

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO

TESE

**Validação do Modelo *NUTMON* para o Diagnóstico
do Manejo Agrícola: Estudo em Duas Propriedades
Famíliares do Rio de Janeiro**

Ednaldo da Silva Araújo

2008



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**VALIDAÇÃO DO MODELO *NUTMON* PARA O DIAGNÓSTICO
DO MANEJO AGRÍCOLA: ESTUDO EM DUAS PROPRIEDADES
FAMILIARES DO RIO DE JANEIRO**

EDNALDO DA SILVA ARAÚJO

Sob a Orientação do Pesquisador
Bruno José Rodrigues Alves

e Co-orientação dos Pesquisadores
Segundo Urquiaga e Robert M. Boddey

Tese submetida como requisito parcial
para obtenção do grau de **Doutor em
Ciências**, no Curso de Pós-Graduação
em Agronomia, Área de Concentração
em Ciência do Solo.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2008

631.4
A663v
T

Araújo, Ednaldo da Silva, 1974-

Validação do modelo *Nutmon* para o diagnóstico do manejo agrícola: estudo em duas propriedades familiares do Rio de Janeiro / Ednaldo da Silva Araújo – 2008.

111f. : il.

Orientador: Bruno José Rodrigues Alves.

Dissertação (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Instituto de Agronomia.

Bibliografia: f. 80-88.

1. Solos – Manejo – Rio de Janeiro (RJ) – Teses. 2. Agricultura familiar – Teses. 3. Solos – teor de nitrogênio – Rio de Janeiro (Estado) – Teses. I. Alves, Bruno José Rodrigues, 1966- . II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto de Agronomia. III. Título.

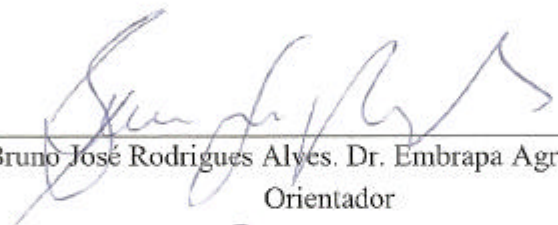
É permitida a cópia parcial ou total desta tese, desde que seja citada a fonte.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA – CIÊNCIA DO SOLO

EDNALDO DA SILVA ARAÚJO

Tese submetida ao Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo, como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências** em Agronomia.

TESE APROVADA EM 25/02/2008.



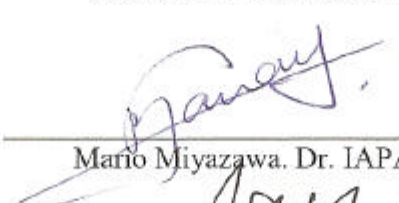
Bruno José Rodrigues Alves. Dr. Embrapa Agrobiologia
Orientador



Segundo Sacramento Urquiza Caballero. Dr. Embrapa Agrobiologia
Co-orientador



Eduardo Lima. Dr. UFRRJ



Mario Miyazawa. Dr. IAPAR



Maria de Fátima Guimarães. Dra. UEL

DEDICATÓRIA

A meus pais, Francisco Matias Araújo e Maria Madalena da Silva Araújo, pelo amor, carinho, confiança, paciência e compreensão;

À minha amada Fabiana, pelo amor, carinho e companheirismo;

Aos meus irmãos e amigos, pelