompanhadas da mesma letra são estatisticamente iguais entre si a 95% de probabilidade, pelo Teste de Tukey. O teste F foi realizado para comparar os diferentes tratamentos.

(¹) Teste F: * significativo a 5%; ** significativo a 1%; ^{ns} não significativo.

A tabela 7 demonstra que as cinzas de todos os tratamentos apresentaram uma quantidade elevada dos nutrientes: fósforo, potássio, cálcio e magnésio. Entretanto, esses nutrientes são facilmente lixiviados, porque as cinzas, devido á sua densidade baixa, são facilmente arrastadas pela enxurrada, conforme segue nos gráficos 5 a 9. As cinzas presentes na superfície do solo para as diferentes declividades não apresentaram diferenças significativas entre os nutrientes.

Durante a queima, existe uma conversão dos nutrientes da matéria orgânica para formas inorgânicas de nitrogênio, enxofre, fósforo, potássio, cálcio e magnésio. O fósforo apresentou maiores valores absolutos, quando comparados com os outros nutrientes.

Nos gráficos 5 a 7, apresenta-se o comportamento mês a mês das perdas de nutrientes e água para as diferentes declividades durante o período de outubro de 2002 a julho de 2003 .

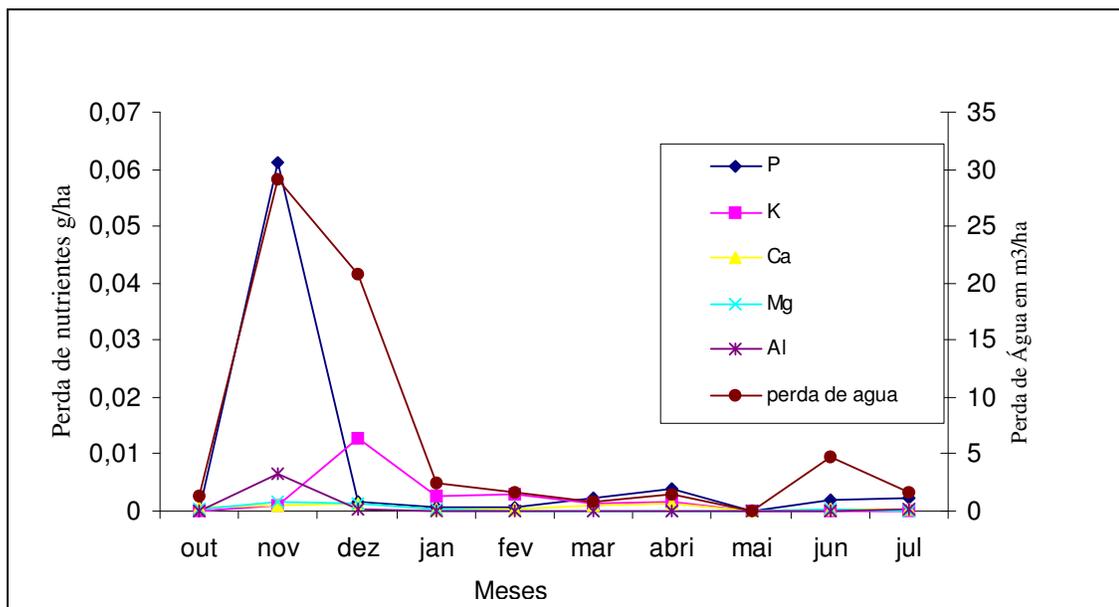


GRÁFICO 5 - PERDAS DE NUTRIENTES EM g/ha E ÁGUA EM m³/ha POR EROSIÃO EM SOLUÇÃO NO TRATAMENTO 1 , NO PERÍODO 2002-2003

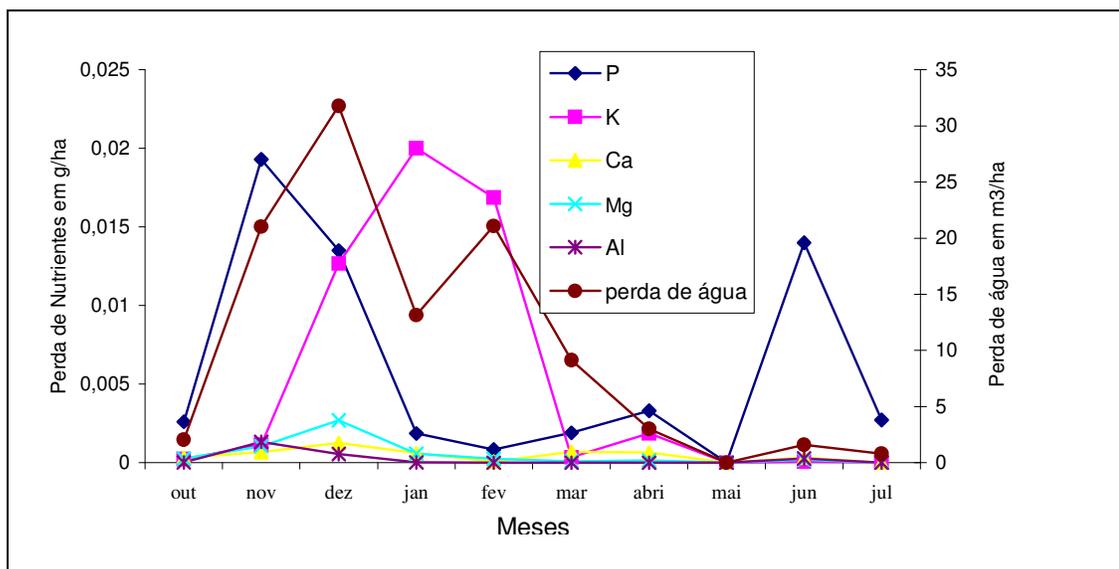


GRÁFICO 6 - PERDAS DE NUTRIENTES EM g/ha E ÁGUA EM m³/ha POR EROSIÃO EM SOLUÇÃO NO TRATAMENTO 3 , NO PERÍODO 2002-2003

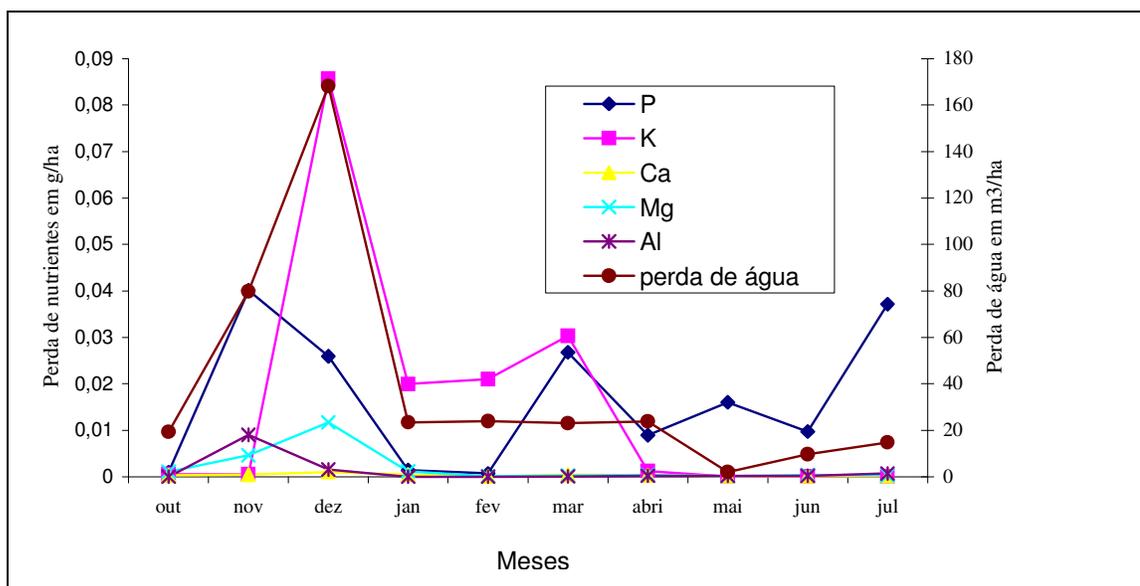


GRÁFICO 7 - PERDAS DE NUTRIENTES g/ha E ÁGUA m³/ha POR EROÇÃO EM SOLUÇÃO NO TRATAMENTO 4, NO PERÍODO 2002-2003

No gráfico 5 é apresentada o comportamento do tratamento 1 (10% de declividade com fogo), Como se pode verificar, as perdas de fósforo foram acentuadas no início do período, mesmo com uma perda de água baixa em relação aos outros tratamentos (gráficos 6 e 7). Então, mesmo com uma pequena precipitação, o arrasto do nutriente fósforo foi elevado. Isso se deve à grande quantidade de cinza existente após a queima na superfície do solo, que continha grandes quantidades deste elemento conforme mostra a tabela 6. O mesmo ocorreu nos meses de maio e junho devido ainda aos pequenos resíduos das cinzas. O gráfico demonstrou que o fósforo em termos de perdas não dependeu dos grandes fluxos de água.

O magnésio se comportou como o fósforo quantitativamente no primeiro momento. Após esse primeiro momento, teve pequenas perdas, mesmo com grandes perdas de água.

A perda inicial de potássio teve influência das perdas de água. Ao contrário do fósforo, ela ocorreu quando houve um fluxo maior de água, isto é explicado pelo potássio ser mais solúvel concordando com SCHICK et al. (2000b).

No gráfico 6 o tratamento 3 que tem 20% de declividade e uso do fogo. Conforme pode se observar teve uma perda inicial após o fogo de uma quantidade grande de fósforo. Isso se deveu à quantidade de cinza disponível sob o solo

descoberto. Comportou-se de forma parecida com o tratamento T1. O potássio teve perda maior no início do período. Ele também teve influência da perda de água (gráfico 6). Os outros nutrientes apresentaram perdas muito pequenas concordando com GUADAGNIN et al. (2003).

No gráfico 7 é apresentado o tratamento 4 (30% de declividade e com fogo), que teve perdas iniciais menores de fósforo do que os outros tratamentos. Também não teve influência da perda de água. Com o passar dos meses teve novas perdas, aumentando gradativamente entre os meses de fevereiro e julho.

Houve perda de alumínio no início do ciclo, sendo ela quantitativamente bem menor do que o fósforo. O potássio se comportou como nos tratamentos T1 e T3, ou seja, quando houve grandes perdas de água houve perdas de potássio. O magnésio se comportou entre os meses de outubro e fevereiro da mesma maneira que o potássio, mas em menor quantidade. Após esse período, as perdas diminuíram bastante.

Os dados mostram que, em situações de elevadas inclinações de declive, em ausência de práticas conservacionistas de suporte, as perdas de P, K, Ca e Mg podem ser altas, com empobrecimento do solo e contaminação dos locais de deposição da erosão, fora do seu local de origem.

Nos gráficos 8 e 9, apresenta-se o comportamento mês a mês das perdas de nutrientes e água para os diferentes manejos durante o período de outubro de 2002 a julho de 2003.

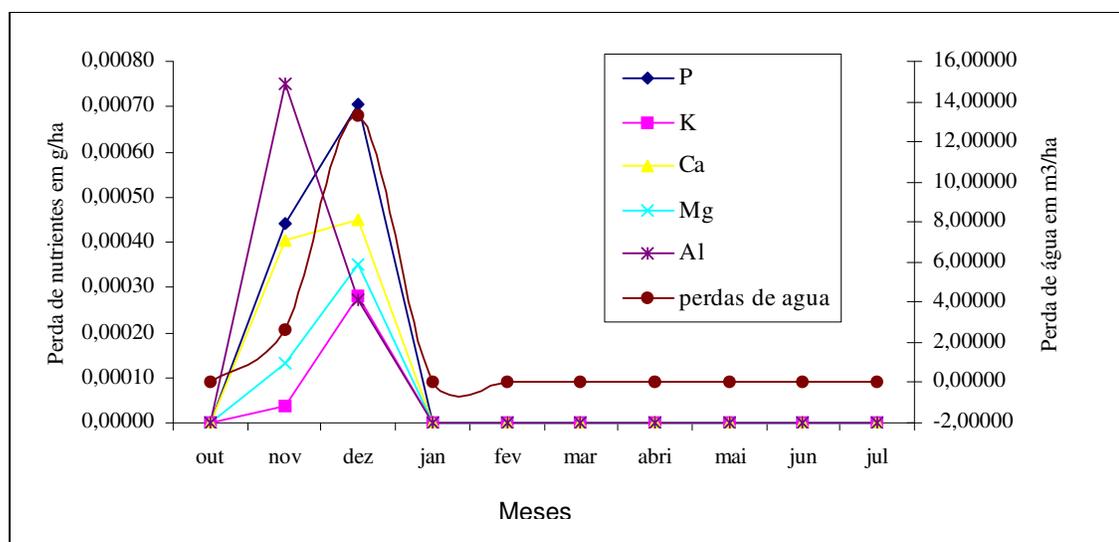


GRÁFICO 8 - PERDAS DE NUTRIENTES EM g/ha E ÁGUA EM m³/ha POR EROSIÃO EM SOLUÇÃO NO TRATAMENTO 2 , NO PERÍODO 2002-2003

Como mostra no gráfico 8, o tratamento 2 (20% de declividade sem fogo) não teve grandes perdas de nutrientes, as maiores perdas ocorreram de outubro a janeiro variando pouco, após este período. A perda de água foi menor do que nos outros tratamentos devido a sua cobertura e o não uso do fogo. Entretanto, as perdas de nutrientes tiveram relação com as perdas de água. As perdas de fósforo, potássio, cálcio, magnésio na enxurrada segundo BARISAS et al. (1978) e FELIPE MORALES et al. (1978) são pequenas para preparos conservacionistas. As ações dos resíduos tanto evitando o impacto da chuva sobre o solo, como atuando como filtro da enxurrada, retendo os sedimentos, apresentam potencial para reduzir em até 100% a energia cinética das gotas de chuvas. Segundo LAFLEN et al. (1978), os manejos que deixam os resíduos culturais sobre a superfície do solo reduzem perdas de solo concordando com COGO et al. (1984) e BERTOL, (1995).

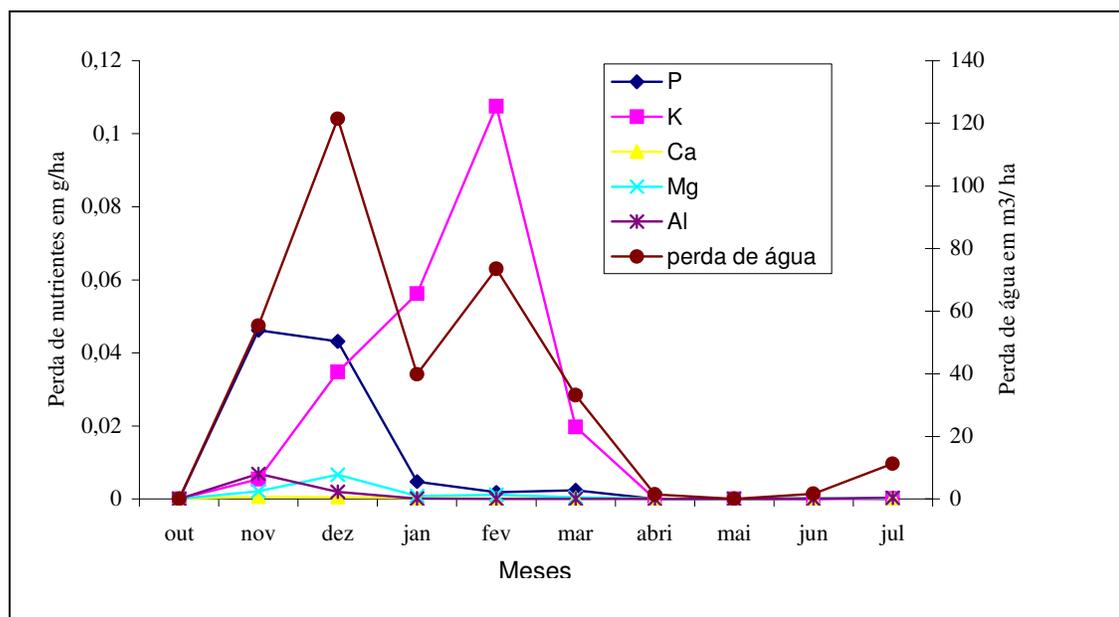


GRÁFICO 9 - PERDAS DE NUTRIENTES POR EROSÃO EM SOLUÇÃO NO TRATAMENTO 5, NO PERÍODO 2002-2003

A mata nativa (testemunha) teve uma quantidade de água perdida grande (gráfico 9), assim como a de potássio. Convém ressaltar que as perdas de potássio tiveram influência das perdas de água, concordando com SCHICK et al. (2000b).

Esse fluxo ocorreu na mata nativa devido à umidade do solo e a inexistência de vegetação de pequeno porte. Houve uma pequena perda de alumínio no início do ciclo, bem como de magnésio, mas com uma pequena defasagem temporal (aproximadamente um mês) entre eles.

4.3.2 PERDAS DE NUTRIENTES NO SEDIMENTO

Tanto para o fósforo quanto para os demais nutrientes, as perdas em solução da enxurrada foram superiores às perdas no sedimento, coletado na calha, provavelmente devido ao maior volume de água em relação ao volume de solo existente na enxurrada, concordando com CHICHERSTER et al. (1992). Também o solo coletado na calha tem menor % de argilas em relação ao solo da enxurrada.

Na tabela 8 segue o volume de solo coletado na calha e a perdas de nutrientes em g/ha.

TABELA 8 - CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS BASEADOS NO SEDIMENTO NAS DIFERENTES DECLIVIDADES, NO PERÍODO 2002-2003

| Tratamento | Total de sedimento | Fósforo | Potássio | Cálcio | Magnésio | M.Orgânica |
|-----------------------------|--------------------|--------------------|----------|------------------------------------|----------|-------------------|
| | g/ha | mg/dm ³ | | cmol _c /dm ³ | | g/dm ³ |
| T ₁ com fogo 10% | 736,70 | 6,1 | 0,24 | 3,80 | 2,46 | 71,64 |
| T ₃ com fogo 20% | 222,22 | 15,1 | 0,33 | 6,69 | 3,26 | 115,17 |
| T ₄ com fogo 30% | 1906,01 | 6,7 | 1,53 | 6,69 | 3,03 | 96,48 |

As maiores concentrações de perdas de nutrientes e de matéria orgânica, foram verificadas nos tratamentos de declividades 20% e 30%. Como se teve pouco sedimento para as análises, não houve repetições, assim não podemos detalhar porque as maiores concentrações dos nutrientes foram na declividade de 20 e não na de 30%, mas uma possível explicação seria que a enxurrada foi maior no maior declive e levou toda argila para o balde coletor o que não aconteceu na menor declividade conforme tabela 9. A concentração elevada do P no sedimento reflete sua forte adsorção específica e sua baixa solubilidade. Nos tratamentos de 20% de declividade com revegetação sem fogo e a testemunha não apresentaram perdas de sedimento. Isso demonstra a superioridade da cobertura do solo em altas declividades, refletindo a sua eficácia no controle das perdas de nutrientes pela

perda de solo e de água por erosão.

As concentrações médias de fósforo no sedimento erodido acumulado (tabela 6) foram maiores do que no solo original conforme tabela 5. A mesma situação ocorre com os demais nutrientes K, Ca, Mg e M. Orgânica. Isso denota o caráter seletivo da erosão hídrica, que ao carregar as partículas mais finas, carrega a fração mais fértil do solo. BURWELL et al. (1975) observaram que o teor de fósforo transportado no sedimento representou 95% do teor total no solo, confirmando os dados da tabela 9, onde se pode verificar uma alta quantidade de argila e silte no sedimento quando comparados com o solo inicial.

A manutenção dos resíduos da colheita da bracatinga, ou o não uso do fogo para a revegetação, poderiam fornecer os mesmos nutrientes de uma forma mais lenta, pela decomposição natural deles. Isto aliado à manutenção da matéria orgânica tornaria esta atividade mais próxima do sustentável.

RESK et al. (1980), observaram perdas mais elevadas de matéria orgânica, as quais foram coerentes com a magnitude das perdas de solos obtidas pelos autores MCGREGOR (1996), salienta que a perda de matéria orgânica por erosão tem grande importância para os processos de eutrofização de mananciais, na medida em que a biodegradação de compostos orgânicos em rios e lagos eleva a demanda bioquímica de oxigênio, colocando em perigo a vida aquática.

A matéria orgânica é o primeiro constituinte do solo a ser removido pela erosão, por causa de sua maior concentração na superfície do solo e de baixa densidade (BARROWS e KILMER 1963).

A matéria orgânica exerce várias funções no solo, tais como ação cimentante, retenção de água e suprimento de nutrientes, bem como influencia a infiltração de água, a capacidade de troca de cátions e o pH, sendo, portanto, um dos constituintes mais importantes no que se refere à manutenção da fertilidade do solo.

4.4 COMPOSIÇÃO TEXTURAL DO SEDIMENTO

Na tabela 9 segue a análise textural do solo original e do sedimento coletado na calha dos tratamentos T1, T3 e T4.

TABELA 9 - COMPARAÇÃO DA ANÁLISE TEXTURAL DO SOLO ORIGINAL COM O DO SEDIMENTO NOS DIFERENTES TRATAMENTOS NA PROFUNDIDADE DE 0-5 cm – 2002

| Tratamento | Solo | | Sedimento | | Solo | | Sedimento | |
|-----------------------------|--------------|-----|------------|-----|-------|-----|-----------|-----|
| | Areia Grossa | | Areia Fina | | Silte | | Argila | |
| g/kg | | | | | | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 203 | 270 | 67 | 143 | 453 | 480 | 277 | 453 |
| T ₃ com fogo 20% | 220 | 190 | 100 | 115 | 267 | 400 | 403 | 480 |
| T ₄ com fogo 30% | 200 | 208 | 103 | 123 | 313 | 443 | 323 | 490 |

As amostras do sedimento da tabela 9 foram coletadas na calha. Pode-se observar no sedimento que quantidades de partículas mais finas do solo (silte e argila) foram maiores do que no solo original para todos os tratamentos. No menor declive teve-se maior quantidade de material grosseiro, devido a menor intensidade da enxurrada. No T3 ficou mais próximo do original do solo e no T4 a maior parte do material fino foi levado para o balde, concentrando o material grosseiro na calha.

Para a areia grossa, no sedimento do T1 teve um aumento de 34% em relação ao solo original, apresentando assim quebra dos agregados e arraste das partículas mais grossas do solo. O tratamento T3 teve um decréscimo de 4,5% e o tratamento T4 teve um aumento de 4% .

Para a areia fina, o sedimento do tratamento T1 teve um aumento de 113% em relação ao solo original, o tratamento T3 teve um acréscimo de 15% e o tratamento T4 teve um acréscimo de 19%.

Para o silte, o sedimento do tratamento T1 teve um aumento de 6% em relação ao solo original, o tratamento T3 teve um acréscimo de 33% e o tratamento T4 teve um acréscimo de 42%.

Para a argila, o sedimento do tratamento T1 teve um aumento de 64% em relação ao solo original, o tratamento T3 teve um acréscimo de 19% e o tratamento T4 teve um acréscimo de 51%. Este aumento de argila no sedimento resulta em alterações na dispersão das argilas onde afeta algumas variáveis físicas do solo, como taxa de infiltração e permeabilidade, em virtude da obstrução de poros em camadas subsuperficial de material disperso ou desagregado, movimentado pela percolação.

4.5 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO

4.5.1 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DO SOLO NAS PROFUNDIDADES DE 0–5 E 5-10 CM

Os resultados da caracterização química do solo dos nutrientes fósforo, cálcio, magnésio e potássio nos diferentes tratamentos nas profundidades de 0 a 5 e 5 a 10 cm encontra-se nas tabelas 10 e 11.

TABELA 10 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO EM DIFERENTES TRATAMENTOS E PERÍODOS (ANTES DO FOGO E UM ANO) NAS PROFUNDIDADES DE 0-5 E 5-10 cm

| Profundidade(cm) | Solo original | Um ano | Comparação dos Períodos | Solo original | Um ano | Comparação dos Períodos |
|---------------------------------|--|---------------------------------------|--|--|---------------------------------------|---------------------------------------|
| | -----0-5----- | | | -----5-10----- | | |
| | Fósforo, mg/dm³ | | | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 4,3 a | 5,8 b | F _(4;1) 1,35 ^{ns} | 2,8 a | 1,7 a | F _(4;1) 0,49 ^{ns} |
| T ₂ sem fogo 20% | 4,4 a | 2,8 a | F _(4;1) 2,41 ^{ns} | 2,6 a | 2,8 a | F _(4;1) 0,09 ^{ns} |
| T ₃ com fogo 20% | 3,8 a | 6,4 b | F _(4;1) 2,78 ^{ns} | 2,3 a | 2,8 a | F _(4;1) 0,92 ^{ns} |
| T ₄ com fogo 30% | 3,1 a | 7,4 b | F _(4;1) 19,41 ^{**} | 2,3 a | 3,3 a | F _(4;1) 0,74 ^{ns} |
| T ₅ (testemunha) 20% | 4,2 a | 3,8 a | F _(4;1) 0,39 ^{ns} | 2,6 a | 2,7 a | F _(4;1) 0,42 ^{ns} |
| Teste F ⁽¹⁾ | F _(10;4) 0,66 ^{ns} | F _(4;3) 9,25 ^{**} | Teste F | F _(10;4) 0,15 ^{ns} | F _(4;3) 1,34 ^{ns} | Teste F |

NOTAS: As médias dos atributos químicos do solo, acompanhadas da mesma letra são estatisticamente iguais entre si a 95% de probabilidade, pelo Teste de Tukey. O teste F foi realizado para comparar os períodos (antes do fogo e um ano) e entre os tratamentos.

⁽¹⁾ Teste F: * significativo a 5%; ** significativo a 1%; ^{ns} não significativo.

Na tabela 10 segue a caracterização química do nutriente fósforo inicial do solo e um ano do experimento nos diferentes tratamentos e nas profundidades de 0 a 5 cm e 5 a 10 cm. Verificou-se que no início das atividades em solo original nas profundidades de 0 a 5 cm e 5 a 10 cm não havia diferença significativa entre os tratamentos. Concordando com KLEINMAN et al.. 1996, que não observaram diferenças significativas na fertilidade dos solos que estavam sob vegetação com tempos de pousio variando entre três e onze anos.

Após um ano, os tratamentos onde ocorreu a queima tiveram um aumento no teor de fósforo, e os manejos T2 e T5 tiveram um decréscimo, apresentando assim uma diferença significativa entre os tratamentos. Estas modificações, entretanto, só ocorreram na camada superficial do solo (0-5 cm). Somente para o tratamento 4 na

profundidade de 0 a 5 cm apresentou diferença significativa entre os períodos da caracterização inicial do solo e um ano do tratamento. Esses resultados podem ser justificados devido a menor perda de nutrientes por erosão como o do P em solução e no sedimento (tabelas 4 e 8).

TABELA 11 - CONCENTRAÇÃO DE CÁLCIO, MAGNÉSIO E POTÁSSIO EM DIFERENTES TRATAMENTOS E PERÍODOS (ANTES DO FOGO E UM ANO) NAS PROFUNDIDADES 0-5 E 5-10 cm

| | Antes do Fogo | Um ano | Comparação dos Períodos | Antes do Fogo | Um ano | Comparação dos Períodos |
|--|---|--|--|--|---------------------------------------|--|
| Profundidade(cm) | 0-5 | | | 5-10 | | |
| Cálcio, cmol_c/dm³ | | | | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 3,51 a | 3,85 a | F _(4;1) 0,38 ^{ns} | 0,96 a | 3,38 a | F _(4;1) 39,23 ^{**} |
| T ₂ sem fogo 20% | 2,11 a | 5,84 a | F _(4;1) 8,64 ^{**} | 1,23 a | 2,57 a | F _(4;1) 10,25 ^{ns} |
| T ₃ com fogo 20% | 2,35 a | 6,58 a | F _(4;1) 9,41 ^{**} | 1,09 a | 2,52 a | F _(4;1) 2,84 ^{ns} |
| T ₄ com fogo 30% | 9,25 a | 7,08 a | F _(4;1) 0,12 ^{ns} | 4,63 a | 1,01 a | F _(2;1) 6,65 ^{ns} |
| T ₅ (testemunha)20% | 5,94 a | 6,40 a | (4;1)0,40 ^{ns} | 4,34 a | 3,27 a | F _(4;1) 1,80 ^{ns} |
| Teste F ⁽¹⁾ | F _(10;4) 2,76 ^{ns} | F _(4;3) 0,66 ^{ns} | Teste F | F _(10;4) 3,11 ^{ns} | F _(4;3) 0,83 ^{ns} | Teste F |
| | Antes do Fogo | um ano | Comparação dos Períodos | Antes do Fogo | um ano | Comparação dos Períodos |
| Magnésio cmol_c/dm³ | | | | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 1,24 a | 1,50 a | F _(4;1) 0,30 ^{ns} | 0,59 a | 0,36 a | F _(4;1) 0,09 ^{ns} |
| T ₂ sem fogo 20% | 1,00 a | 1,24 a | F _(4;1) 0,41 ^{ns} | 0,77 a | 0,47 a | F _(4;1) 0,76 ^{ns} |
| T ₃ com fogo 20% | 0,76 a | 1,85 a | F _(4;1) 15,10 [*] | 0,87 a | 0,57 a | F _(4;1) 0,77 ^{ns} |
| T ₄ com fogo 30% | 1,53 a | 2,04 a | F _(4;1) 19,00 ^{**} | 1,67 a | 0,58 a | F _(4;1) 3,20 [*] |
| T ₅ (testemunha)20% | 1,04 a | 1,20 a | F _(4;1) 0,49 ^{ns} | 2,03 a | 1,10 ^a | F _(4;1) 3,80 [*] |
| Teste F ⁽¹⁾ | F _(10;4) 4,44 ^{ns} | F _(4;3) 2,178 ^{ns} | Teste F | F _(10;4) 1,14 ^{ns} | F _(4;3) 0,22 ^{ns} | Teste F |
| | Antes do Fogo | um ano | Comparação dos Períodos | Antes do Fogo | um ano | Comparação dos Períodos |
| Potássio, cmol_c/dm³ | | | | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 0,15 a | 0,12 a | F _(2;1) 0,21 ^{ns} | 0,09 a | 0,08 a | F _(4;1) 0,18 ^{ns} |
| T ₂ sem fogo 20% | 0,12 a | 0,14 a | F _(4;1) 0,40 ^{ns} | 0,08 a | 0,09 a | F _(4;1) 0,10 ^{ns} |
| T ₃ com fogo 20% | 0,14 a | 0,17 a | F _(4;1) 0,72 ^{ns} | 0,87 a | 0,08 a | F _(4;1) 0,07 ^{ns} |
| T ₄ com fogo 30% | 0,22 a | 0,29 a | F _(4;1) 0,15 ^{ns} | 0,10 a | 0,01 a | F _(4;1) 0,16 ^{ns} |
| T ₅ (testemunha)20% | 0,30 a | 0,28 a | F _(4;1) 0,80 ^{ns} | 0,18 a | 0,17 a | F _(4;1) 0,20 ^{ns} |
| Teste F ⁽¹⁾ | F _(10;4) 0,939 ^{ns} | F _(4;3) 3,64 ^{ns} | | F _(10;4) 0,28 ^{ns} | F _(4;3) 2,88 ^{ns} | |

NOTAS: As médias dos atributos químicos do solo, acompanhadas da mesma letra são estatisticamente iguais entre si a 95% de probabilidade, pelo Teste de Tukey. O teste F foi realizado para comparar períodos (antes do fogo e um ano) e entre os tratamentos.

⁽¹⁾ Teste F: * significativo a 5%; ** significativo a 1%; ns não significativo.

Na tabela 11 encontram-se os valores de concentração dos nutrientes: cálcio, magnésio e potássio para os diferentes tratamentos. O elemento cálcio não teve

diferenças significativas na profundidade de 0 a 5 cm entre os tratamentos para o período inicial como para o período após um ano. Verifica-se uma diferença significativa entre os tratamentos T2 e T3 na comparação entre os períodos para as profundidades entre 0 e 5 cm. Para os outros tratamentos, ocorreu um acréscimo da concentração do nutriente cálcio entre o período inicial e após um ano, mas não houve diferenças significativas.

Para a profundidade entre 5 e 10 cm, o cálcio também não apresentaram diferença significativa entre os tratamentos tanto para o período inicial, como para o período após um ano, sendo que ao comparar-se os mesmos tratamentos para os dois períodos (inicial e após um ano), observa-se uma diferença significativa para o tratamento T1 nesta profundidade. Após um ano, os valores de cálcio para essa profundidade tiveram valores muito parecidos, tanto para os tratamentos com fogo como para o tratamento sem fogo.

O magnésio não apresentou diferenças significativas em nenhuma das situações. Na profundidade entre 0 e 5 cm ocorreu um pequeno acréscimo de sua concentração se compararmos o período inicial e após um ano. Para a profundidade entre 5 e 10 cm, ocorreu um pequeno decréscimo quando comparado o período inicial e um ano.

O potássio comportou-se de forma parecida com o magnésio, pois também não teve diferenças significativas quando comparados entre si. Na profundidade entre 0 e 5 cm teve concentrações muito parecidas para todas as situações. Para a profundidade entre 5 e 10 cm entretanto, ocorreu um pequeno decréscimo para os tratamentos T3 e T4.

Para BRINKMANN e NASCIMENTO (1973) e HERNANI et al. (1999) a utilização do sistema de corte e queima da vegetação proporciona melhorias no nível de fertilidade do solo, principalmente devido aos aumentos de pH, de saturação por bases e de P disponível. Além disso, observaram redução nos teores de Al trocável. No entanto, também tem sido demonstrado que essa melhoria da fertilidade do solo é de duração relativamente curta, o que leva a necessidade da utilização de fertilizantes. BRINKMANN e NASCIMENTO (1973), mesmo tendo verificado aumentos na fertilidade do solo após a queima, relatam que o retorno de nutrientes com essa forma de preparo do solo não é suficiente para garantir a atividade por um longo prazo.

Na tabela 12 segue a caracterização química da matéria orgânica inicial do

solo e um ano do experimento nos diferentes tratamentos e nas profundidades de 0 a 5 cm e 5 a 10 cm.

TABELA 12 - CONCENTRAÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM DIFERENTES TRATAMENTOS E PERÍODOS (ANTES DO FOGO E UM ANO) NAS PROFUNDIDADES DE 0-5 E 5-10 cm

| | Antes do Fogo | Um ano | Comparação dos Períodos | Antes do Fogo | Um ano | Comparação dos Períodos |
|---------------------------------|---|---------------------------------------|--|---------------------------------------|---------------------------------------|--|
| Profundidade(cm) | -----0-5----- | | | -----5-10----- | | |
| | Matéria Orgânica, g/dm³ | | | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 47,80 a | 63,92 a | F _(4;1) 0,10 ^{ns} | 47,68 b | 52,06 a | F _(4;1) 0,93 ^{ns} |
| T ₂ sem fogo 20% | 51,70 a | 89,22 a | F _(4;1) 11,53 [*] | 41,77 b | 76,76 a | F _(4;1) 40,13 ^{**} |
| T ₃ com fogo 20% | 70,94 a | 70,84 a | F _(4;1) 0,23 ^{ns} | 48,20 b | 51,90 a | F _(4;1) 0,70 ^{ns} |
| T ₄ com fogo 30% | 46,03 a | 108,94 a | F _(4;1) 19,41 ^{**} | 51,77 b | 47,51 a | F _(2;1) 1,37 ^{ns} |
| T ₅ (testemunha) 20% | 106,86 b | 118,00 a | F _(4;1) 0,12 ^{ns} | 77,28 a | 82,00 a | F _(2;1) 0,98 ^{ns} |
| Teste F ⁽¹⁾ | F _(10;4) 8,35 [*] | F _(4;3) 2,54 ^{ns} | Teste F | F _(10;4) 3,38 [*] | F _(4;3) 2,86 ^{ns} | Teste F |

NOTAS: As médias dos atributos químicos do solo, acompanhadas da mesma letra são estatisticamente iguais entre si a 95% de probabilidade, pelo Teste de Tukey. O teste F foi realizado para comparar períodos (antes do fogo e um ano) e entre os tratamentos.

⁽¹⁾ Teste F: ^{*} significativo a 5%; ^{**} significativo a 1%; ^{ns} não significativo.

A tabela 12 demonstra como se comportou a matéria orgânica para o experimento. No período inicial e na profundidade entre 0 e 5 cm, a testemunha apresentou diferença significativa quando comparados entre todos os tratamentos. Após um ano, essa diferença tornou-se não significativa, pois houve um aumento da matéria orgânica para todos os tratamentos, exceto o T3. Porém, ao se comparar os tratamentos entre o período inicial e final, o acréscimo da matéria orgânica foi mais elevado, havendo diferenças significativas nas parcelas T2 e T4.

Na profundidade entre 5 e 10 cm, a testemunha também apresentou uma diferença significativa no período inicial, quando comparada com as outras parcelas. Mas, após um ano, as diferenças entre essas concentrações tornaram-se não significativas pois todas as parcelas tiveram um pequeno aumento de matéria orgânica, exceto a parcela T2, no qual o aumento da concentração foi bem superior e quando comparado com o período inicial teve diferença significativa.

Em estudo realizado por EGGERS (1991), observou-se que a queima aumentou a matéria orgânica, K, Ca e Mg. De forma geral, a camada superficial foi a que demonstrou maior sensibilidade à atuação do fogo, justificando as maiores variações.

4.5.2 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS QUÍMICOS DAS AMOSTRAS SELECIONADAS NAS PROFUNDIDADES 1, 2, 3, 4 E 5 CM

O solo onde a vegetação foi queimada apresentou valores de nutrientes muito mais elevados que as do solo não queimado, e , logo após a queima, houve um aumento nas concentrações em todas as camadas de 0 a 5 cm, mas muito pronunciado na camada superficial de 0 a 2 cm como segue na tabela 13.

TABELA 13 - CONCENTRAÇÃO DO FÓSFORO EM DIFERENTES PERÍODOS (ANTES DO FOGO, APÓS O FOGO E UM ANO) NAS PROFUNDIDADES DE 1, 2, 3, 4 E 5 cm

| Tratamento | Profundidade (cm) | | | | |
|-------------------------------------|--|--|--|--|--|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Fósforo, mg/dm³ | | | | | |
| Antes do fogo | | | | | |
| T ₂ sem fogo 20% | 5,4 a | 4,7 a | 2,4 a | 3,2 a | 2,9 a |
| T ₃ com fogo 20% | 6,1 a | 5,2 a | 4,1 a | 3,7 a | 3,5 a |
| Teste F | F _(6;2) 0,10 ^{ns} | F _(6;2) 0,78 ^{ns} | F _(6;2) 1,67 ^{ns} | F _(6;2) 0,28 ^{ns} | F _(6;2) 0,20 ^{ns} |
| Após o Fogo | | | | | |
| T ₃ com fogo 20% | 95,2 | 41,1 | 18,3 | 10,3 | 8,8 |
| 1 ano | | | | | |
| T ₂ sem fogo 20% | 4,4 a | 3,8 a | 3,86a | 3,9 a | 2,3 a |
| T ₃ com fogo 20% | 12,7 b | 8,9 b | 5,4 a | 3,7 a | 2,2 b |
| Teste F | F _(4;1) 10,55 [*] | F _(4;1) 7,36 [*] | F _(4;1) 1,48 ^{ns} | F _(4;1) 0,04 ^{ns} | F _(3;1) 0,91 ^{ns} |
| Comparação entre os Períodos | | | | | |
| T ₂ sem fogo 20% | F _(4;1) 0,55 ^{ns} | F _(4;1) 0,54 ^{ns} | F _(4;1) 1,55 ^{ns} | F _(4;1) 0,35 ^{ns} | F _(4;1) 1,45 ^{ns} |
| T ₃ com fogo 20% | F _(6;2) 10,50 ^{**} | F _(6;2) 10,99 ^{**} | F _(6;2) 16,74 ^{**} | F _(5;2) 5,29 ^{**} | F _(6;2) 12,00 ^{**} |
| Cálcio, cmol/dm³ | | | | | |
| Antes do Fogo | | | | | |
| T ₂ sem fogo 20% | 6,04 a | 4,76 a | 3,98 a | 4,17 a | 3,41 a |
| T ₃ com fogo 20% | 5,41 a | 5,46 a | 3,13 a | 2,98 a | 2,88 a |
| Teste F | F _(6;2) 1,31 ^{ns} | F _(6;2) 0,50 ^{ns} | F _(6;2) 2,17 ^{ns} | F _(6;2) 1,76 ^{ns} | F _(6;2) 0,41 ^{ns} |
| APÓS o FOGO | | | | | |
| T ₃ com fogo 20% | 6,856 | 7,543 | 4,036 | 3,756 | 6,593 |
| Tratamento | | | | | |
| Profundidade (cm) | | | | | |
| 1 ano | | | | | |
| T ₂ sem fogo 20% | 6,97 a | 6,29 a | 5,31 a | 4,25 a | 4,49 a |
| T ₃ com fogo 20% | 11,86 b | 9,84 b | 7,50 b | 6,43 a | 4,49 a |
| Teste F | F _(4;1) 102,7 ^{**} | F _(4;1) 60,85 ^{**} | F _(4;1) 8,21 [*] | F _(4;1) 10,08 ^{ns} | F _(3;1) 0,00 ^{ns} |
| Comparação entre os Períodos | | | | | |
| T ₂ sem fogo 20% | F _(4;1) 1,20 ^{ns} | F _(4;1) 9,31 [*] | F _(4;1) 8,13 [*] | F _(4;1) 2,80 [*] | F _(4;1) 3,01 ^{ns} |
| T ₃ com fogo 20% | F _(6;2) 5,31 [*] | F _(6;2) 3,21 ^{ns} | F _(6;2) 7,58 [*] | F _(5;2) 3,30 ^{ns} | F _(6;2) 1,24 ^{ns} |

Continuação TABELA 13

| Tratamento | Profundidade (cm) | | | | |
|---|----------------------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Magnésio, cmol/dm³ | | | | | |
| Antes do Fogo | | | | | |
| T ₂ sem fogo 20% | 2,39 a | 2,46 a | 2,57 a | 2,17 a | 1,69 a |
| T ₃ com fogo 20% | 4,24 a | 5,31 a | 2,50 a | 1,96 a | 2,08 a |
| Teste F | F (6;2) 1,77 ^{ns} | F (6;2) 1,17 ^{ns} | F (6;2) 1,14 ^{ns} | F (6;2) 1,50 ^{ns} | F (6;2) 1,12 ^{ns} |
| continua | | | | | |
| Após o Fogo | | | | | |
| T ₃ com fogo 20% | 2,76 | 3,01 | 2,24 | 1,92 | 2,13 |
| 1 ano | | | | | |
| T ₂ sem fogo 20% | 1,89 a | 1,58 a | 1,57 a | 1,24 a | 1,62 a |
| T ₃ com fogo 20% | 3,05 a | 2,44 a | 2,55 a | 1,85 a | 1,58 a |
| Teste F | F (4;1) 4,50 ^{ns} | F (4;1) 3,06 ^{ns} | F (4;1) 7,01 ^{ns} | F (4;1) 0,83 ^{ns} | F (3;1) 0,00 ^{ns} |
| Comparação entre os Períodos | | | | | |
| T ₂ com fogo 20% | F (4;1) 1,80 ^{ns} | F (4;1) 1,50 ^{ns} | F (4;1) 1,70 ^{ns} | F (4;1) 1,35 ^{ns} | F (4;1) 0,12 ^{ns} |
| T ₃ com fogo 20% | F (6;2) 1,05 ^{ns} | F (6;2) 1,46 ^{ns} | F (6;2) 0,13 ^{ns} | F (5;2) 0,06 ^{ns} | F (6;2) 0,32 ^{ns} |
| Potássio cmol/dm³ | | | | | |
| Antes do Fogo | | | | | |
| T ₃ com fogo 20% | 0,24 a | 0,18 a | 0,16 | 0,19 a | 0,13 a |
| T ₃ com fogo 20% | 0,41 a | 0,32 a | 0,29 | 0,22 a | 0,18 a |
| Teste F | F (6;2) 3,76 ^{ns} | F (6;2) 2,68 ^{ns} | F (6;2) 1,83 ^{ns} | F (6;2) 0,16 ^{ns} | F (6;2) 0,73 |
| Após o Fogo | | | | | |
| T ₃ com fogo 20% | 0,62 a | 0,61 a | 0,46 a | 0,41 a | 0,38 a |
| 1 ano | | | | | |
| T ₂ com fogo 20% | 0,20 a | 0,17 a | 0,17 a | 0,12 a | 0,13 a |
| T ₃ com fogo 20% | 0,27 a | 0,28 a | 0,24 a | 0,21 a | 0,18 a |
| Teste F | F (4;3) 2,26 ^{ns} | F (4;1) 6,60 ^{ns} | F (4;1) 1,65 ^{ns} | F (4;1) 1,70 ^{ns} | F (3;1) 0,67 ^{ns} |
| Comparação entre os Períodos | | | | | |
| T ₂ com fogo 20% | F (4;1) 1,20 ^{ns} | F (4;1) 0,30 ^{ns} | F (4;1) 0,35 ^{ns} | F (4;1) 1,73 ^{ns} | F (4;1) 0,10 ^{ns} |
| T ₃ com fogo 20% | F (6;2) 2,15 ^{ns} | F (6;2) 3,00 ^{ns} | F (6;2) 2,45 ^{ns} | F (5;2) 2,49 ^{ns} | F (6;2) 2,84 ^{ns} |
| Matéria Orgânica, g/dm³ | | | | | |
| Antes do Fogo | | | | | |
| T ₂ com fogo 20% | 119,56 a | 123,29 a | 99,43 a | 115,04 a | 101,44 a |
| T ₃ com fogo 20% | 122,16 a | 75,843 a | 103,45 a | 101,37 a | 87,457 a |
| Teste F | F (6;2) 0,98 ^{ns} | F (6;2) 1,61 ^{ns} | F (6;2) 1,26 ^{ns} | F (6;2) 0,17 ^{ns} | F (6;2) 0,22 ^{ns} |
| Após o Fogo | | | | | |
| T ₃ com fogo 20% | 111,10 | 96,09 | 52,98 | 68,88 | 44,60 |
| 1 ano | | | | | |
| T ₂ com fogo 20% | 122,79 a | 99,76 a | 96,08 a | 89,84 a | 93,39 a |
| T ₃ com fogo 20% | 110,01 a | 101,44 a | 84,29 a | 71,95 a | 65,35 a |
| Teste F | F (4;1) 1,68 ^{ns} | F (4;1) 0,02 ^{ns} | F (4;1) 1,10 ^{ns} | F (4;1) 1,83 ^{ns} | F (3;1) 3,10 |
| Comparação entre os Períodos | | | | | |
| T ₂ com fogo 20% | F (4;1) 0,80 ^{ns} | F (4;1) 0,102 ^{ns} | F (4;1) 0,88 ^{ns} | F (4;1) 3,04 ^{ns} | F (4;1) 2,08 ^{ns} |
| T ₃ com fogo 20% | F (6;2) 1,45 ^{ns} | F (6;2) 0,32 ^{ns} | F (6;2) 4,03 ^{ns} | F (5;2) 2,35 ^{ns} | F (6;2) 7,17 [*] |

NOTAS: As médias dos atributos químicos do solo, acompanhadas da mesma letra são estatisticamente iguais entre si a 95% de probabilidade, pelo Teste de Tukey. O teste F foi realizado para comparar períodos (antes do fogo e um ano) e entre os tratamentos.

(1) Teste F: * significativo a 5%; ** significativo a 1%; ^{ns} não significativo.

Na tabela 13 a concentração do nutriente fósforo aumenta abruptamente depois da queima, inclusive não retornando às concentrações naturais no fim do período de um ano. Estas modificações ocorreram nas camadas de 1 e 2 cm . Este aumento está vinculado à formação das cinzas nas camadas superficiais, segundo BALDANZI (1955); SERTSU e SANCHEZ (1978); TEIXEIRA e SCHUBART (1988); COUTINHO (1990); KAUFFMAN et al.. (1994). Concordando com DeBANO e CONRAD (1978), que o fogo não afeta os nutrientes nas camadas inferiores a 2cm do solo.

De modo similar ao fósforo, a queima provocou aumentos nas concentrações de Ca e de Mg, porém após um ano retornaram aos valores iniciais. O aumento na concentração desses cátions está vinculado à liberação de óxidos nas cinzas, estando de acordo com o que acontece em outros ambientes (BALDANZI, 1955; OWENSBY e WYRILL, 1973; TEIXEIRA e SCHUBART, 1988; COUTINHO, 1990; EGGERS, 1991; KAUFFMAN et al., 1994).

O Potássio também apresentou um aumento nas concentrações logo após a queima, mas com o passar do tempo de até um ano retornou aos valores iniciais conforme a tabela 13.

A queima da vegetação morta enriquece o solo da camada superficial na maioria dos nutrientes, por acelerar a mineralização, quer química ou biológica. De forma geral, a camada superficial foi a que demonstrou maior sensibilidade à atuação do fogo. A queima neste ambiente, não promover temperaturas muito danosas para o sistema solo, justificando as maiores variações na camada superficial. Mesmo em outros ambientes, o fogo rápido não afeta as camadas mais profundas do perfil do solo (DeBANO e CONRAD, 1978; MALLIK et al., 1984; COUTINHO, 1990).

4.6 ESTADO NUTRICIONAL DO RESIDUO DA BRACATINGA

Na tabela 14 a biomassa e os estoques de nutrientes total do resíduo da bracatinga. No resíduo incluiu-se folhas, ramos (grossos e finos) e outras partes da planta.

TABELA 14 - BIOMASSA EM t/ha E ESTOQUE DE NUTRIENTE TOTAL DO RESÍDUO DA BRACATINGA E DA TESTEMUNHA kg/ha – 2002

| Tratamento | Biomassa | Nitrogênio | Fósforo | Potássio | Cálcio | Magnésio |
|--------------------------------|----------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | t/ha | -----kg/ha----- | | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 50,5 | 204 a | 4 a | 58 a | 95 ab | 24 a |
| T ₂ sem fogo 20% | 42,2 | 221 a | 5 a | 68 a | 147 a | 28 a |
| T ₃ com fogo 20% | 65,4 | 260 a | 6 a | 71 a | 166 a | 31 a |
| T ₄ com fogo 30% | 75,5 | 267 a | 6 a | 82 a | 160 a | 30 a |
| T ₅ (testemunha)20% | 12,5 | 41 b | 1 b | 6 b | 35 b | 6 b |
| Teste F | | F _(43;4) 4,51 ** | F _(43;4) 2,97 ** | F _(43;4) 4,15 ** | F _(43;4) 4,75 ** | F _(43;4) 4,24 ** |

NOTAS: As médias dos atributos químicos, acompanhadas da mesma letra são estatisticamente iguais entre si a 95% de probabilidade, pelo Teste de Tukey.

(¹) Teste F: * significativo a 5%; ** significativo a 1%; ^{ns} não significativo.

As diferentes quantidades de biomassa vegetal de 42,2 e 75,5 t/ha estimadas no início do experimento nos respectivos tratamentos da bracatinga tornam-se justificáveis quando se leva em consideração que o tempo de 8 anos do cultivo da bracatinga servem para o acúmulo desse resíduo. O elemento N foi o que apresentou maiores concentrações, contribuindo com 267 kg/ha para o SAF da bracatinga seguidos pelo cálcio, potássio, magnésio e fósforo. O grande número de espécies leguminosas na área pode ter reforçado a presença desse elemento na biomassa. Os tratamentos com a bracatinga para os elementos N, P, K, Ca e Mg não diferiam entre si pelo teste de médias. Já na testemunha a concentração de nitrogênio foi bem menor. Segundo HAAG (1987), em florestas nativas há tendência de o Nitrogênio ocorrer em menor concentração seguido pelo Cálcio, Potássio, Magnésio e Fósforo assim concordando com os resultados obtidos.

4.7 ANÁLISE POPULACIONAL

Na tabela 15 segue número de plantas nascidas, altura e DAP durante o período analisado para cada tratamento.

TABELA 15 - ANÁLISE DA POPULAÇÃO DURANTE O PERÍODO DE UM ANO DO CICLO DA BRACATINGA EM PLANTAS/HA E VALORES DENDROMÉTRICOS MÉDIOS DAS BRACATINGA PARA CADA TRATAMENTO- 2002-2003

| Tratamento | N° de plantas de Milho | N° de Plantas de Bracatinga | N° de Plantas de Bracatinga | Altura | DAP |
|-----------------------------|------------------------|-----------------------------|-----------------------------|---|---|
| | 4 meses | 7 meses | Um ano | Um ano | Um ano |
| T ₁ com fogo 10% | 7320 | 6120 | 2800 | 3,26 a | 1,5 a |
| T ₂ sem fogo 20% | 8080 | 14920 | 4240 | 3,12 a | 1,4 a |
| T ₃ com fogo 20% | 9320 | 8280 | 5240 | 3,52 a | 1,5 a |
| T ₄ com fogo 30% | 9800 | 11920 | 7120 | 3,38 a | 1,4 a |
| Teste F | | | | F _(140:3) 1,86 ^{ns} | F _(140:3) 1,97 ^{ns} |

NOTAS: As médias de altura e DAP, acompanhadas da mesma letra são estatisticamente iguais entre si a 95% de probabilidade, pelo Teste de Tukey. O teste F foi realizado para comparação entre os tratamentos.

(¹) Teste F: * significativo a 5%; ** significativo a 1%; ^{ns} não significativo.

Como mostra a tabela 15 a sobrevivência das árvores entre sete meses e um ano variou para o T1 45,7% , T2 28,4%, T3 63,2% e para T4 59,7%, resultando em uma taxa alta de mortalidade para o T2, que pode ser explicada pelo fato que neste tratamento não ocorreu à queima e como a bracatinga germinou após o corte do último plantio, aproveitou os nutrientes disponíveis da camada superficial do solo da matéria orgânica (tabela 5), mas como no SAF da bracatinga o solo não é adubado, ao diminuir os nutrientes existentes, principalmente o P, começou ocorrer uma alta taxa de mortalidade como observa-se na tabela 15. No T1 ocorreu a 2.ª maior taxa de mortalidade sendo justificado pela perda de solo, principalmente de silte e argila (tabela 9), onde se encontra a parte mais fértil do solo. Também se deve observar que foi o tratamento com fogo que teve o menor acréscimo de nutrientes (tabelas 4 e 9) no período analisado. Além disso, o estoque de nutriente da biomassa (tabela 14) era menor que os demais tratamentos. Para os tratamentos T3 e T4 a taxa de mortalidade se comportou de maneira parecida, que também pode ser ocasionada pelos nutrientes, pois possuíam concentrações parecidas.

Para o T3 com fogo, obteve-se um número de 5240 plantas/ha, ao passo que o T2 sem fogo teve 4240 plantas/ha após o ciclo um ano. Estes valores observados podem ser considerados próximos a um padrão, segundo BAGGIO et al. (2004) que encontrou no manejo com queima 8100 plantas/ha e no manejo sem queima 7300

após um ano da germinação.

A população de plantas de milho por ha comportou-se de maneira semelhante a da bracatinga com um ano de vida, mas em uma proporção menor entre os tratamentos tendo valores mais próximos.

A altura e DAP foram obtidos para a bracatinga com um ano de idade. O crescimento em altura das bracatinga variou de 3,26 m a 3,52 m, não havendo diferença estatística entre os tratamentos. Enquanto o Dap registrado esteve entre 1,4 cm e 1,5 cm e também não diferiam entre os tratamentos.

4.8 INFLUÊNCIA DO FOGO NA BIOMASSA MICROBIANA DO SOLO

Na tabela 16 segue a respiração do solo submetida aos tratamentos com fogo, sem fogo, bracatinga estabelecida a seis anos e mata nativa.

TABELA 16 - RESPIRAÇÃO DO SOLO, EM $\mu\text{CO}_2 \cdot \text{G} \cdot \text{SOLO}^{-1} \cdot \text{DIA}^{-1}$, DE AMOSTRAS DE SOLOS SUBMETIDAS A DIFERENTES TRATAMENTOS

| Prof(cm) | 0-5 | 5-10 | 10-20 |
|------------|---|------------------------------|------------------------------|
| Tratamento | Carbono, $\mu\text{CO}_2 \cdot \text{g} \cdot \text{solo}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ | | |
| Com Fogo | 99,53 c | 43,20 a | 30,33 a |
| Sem Fogo | 148,40 a | 41,23 a | 29,33 a |
| Bracatinga | 144,40 a | 67,20 a | 35,00 a |
| Nativa | 217,40 b | 59,73 a | 46,26 a |
| Teste F | $F_{(8:3)} 3,87^*$ | $F_{(8:3)} 1,02^{\text{ns}}$ | $F_{(8:3)} 2,02^{\text{ns}}$ |

NOTAS: As médias acompanhadas da mesma letra são estatisticamente iguais entre si a 95% de probabilidade, pelo Teste de Tukey. O teste F foi realizado para comparação entre os tratamentos.

⁽¹⁾ Teste F: * significativo a 5%; ** significativo a 1%; ^{ns} não significativo.

Observa-se na tabela 16 que a profundidade teve efeito significativo sobre a respiração dos microrganismos do solo. Esse é um fator esperado, já que a grande maioria da microbiota concentra-se a camada superficial do solo, onde há maior teor de matéria orgânica, fornecedora de energia e nutrientes. Na camada de 5-10 cm de profundidade a liberação de CO_2 foi 1/3 da que ocorreu na camada superficial, e na de 10-20 cm, 1/5.

Quanto ao manejo do solo, a mata nativa, sem influência antrópica recente, favoreceu uma maior atividade respiratória dos microrganismos. Pode-se explicar

esse fato pela maior diversidade de nutrientes fornecidos pela cobertura vegetal do solo. Nas outras três áreas, cobertas com bracatinga, a variabilidade dos nutrientes deve ter sido bem menor, o que justificaria essa menor liberação de CO₂.

Na tabela 17 seguem os resultados do carbono da biomassa microbiana nos diferentes tratamentos e períodos.

TABELA 17 - CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA, EM $\mu\text{C} \cdot \text{g} \cdot \text{SOLO}^{-1}$, DE AMOSTRAS DE SOLO SUBMETIDAS A DIFERENTES TRATAMENTOS E PERÍODOS

| | Início | Um ano | Comparação | Início | Um ano | Comparação |
|------------|---|--------------------------------------|--|--------------------------------------|---------------------------------------|--|
| Prof(cm) | 0-5 | | | 5-10 | | |
| Tratamento | Carbono, $\mu\text{CO}_2 \cdot \text{g} \cdot \text{solo}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ | | | | | |
| Com Fogo | 1263,4 a | 3097,3 b | F _(4;1) 3,93 ^{ns} | 1218,1 a | 3139,4 a | F _(4;1) 36,50 ^{**} |
| Sem Fogo | 1388,8 a | 7007,6 a | F _(4;1) 79,24 ^{**} | 954,6 b | 3277,7 a | F _(4;1) 7,77 [*] |
| Bracatinga | 1412,7 a | 6541,2 a | F _(4;1) 13,24 [*] | 1194,3 a | 3838,5 a | F _(4;1) 4,45 ^{ns} |
| Nativa | 1448,6 a | 6174,8 a | F _(4;1) 12,10 [*] | 1217,2 a | 5400,5 a | F _(4;1) 6,66 ^{ns} |
| Teste F | F _(8;3) 3,90 ^{ns} | F _(8;3) 8,65 [*] | Teste F | F _(4;1) 4,51 [*] | F _(4;1) 0,85 ^{ns} | |

NOTAS: As médias acompanhadas da mesma letra são estatisticamente iguais entre si a 95% de probabilidade, pelo Teste de Tukey. O teste F foi realizado para comparação entre os tratamentos e períodos.

(¹) Teste F: ^{*} significativo a 5%; ^{**} significativo a 1%; ^{ns} não significativo.

Quanto aos teores de carbono da biomassa microbiana (CBM), apresentados na tabela 17, observou-se interação dos tratamentos, o manejo e a profundidade de amostragem. A interação foi evidenciada porque no tratamento com fogo, em que os resíduos da colheita da bracatinga foram retirados do solo, houve menor teor de carbono da biomassa na profundidade de 0-5. No tratamento com bracatinga, em que as árvores foram mantidas no terreno por 6 anos, e no com mata nativa, os valores de CBM da camada de 0-5 cm 5-10 não foram significativamente diferentes entre si. Esse fato é explicado pela menor perturbação desses dois sistemas em relação aos outros, nos quais o manejo incluiu o fogo. No tratamento sem fogo, os valores de CBM comportaram-se de maneira parecida com a bracatinga e a mata nativa. Observou-se que no tratamento sem fogo, bracatinga e na mata nativa, na profundidade de 0-5 cm, houve um aumento significativo da CBM diferindo do tratamento com fogo, tendo como justificativa a influência do fogo sobre o CBM. Para a profundidade de 5-10 todos os tratamentos obtiveram valores próximos indicando que o fogo interfere somente na camada superficial do solo.

4.9 ANÁLISE DOS ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO

Os valores dos atributos físicos do solo no geral não apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os diferentes tratamentos estudados (tabela 18).

A tabela 18 apresenta os valores médios de cada profundidade, para cada tratamento estudado.

TABELA 18 - VALORES DOS ATRIBUTOS FÍSICOS DO SOLO - 2002

| Profundidade (cm) | 0-5 | 5-10 | 10-20 | 20-30 |
|---------------------------------|---|--|--|--|
| Tratamento | Água disponível cm³/cm³ | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 0,101 a | 0,090 a | 0,089 a | 0,077 a |
| T ₂ sem fogo 20% | 0,070 a | 0,088 a | 0,080 a | 0,069 ab |
| T ₃ com fogo 20% | 0,059 a | 0,053 a | 0,051 b | 0,047 b |
| T ₄ com fogo 30% | 0,054 a | 0,049a | 0,042 b | 0,041 b |
| T ₅ (testemunha) 20% | 0,061 a | 0,060 a | 0,059 ab | 0,057 ab |
| Teste F | F _(10;4) 3,04 ^{ns} | F _(10;4) 3,49 ^{ns} | F _(10;4) 12,02 [*] | F _(10;4) 7,02 [*] |
| | Densidade Global, mg/m³ | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 0,671 a | 1,068 a | 1,051 a | 1,157 a |
| T ₂ sem fogo 20% | 0,589 a | 0,943 a | 0,964 a | 1,107 a |
| T ₃ com fogo 20% | 0,669 a | 1,055 a | 1,173 a | 1,229 a |
| T ₄ com fogo 30% | 0,724 a | 1,116 a | 1,236 a | 1,280 a |
| T ₅ (testemunha) 20% | 0,534 a | 0,935 a | 0,940 a | 1,080 a |
| Teste F | F _(10;4) 2,35 ^{ns} | F _(10;4) 3,15 ^{ns} | F _(10;4) 3,11 ^{ns} | F _(10;4) 4,85 ^{ns} |
| | Porosidade Total, cm³/cm³ | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 0,688 a | 0,592 a | 0,621 a | 0,571 a |
| T ₂ sem fogo 20% | 0,800 bc | 0,651 b | 0,643 a | 0,585 a |
| T ₃ com fogo 20% | 0,749 ab | 0,599 a | 0,567 a | 0,554 a |
| T ₄ com fogo 30% | 0,738 ab | 0,597 a | 0,553 a | 0,559 a |
| T ₅ (testemunha) 20% | 0,846 c | 0,670 b | 0,657 a | 0,680 b |
| Teste F | F _(10;4) 4,72 ^{**} | F _(10;4) 3,87 ^{ns} | F _(10;4) 3,22 ^{ns} | F _(10;4) 7,19 ^{**} |
| | Macroporosidade, cm³/cm³ | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 0,264 a | 0,090 a | 0,128 a | 0,101 a |
| T ₂ sem fogo 20% | 0,309 a | 0,219 b | 0,214 a | 0,150 a |
| T ₃ com fogo 20% | 0,329 a | 0,158 ab | 0,132 a | 0,117 a |
| T ₄ com fogo 30% | 0,353 a | 0,196 ab | 0,160 a | 0,184 a |
| T ₅ (testemunha) 20% | 0,352 a | 0,181 ab | 0,185 a | 0,231 b |
| Teste F | F _(10;4) 0,80 ^{ns} | F _(10;4) 3,90 ^{**} | F _(10;4) 2,78 ^{ns} | F _(10;4) 1,88 ^{ns} |
| | continua | | | |
| Profundidade (cm) | 0-5 | 5-10 | 10-20 | 20-30 |
| Tratamento | Porosidade de Aeração, cm³/cm³ | | | |
| T ₁ com fogo 10% | 0,274 a | 0,198 a | 0,135 a | 0,106 a |
| T ₂ sem fogo 20% | 0,316 a | 0,226 b | 0,221 a | 0,155 a |
| T ₃ com fogo 20% | 0,385 a | 0,174 a | 0,148 a | 0,130 a |
| T ₄ com fogo 30% | 0,370 a | 0,208 a | 0,173 a | 0,195 a |
| T ₅ (testemunha) 20% | 0,364 a | 0,199 a | 0,211 a | 0,259 a |
| Teste F | F _(10;4) 0,97 ^{ns} | F _(10;4) 3,89 ^{ns} | F _(10;4) 2,68 ^{ns} | F _(10;4) 2,45 ^{ns} |

NOTAS: As médias dos atributos físicos do solo, acompanhadas da mesma letra são estatisticamente iguais entre si a 95% de probabilidade, pelo Teste de Tukey. O teste F foi realizado para comparação entre os tratamentos. ⁽¹⁾ Teste F: ^{*} significativo a 5%; ^{**} significativo a 1%; ^{ns} não significativo.

Como era de se esperar, não houve diferenças nos atributos físicos do solo, uma vez que as parcelas estavam próximas no mesmo tipo de solo e nenhum dos tratamentos testados interfere nas características físicas do solo.

Os valores das análises da água disponível não apresentaram diferenças estatística nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm para os diferentes tratamentos. De maneira geral, nas profundidades de 10-20 e 20-30 cm apresentaram as menores porcentagens de água disponível e diferiam estatisticamente, sendo que os tratamentos de maiores declividades obtiveram menores valores de água disponível. As maiores quantidades de água podem ser justificadas pela menor densidade global e conseqüentemente maior porosidade total do solo. Os tratamentos de maiores declividades foram os que apresentaram as maiores densidades globais do solo. A maior quantidade de água na camada superficial pode ser explicada pela boa porcentagem de microporos existentes na camada superficial do solo, pois a água fica retida segundo PREVEDELO (1996). O aumento da densidade global do solo para os tratamentos T3 e T4 de maiores declividades resultou em menor porcentagem da porosidade total do solo como mostra a tabela 18. Os efeitos desta podem afetar a disponibilidade de nutrientes, resultando em maior resistência mecânica a penetração das raízes no solo podendo haver um decréscimo no índice de área foliar, WOLKOWSKI (1990).

Os valores obtidos neste trabalho para a variável porosidade de aeração dos diferentes tratamentos e profundidades, variam de 10 a 37% e segundo PREVEDELLO (1996), não devem ser menores do que 10 a 15%. Em solos florestais, geralmente esta concentração fica com valor aproximado de 20% de oxigênio segundo BRADY (1996), concordando com os resultados obtidos.

CONCLUSÕES

Considerando-se que no período de avaliação entre agosto de 2003 e agosto de 2004, houve menor precipitação do que as médias dos anos anteriores podendo-se afirmar que:

- O sistema agroflorestal da bracatinga no manejo tradicionalmente adotado com o uso do fogo aumentou as perdas de solo e água no primeiro ano após a colheita, principalmente nos três meses após a queima;
- O período após a queima dos resíduos da bracatinga é de pequena incidência de chuvas erosivas, que ocorrem normalmente em maior intensidade quando a bracatinga, o cultivo anual e as invasoras já promovem uma boa cobertura do solo;
- O aumento da declividade do solo reduziu a eficiência do sistema agroflorestal da bracatinga nas perdas de solo e água;
- A queima dos resíduos da colheita da bracatinga aumentou as perdas de solo e água, considerando-se a mesma declividade;
- O sistema agroflorestal da bracatinga não apresentou perdas de solo e água significativamente maiores do que a mata nativa remanescente, na declividade de 20%;
- A queima dos resíduos da colheita da bracatinga aumentou a concentração dos nutrientes na enxurrada, principalmente fósforo;
- A queima dos resíduos da colheita da bracatinga diminuiu a quantidade de carbono na biomassa microbiana, no primeiro ano;
- Não queimar os resíduos da colheita da bracatinga permitiu a revegetação da área com bracatinga, com população aproximada e mesmo crescimento no primeiro ano, reduzindo as perdas de solo, água e nutrientes e aumentando a atividade microbiana do solo.

RECOMENDAÇÕES

Pelas conclusões obtidas através desta pesquisa, recomenda-se um estudo nos quais sejam buscadas alternativas para a prática de se utilizar o fogo, porque se simplesmente houvesse a sua exclusão, apesar de estar contribuindo para uma melhoria no meio ambiente, estaria se gerando um impacto social e cultural na região, pois muitos produtores sobrevivem desta prática para facilitar o manuseio das culturas anuais do milho e do feijão .

REFERÊNCIAS

- ACUÑA, D.; MAGRÁN, E. Estimación de costos operativos de limpieza en yerbales. Cerro Azul: **INTA**, 9p., 1981.
- ALBUQUERQUE, J.A. Propriedades físicas e eletroquímicas de um Latossolo Bruno afetadas pela calagem. **R. Bras. Ci. Solo**, n.24, p.295-300, 2000.
- ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**, 2. ed. New York, John Wiley. 1977.
- ALVES, A.G.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Relações da erosão do solo com a persistência da cobertura vegetal morta. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, v.19, p.127-132, 1995.
- ALVES, M.C.; CABEDA, M.S.V. Infiltração de água em um Podzólico Vermelho-Escuro sob dois métodos de preparo, usando chuva simulada com duas intensidades. **R. Bras. Ci. Solo**, 23, p.753-761, 1999.
- ALLMARAS, R.R.; BURWELL, R.E.; LARSON, W.E.; HOLT, R.F.; NELSON, W.; AMADO, T.J C.; COGO, M.N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa do manejo do resíduo cultural de soja na redução das perdas de solo por erosão hídrica. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, Campinas, (13), p.251-257, 1989.
- BAGGIO, A.J.; CARAPANEZZI, A.A. **Estoque de nutrientes nos resíduos da exploração dos bracatingais**. Boletim de Pesquisa Florestal, Colombo, n.34, 1997a.
- BAGGIO, A.J.; CARAPANEZZI, A.A. Quantificação dos resíduos florestais em bracatingais tradicionais na Região Metropolitana de Curitiba – PR. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, n.30/31, p.51-66, 1995.
- BAGGIO, A.J.; CARPANEZZI, A.A.; SOARES, A.O.; BEZERRA DA SILVA, M.O.C.C. Regeneração de bracatingais do sistema agroflorestal tradicional sem uso do fogo. In: V CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 2004. Curitiba, PR. **Anais**, p.64-66, 2004.
- BAGGIO, J.A.; CARPANEZZI, A.A.; GRAÇA, L.R.; CECCON, E. **Sistema agroflorestal tradicional da bracatinga com culturas agrícolas anuais**. Boletim de Pesquisa Florestal, Curitiba, n.12, p.73-82, 1986.
- BAGNOLD, R.A. Bed load transport by natural rivers. **Water Res.** 13, p.303-312, 1977.
- BALDANZI, G. Efeito das queimadas sobre a fertilidade do solo e a produção de culturas, Pelotas, RS, 1955. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 5, 1955. Pelotas, RS. **Anais ...** Pelotas: SBCS, 1955, p.47.

BARISAS, S.G.; BAKER, J.L.; JOHNSON, H.P.; LAFLEN, J.M. Effect of tillage systems on runoff losses of nutrients, a rainfall simulation study. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.** 21, p.893-897, 1978.

BARROWS, H.L.; KILMER, V.J. Plant nutrient losses from soils by water erosion. **Adv. Agron.**, 15, p.303-316, 1963.

BATMANIAN, G.J. **Efeitos do fogo sobre a produção primária e a acumulação de nutrientes do estrato rasteiro de um cerrado.** 1983. 78f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 1983.

BERTOL, I. **Comprimento crítico de declive para preparos conservacionistas de solo.** Porto Alegre, UFRGS, 1995. (Tese de Doutorado).

BERTOL, I., COGO, N.P., LEVIEN, R. Comprimento crítico de declive em sistemas de preparos conservacionistas de solo. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, v.21, p.139-148, 1997.

BERTONI, J. **Conclusões gerais das pesquisas sobre Conservação do Solo** - Instituto Agrônomo, Circ. nº 20, Campinas, SP. 57p., 1981.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo.** Piracicaba, Livroceres, 368p., 1985.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo.** São Paulo, Ícone, 335p., 1990.

BOLLINE, A. Study of the importance of splash and wash on cultivated loamy soils of Hesbaye (Belgium). **Earth Surf, Proc.**, 3:71-84, 1978.

BRADY, N. C. **The nature and properties of soils.** 11. ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1996.

BRAIDA, J.A., CASSOL, E.A. Relações da erosão em entressulcos com o tipo e com a quantidade de resíduo vegetal na superfície do solo. **Rev. Bras. Cienc. Solo**, v.23, p.711-721, 1999.

BRINKLEY, D.; RICHTER, D.; DAVID, M.B.; CALDWELL, B. Soil chemistry in a loblolly/longleaf pine forest with interval burning. **Ecol. Appl.**, v.2, p.157-164, 1994.

BRINKMANN, W. L. F.; NASCIMENTO, J. C. de **The effect of slash and burn agriculture on plant nutrients in the Tertiary region of Central Amazonia.** Turrialba, v.23, n.3, p.284-290, 1973.

BROOKES, P.C.; POWLSON, D.S.; JENKINSON, D.S. Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. **SOIL biology and Biochemistry**, Oxford, v.14, p.319-329, 1982.

BROONKIRD, S.A.; FERNANDES, E.C.M.; NAIR, P.K. Forest Villages: na agroforestry approach rehabilitating Forest land degraded by shifting cultivation in Thailand. **Agroforestry Systems**, v.2, p.87-102, 1984.

BRYAN, R.B. The influence of slope angle on soil entrainment by sheetwash and rainsplash. **Earth Surf. Proc.**, v.4, n.1, p.43-58, 1979.

BURWELL, R.E.; TIMMONS, D. R. ; HOLT, R. F. Nutrient transport in surface runoff as influenced by cover and seasonal periods. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, 39, p.523-528, 1975.

CAREY, B.;GRAY, J.; SEAGRAVE, C. **Gully erosion**. Natural Resource Sciences of the State of Queensland, 2001.

CARNEIRO, R. M. **Importancia da dormência das sementes na regeneração da bracatinga**. [s.1], s. ed., 1980 (não publicado).

CARPANEZZI, A.A.; CARPANEZZI O.T.B.; BAGGIO, A. J. **Manejo de bracatingais**. In TÓPICOS DE MANEJO SUSTENTABLE. CURSO DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTABLE, I, Curitiba, CNPF, p.157-163, 1997. (EMBRAPA – CNPF, Documentos, 34).

CARPANEZZI, O.T.B. **Produtividade florestal e agrícola em sistemas de cultivo da bracatinga (Mimosa scabrella Bentham) em Bocaiúva do Sul, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná**. 1994. 77 f. Tese (Mestrado em Ciências Florestais) - ESALQ , USP, Piracicaba.

CARVALHO, F.L.C.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de doses e formas de manejo do resíduo cultural de trigo na redução de erosão hídrica do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, 13: 251-257, 1990.

CASSOL, E.A.; LEVIEN, R.; ANGHINONI, I.; BADELUCCHI, M.P. Perdas de nutrientes por erosão em diferentes métodos de melhoramento de pastagem nativa no Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 26, p.705-712, 2002.

CLADES, B. **Agroecologia y desarrollo rural para maestros rurales**. Curso en la modalidad de Educación a distancia, Módulo I. p.29-43, 1998.

COGO, N.P. Uma contribuição à metodologia de estudo das perdas por erosão em condições de chuva natural: I – Sugestões gerais, medição de volume, amostragem e quantificação de solo e água da enxurrada. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, 2., Passo Fundo, 1978. **Anais. Passo Fundo**, EMBRAPA – CNPT, 1978, p.75-97.

COGO, N.P.; LEVIEN, R; SCHWARZ, R.A. Soil and water losses by rainfall erosion influenced by tillage methods, slope-steepness classes, and soil fertility levels. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** v.27, n.4, Viçosa, 2003.

COGO, N.P.; MOLDENHAUER, W.C.; FOSTER, G.R. Soil loss reductions from conservation tillage practices. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 48, p.368-373, 1984.

COGO, N.P. **Effect of residue cover, tillage induced roughness, and slope leght on erosion and related parameters**. West Lafayette, Purdue University, 1981. 346 p. (Tese de Doutorado).

COGO, N.P.; MOLDENHAUER, W.C.; FOSTER, G.R. Effect of crop residue, tillage-induced roughness and runoff velocity on size distribution of eroded soil aggregates. **Soil Sci. Soc. Amer. J.**, v.47 n.5, p.1005-1008, 1983.

CONNOR, D.J. **Plant Stress Factors and Their Influence on Production of Agroforestry Plant Association**. In: HUXLEY, P. A. Plant Research and Agroforestry, Nairobi: ICRAF, p.401-426, 1983.

COUTINHO, L.M. O cerrado e a ecologia do fogo. **Ciência Hoje**, Brasília, v.12, n.68, p.22-30, 1990.

CHICHESTER, F.W.; RICHARDSON, C.W. Sediment and nutrient loss from clay soils as affected by tillage. **J. Environ. Qual.**, 21, p.587-590, 1992.

CHRISTIN, O. **Cubiertas verdes en yerbales**. Cerro Azul: INTA, 1988. 4p. (INTA Circular, 31).

DeBANO, L; CONRAD, C. E. The effect of fire on nutrients in a Chaparral ecosystem. **Ecology, Oxford**, v. 59, n.3, p.489-497, 1978.

DEBARBA, L. **Sistemas de produção de milho adaptados à conservação do solo**. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 1993. 150p. (Dissertação de Mestrado).

DEDECEK, R.A. Coberturas permanentes do solo na erosão sob condições de cerrados. **Pesq. Agropec. Bras.**, 24, p.483-488, 1989.

DEDECEK, R.A.; CABEDA, M.S.V. Fator de erodibilidade de oxissolos no Rio Grande do Sul, **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, 12, p.91-96, 1977.

DEDECEK, R.A.; RESCAM D.V.S.; FREITAS JR, E. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em latossolo vermelho-escuro dos cerrados em diferentes cultivos sob chuva natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, 10, p.265-272, 1986.

DENARDIN, J.E.; KOCHHANN, R.A.; FAGANELLO A; SATTLER, M.A.; BERTON, A.L. **Sistema Plantio Direto: com ou sem práticas conservacionistas complementares de manejo da enxurrada?** Boletim Informativo da Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha, n.14, p.6.

EGGERS, L. **Ação do fogo em uma comunidade campestre, em bases fitossociológicas**. 1991, 136f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Curso de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

EKERN, P.C. Raindrop impact as the force initiating soil erosion. **Soil Sci. Soc. Am. Proc.**, v.15, n.1, p.7-10, 1951.

ELTZ, F.L.F.; COGO, N.P.; MIELNICZUK, J. Perdas por erosão em diferentes manejos de solo e coberturas vegetais em solo laterítico bruno avermelhado distrófico (São Gerônimo) I. Resultados do primeiro ano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, 1, p.123-127, 1977.

ELLISON, W.D. Soil detachment and transportation. **Soil Conserv.**, 11, p.171-190, 1946.

ELLISON, W. D. Soil erosion studies. P.I. **Agric. Eng** 12, p.145-146, 1947.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Florestas (Colombo, PR). **Manual Técnico da bracatinga** (*Mimosa scabrella*, **Benth**) Colombo, 70p., 1988. (EMBRAPA-CNPQ. Documentos, 20).

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ) **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rev. Atual. Rio de Janeiro, 212p., 1997.

EVANS, J. Plantation forestry in the tropics: tree planting for industrial, social, environmental, and agroforestry purposes. **2. ed. Oxford: Clarendon Press**, 403p., 1992.

FELIPE-MORALES, C.; ALEGRE, C.; MEYER, R.; BERRIOS, D. **Perdidas de água, suelo y nutrientes bajo diversos sistemas de cultivo en la localidad de San Ramon-Chanchamayo (Selva Alta Central del Peru), durante la campaña agrícola 1976-1977**. In: ENCONTRO NACIONAL DE PESQUISA SOBRE CONSERVAÇÃO DO SOLO, p.311-321, 1978.

FONTANELI, R.S.; JACQUES, A.V.A.; HENRICH, C.; OERLECKE, D.; SCHUSTER, I.; FONTANELI, R.S. Efeito da ceifa, da queima, do diferimento e da adubação sobre uma pastagem natural. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, v.23, n.5, p.719-729, 1994.

FOSTER, G.R. **Erosion mechanics of mulches**. s.1., s.ed/. 1974. 30p. Mimeografado.

FOSTER, G.R.; JOHNSON, C. B.; MOLDENHAUER, W. C. Critical slope lengths for unanchored cornstalk and wheat straw residue. **Trans. Am. Soc. Agr. Eng.**, St. Joseph, 25, p. 935-939. 1972, 1982a.

FOSTER, G.R.; MEYER, L.D.; ONSTAD, C.A. A runoff erosivity factor and variable slope length exponents for soil loss estimates. **American Society of Agricultural Engineers Transactions** 20, p. 683-687, 1977.

FOSTER, G.R. Modeling the erosion process. In: HAAN, C.T. ed. Hydrologic modeling of small watersheds. St. Joseph, **American Society of Agricultural Engineers**, p.297-380, 1982,. (ASAE Monograph, 5).

FOSTER, G.R.; WISCHMEIER, W.H. Evaluating irregular slopes for soil loss prediction. **American Society of Agricultural Engineers Transactions** 17, p.305-309, 1974.

FRANÇA, J.T.; POGGIANI, F. Variação do microclima em áreas com diferentes idades de sucessão secundária na Floresta Nacional do Jamari – RO. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 3, Brasília, 1996 **Manejos de ecossistemas mudanças globais: resumos**. Brasília: Universidade, Departamento de Ecologia, p.422, 1996.

FRANCO, F.S. **Diagnóstico e desenho de sistemas agroflorestais em microbacias hidrográficas no município de Araponga, Zona da Mata de Minas Gerais**. Viçosa-MG, 1995. 110p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) _ Universidade Federal de Viçosa, 1995.

FRERE, M.H.; ROSS, J.D.; LANE, L.J. The nutrient sub-model. In: KNISEL W. G., ed. CREAMS: A field-scale model for Chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems. Washington, USDA, 1980. p.65-87. (**Conservation Res. Rept.**, 26).

FRYE, W.W.; BENNETT, O.L.; BUNTLEY, G.J. **Restoration of crop productivity on eroded or degraded soils**. In: FOLLETT, R.F.; STEWART, B.A., ed. Soil erosion and crop productivity. ASA, Madison, p. 335-356, 1985.

GAMA-RODRIGUES, A.C. da. **Ciclagem de nutrientes por espécies florestais em povoamentos puros e mistos, em solos de tabuleiro da Bahia, Brasil** Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1997. Tese de Doutorado.

GARCIA-CORONA, R.; BENITO, E.; de BLAS, E ; VARELA, M. E. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behavior in two north-western Spanish soils. **International Journal of Wildland Fire**, 13 (2), p.195-199, 2004.

GHADIRI, H., PAYNE, D. The formation and characteristics of splash following raindrop impact on soil. **J. Soil Sci.**, v.39, n.4, p.563-575, 1988.

GONZÁLEZ, M.I.M.; GALLARDO, J.F. El efecto hojarasca: una revisión. **Anales de edafología y agrobiología**. p.1130-1157, 1986.

GRAÇA, L.R.; MENDES, J.B. **Análise econômica de sistemas de reflorestamento com bracatinga**. Boletim de Pesquisa Florestal. (14), p.4-63, 1997.

GRISI, B.M. Biomassa e a atividade de microrganismos do solo: revisão metodológica. **Revista Nordestina de Biologia**, v.10, n.1, p.1-22, 1995.

GRISI, B.M.; GRAY, T.R.G. Comparação dos métodos de fumigação, taxa de respiração em resposta a adição de glucose e conteúdo de ATP para estimar a biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 10, p.109-115, 1986.

GUADAGNIN, J.C.; BERTOL, I.; CASSOL, P.C.; AMARAL, A.J. Perdas de nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo em um Cambissolo Húmico aluminico léptico **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2003 (No prelo).

GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. 2.^a edição. Rio de Janeiro: **Bertrand Brasil**, 472p., 1995.

HAAG, H.P.A. nutrição mineral e o ecossistema. In: CASTRO, P.R.C.; FERREIRA, S.O.; YAMADA, T. **Ecofisiologia da produção agrícola**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato. 1987. p.49-52.

HERNAL, L.C.; SALTON, J.C.; FABRICIO, A.C.; DEDECEK, R.; ALVES JR., M. Perdas por erosão e rendimentos de soja e de trigo em diferentes sistemas de preparo de um Latossolo Roxo de Dourado (MS). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 21, p.667-676, 1997.

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

HUDSON, N. Soil conservation, **Ithaca**, Cornell University Press, 324p., 1981.

ICE, G.G.; NEARY, D.G.; ADAMS, P.W. Effects of wildfire on soils and watershed processes. **Journal of Forestry**, 102 (6), p.16-20 SEP, 2004.

JENKINSON, D.S.; LADD, J.N. Microbial biomass in soil; measurement and turnover. In: PAUL, E. A.; LADD, J.N. eds. **Soil Biochemistry**, New York, Marcel Dekker, v.5, p.415-471, 1981.

JORDAN, C.F. **Amazonian rainforests: ecosystem disturbance and recovery**. New York: Springer-Verlag, 1987, 133p.

KAUFFMAN, D.; CUMMINGS, D.; WARD, D. Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along vegetation gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology**, Oxford, v.82, n.3, p.519-531, 1994.

KLEINMAN, P.J.A.; BRYANT, R.B.; PIMENTEL, D. Assessing ecological sustainability of slash-and-burn agriculture through soil fertility indicators. **Agronomy Journal**, v.88, p.122-127, 1996.

KRYKLUND, B. The potential of forests and forest industry in reducing excess atmospheric carbon dioxide. **Unasylva**, v.41, n.163, p.12-14, 1990.

KWAAD, F.J.P.M. A splash delivery ratio to characterize soil erosion events. In: RICKSON, R.J., ed. **Conserving soil resources: European perspectives**. Wallingford, CAB International, 1994, p.264-272.

LAFLEN, J.M.; BAKER, J.L. ; HARTWING, R.O.; BUCHELE, W.F. & JOHNSON, H.P. Soil and water loss from conservation tillage systems. **Trans. Am. Soc. Agr. Eng.**, St. Joseph, 21, p.881-885, 1978.

LAFLEN, J.M.; COLVIN, T.S. Effect of crop residue on soil loss from continuous row cropping. **Trans. Am. Soc. Agr. Eng.**, St. Joseph, 24, p.605-609, 1981.

LANE, L.J.; RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; LAFLEN, J.M. Development and application of modern soil erosion prediction technology. **Australian Journal of Soil Research**, v 30, n. 6, p. 893-912, 1992.

LANG, K.J., PRUNTY, L., SCHROEDER, S.A., DISRUD, L.A. Interrill erosion as an index of mined land erodibility. **Transactions of the ASAE**, v.27, n.1, p.99-101, 1984.

LANGDALE, G.W.; SHRADER, W.D. Soil erosion effects on soil productivity of cultivated cropland. In: American Society of Agronomy. Determinants of soil loss tolerance. **Madison, ASA**, p.41-51, 1982.

LANGDALE, G.W.; SHRADER, W.D. Soil erosion effects on soil productivity of cultivated cropland. In: ASA. Determinants of soil loss tolerance. **ASA, Madison**, 1979. p.41-51.

LARSON, W.E.; HOLTON, R.F.; VARLSON, C.W. **Residues for soil conservation**. In: *ASA/CSSA/SSSA*. Crop residue management systems. Madison: ASA/CSSA/SSSA, 1978. p.1-5. (ASA Special Publication, 31).

LATTANZI, A.R., MEYER, L.D., BAUMGARDNER, M. F. Influences of mulch rate and slope steepness on interrill erosion. **Soil Sci. Soc. Amer.**, v.38, n.6, p.946-950, 1974.

LAURENT, J.M.E.; CAMPOS, J.B.; BITTENCOURT, S.M. **Análise técnico-econômica do sistema agroflorestal da bracinga na Região Metropolitana de Curitiba**. Curitiba: EMATER-Paraná, 1990. 72p. (PROJETO FAO-GCP/BRA/025/FRA. Serie Estudos Florestais, 4).

LEPSCH, I. F. Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso: 4 aproximação. 2 imp. rev. Campinas: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 175p., 1991.

LOMBARDI NETO, F., BERTONI, J. **Erodibilidade de solos paulistas** Boletim Técnico do Instituto Agrônomo, Campinas, v.27, p.1-12. 1975.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 352p., 1992.

LOWDERMILK, W.C. Acceleration of erosion above geologic norms. *Amer. Geophys. Union Trans.* 15, p.505-509, 1934.

LUIS, M. de; RAVENTOS, J.; CORTINA, J.; GONZALEZ-HIDALGO, J.C. & SÁNCHEZ, J. **Fire and torrential rainfall: effects on the perennial grass *Brachypodium retusum***. *Plant Ecology* 173 (2), p.225-232, 2004.

LUNDGREN, B. ICRAF'S **The first ten years. Agroforestry systems** (5), p.97-217. 1987.

MABUHAY, J.A.; NAKAGOSHI, N.; ISAGI, Y. Influence of erosion on soil microbial biomass, abundance and community diversity. **Land Degradation & Development**, 15 (2), p.183-195, Mar- Apr., 2004.

MALAVOLTA, E.A. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo, Ceres, 1980. 251p.

MALLIK, A.; GIMINGHAM, C.; RAHMAN, A. Ecologic effects of heather burning – I. Water infiltration, moisture retention and porosity of surface soil. **Journal of Ecology**, Oxford, v.72, n.4, p.767-776, 1984.

MARTINS, R. **Livro das árvores do Paraná**. Curitiba: Empresa Gráfica Paranaense, 1994, 274p.

MAZUCHOWSKI, J.Z. **Problemática florestal na Região Metropolitana de Curitiba**. In: SEMINÁRIO SOBRE AGROSSILVICULTURA NO DESENVOLVIMENTO RURAL, FAO, 1990, Curitiba. **Anais**, 221p.

MAZZA, C.A.S.; BAGGIO, A.J.; CARPANEZZI, A.A. **Distribuição espacial da bracatinga na Região Metropolitana de Curitiba com imagens do satélite Landsat**. Colombo: Embrapa Florestas, 2000. 36p. (Embrapa Florestas. Circular Técnica, 36).

McGREGOR, K.C.; MUTCHLER, C.K.; JOHNSON, J.R. ; POGUE, D.E. **USDA and MAFES: cooperative soil conservation studies at Holly Springs – 1956-1996** Mississippi State, MAFES, 1996, 21p. (Bulletin, 1044).

McINTYRE, D.S. Soil splash and the formation of surface crusts by raindrop impact. **Soil Sci**. Baltimore, 85, p.261-266, 1958.

MERMUT, A.R., LUK, S.H., ROMKENS, M.J.M., POESEN, J.W.A. Soil loss by splash and wash during rainfall from two loss soils. **Geoderma**, v.75, n.3, p.203-214, 1997.

MEYER, L.D., HARMON, W.C. Interrill runoff and erosion: Effects of rowsideslope

MEYER, L.D.; FOSTER, G.R.; RÖMKENS, M.J.M. Source of soil eroded by water from upland slopes. In: PRESENT and prospective technology for predicting sediment yields and sources. Washington. **USDA-Agricultural Research**, p.177-189, 1975.

MEYER, L.D.; WISCHMEIER, W.H. Mathematical simulation of the process of soil erosion by water. **American Society of Agricultural Engineers Transactions**, 12, p.754-758, 1969.

MEYER, L.D.; WISCHMEIER, W.H.; FOSTER, G.R. Mulch rates required for erosion control on steep slopes. **Soil Science Society of America Proceedings** 34, p.928-931, 1970.

MONKE, E.J.; MARELLI, H. J.; MEYER, L. D. & DE JONG, J. F. Runoff erosion and nutrient movement from interill areas. Trans. Am. **Soc. Agric. Eng.**, St. Joseph, 20, p.58-61, 1976.

MORAES, J.A.P. & ARENS, K. **Eliminação de potássio pelas folhas em dependência da luz e obscuridade** (Nota preliminar). *Ci. Cult.*, 21, p.728-30, 1969.

MORGAN, R.P.C. Field studies of rainsplash erosion. **Earth Surf. Proc.**, v.3, n.3, p.295-299, 1978.

MORGAN, R.P.C. Splash detachments under plant covers: results and implications of a field study. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.**, 25, p.987-991, 1982.

MOSLEY, M.P. Rainslash and the convexity of badland divides. **Z. f. Geomorph. N. F. Suppl. Bd.**, v.18, n.1, p.10-25, 1973.

NATIONAL SOIL EROSION – SOIL PRODUCTIVITY RESEARCH PLANNING COMMITTEE. Soil erosion effects on soil productivity. A research perspective. **J. Soil Wat. Cons**, Ankeny, 36:82-90, 1981.

NEARING, M.A.; WEST, L.T.; BROWN, L.C. A consolidation model for estimating changes in fill erodibility. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 31:696-700, 1988b.

NEARING, M.A.; BRADFORD, J.M. & PARKER, S.C. Soil detachment by shallow flow slopes. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 55:339-344, 1991b.

NILL, D.. **Soil erosion by water in África**. Rossdorf: GTZ, 1996. 164p.

OWENSBY, C.; WYRILL, J. Effects of range burning on Kansas Flint Hills Soil. **Journal of Range Management**, v.26, n.3, p.185-188, 1973.

PARDINI, G.; GISPERT, M.; DUNJO, G. Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. **Science of the Total Environment**, 328 (1-3), p.237-246, Jul 26, 2004.

PARSONS, D.A. **Coshocton-type runoff samplers**. Laboratory investigations. Washington: USDA/SCS, 1954, 16p. (SCS-TP-124).

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. *Soil Microbiology and Biochemistry*, California, **Academic Press**, 275p., 1989.

POESEN, J. An improved splash transport model. **Z. f. Geomorph. N. F.**, v.29, n.2, p.193-221, 1985.

PREVEDELLO, C.L. **Física do solo com problemas resolvidos**. Curitiba: UFPR, 1996. 446p.

PRIMAVESI, A. **Manejo Ecológico do Solo**. 3. ed. São Paulo, Editora Nobel. 54p., 1981.

QUANSAH, C. Rate of soil detachment by overland flow, with and without rain, and its relationship with discharge, slope steepness and soil type. In: EL-SWAIGY, S. A.; MOLDENHAUER, W.C. 7 LO, A., eds. *Soil erosion and conservation*. Iowa, **Soil Conservation Society of America**, p.406-423, 1985.

QUANSAH, C. The effect of soil type, slope, rain intensity and their interactions on splash detachment and transport. **J. Soil Sci.**, v.32, n.2, p.215-224, 1981.

REICHERT, J.M.; NORTON, L.D. Aggregate stability and rain-impacted sheet erosion of air-dried and prewetted clayey surface soils under intense rain. **Soil Sci.**, 158, p.159-169, 1994.

RESK, D.V.S.; FIGUEIREDO, M.S.; FERNANDES, B.; RESENDE, M & SILVA, T.C.A. Intensidade de perdas de nutrientes em um Podzólico Vermelho-Amarelo, utilizando-se simulador de chuva. **R. Bras. Ci. Solo**, 4, p.188-192, 1980.

ROTTA, E.; MENDES, E.M.O. Fenologia da floração e frutificação da bracatinga. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., Campos do Jordão, 1990. **Anais ...** São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, v.3, p.83. Publicado na Silvicultura, n.42, 1990.

S.A.; MOLDENHAUER, W.C.; LO, A., eds. Soil erosion and conservation. Iowa, **Soil Conservation Society of America**, p.406-423, 1985.

SARRUGE, J.R.; HAAG, H.P. **Análises químicas em plantas**. Piracicaba: ESALQ/USP, 56p., 1974.

SCHÄFER, M.J.; REICHERT, J.M.; CASSOL, E.A.; ELTZ F.L.F.; REINERT, D.J. Erosão em sulcos em diferentes preparos e estados de consolidação do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, 25, p.419-430, 2001.

SCHERTZ, D.L. The basis for soil loss tolerance. **J. Soil. Wat. Cons.**, Ankeny, 38, p.10-14, 1983.

SERTSU, S.; SANCHEZ, P. Effect of heating on some change in soil properties in relation to na Ethiopian Land management. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 42, n.6, p. 940-944, 1978.

shape, rain energy, and rain intensity. **Transactions of the ASAE**, v.35, n.4, p.1199-1203, 1992.

SHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O.; BALBINOT JÚNIOR, A. A. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: I. perdas de solo e água. **R. Bras. Ci. Solo**, 24:427-436, 2000a .

SHICK, J.; BERTOL, I.; BATISTELA, O.; BALBINOT JÚNIOR, A.A. Erosão hídrica em cambissolo húmico alumínico submetido a diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo: II. Perdas de nutrientes e carbono orgânico. **R. Bras. Ci. Solo**, 24, p.437-447, 2000b.

SILVA, J.R.C. Erosão e produtividade do solo no semi-árido. **ANAIS : XII Reunião Bras. de Manejo e Conservação do Solo**. Fortaleza, CE. SBCS / Un. Fed. do Ceará/DCS. 1998.

SMITH, J.L.; PAUL, E.A. The significance of soil microbial biomass estimations In: BOLLAG, J. M. & STOTZKY, G. eds. **Soil Biochemistry**, v.6, p.357-396, 1990.

- SOIL SURVEY STAFF, Soil survey manual. Washington, **USDA**, 1951 (Handbook, 18).
- SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 277p., 1989.
- STOCKING, M. **Erosion and soil productivity: A review**. FAO, Rome, 102p., 1984. (Consultant's Working Paper, 1).
- STOCKING, M. **Erosion-induced loss in soil productivity: A research design**. FAO, Rome, 33p., 1985. (Consultant's Working Paper, 2).
- SUSSMAN, A.S.; HALVORSON, H.O. Spores. **Their Dormancy and Germination**. Harper and Row. New York, 1966.
- TEIXEIRA, L.; SCHUBART, H. **Mesofauna do solo em áreas de floresta e pastagens na Amazônia Central**. Belém : EMBRAPA-CPATU, 19889. (Boletim, 1995).
- TROEH, F.R.; HOBBS, J.A.; DONAHUE, R.L. Soil and water conservation for productivity and environmental protection. **Englewood Cliffs, Prentice-Hall**, 718p., 1980.
- VANCE, E.D.; BROOKES, P.C.; JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, v.19, p.703-707. 1987.
- VEIGA, M. da; WILDNER, L.P. Manual para la instalación y la conducción de experimento de pérdida de suelos. Santiago, FAO, 1993 (Documento de campo, 1)
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L.R., LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 123 p, 1991.
- W. Total porosity and random roughness of the interrow zone as influenced by tillage. Washington, U. S. Department of Agriculture, 1966, 22p. (**Conservation Research Report**, 7).
- WARDLE, D.A. A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. **Biology Review**, Praga, v.67, p.321-358, 1992.
- WATSON, D.A., LAFLEN, J.M. Soil strength, slope, and rainfall intensity effects on interrill erosion, **Transactions of the ASAE**, v.29, n.1, p.98-102, 1986.
- WENDLING, I. Propagação clonal de híbridos de *Eucalyptus* spp. por miniestaquia. **Revista Árvore**, v.24, n.1, p.181-186, 2000.
- WILD, A. Soil and environment: an introduction. Cambridge: **University Press**, 287p., 1993.

WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B.; CROSS, B.V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. **Jour. Soil Wat. Conserv.**, v.26, p.189-193, 1971.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Rainfall energy and its relationship to soil loss. **American Geophysical Transactions** 39, p.458-462, 474, 1958.

WOLKOWSKI, R.P. Relationship between soil properties, nutrient availability and crop growth: a review. **Journal Prod. Agric.**, [S.l.], v.3, n.4, p.464-469, 1990.

YOUNG, A. Agroforestry for soil management. **2. ed. Wallingford: ICRAF and CAB International**, 1997. 320p.

YOUNG, R.A. Characteristics of eroded sediment. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.**, St. Joseph, 23, p.1139-1142, 1146, 1980.

YOUNG, R.A.; ONSTAD, C. A. Characterization of rill and interrill eroded soil. **Trans. Am. Soc. Agric. Eng.**; 21, p.1126-1130, 1978.

YOUNG, R.A.; WIERSMA, J.W. The role of rainfall impact on soil detachment and transport. **Water Res. Res.**, 9, p.1629-1636, 1973.

ZACHAR, D. Soil erosion: developments in soil science. New York: **Elsevier Scientific**, 547p., 1982.

ZINGG, R.W. Degree and length of land slope as it affects soil loss and runoff. **Agricultural Engineering**, St. Joseph, 21, p.59-64, 1940.

ANEXO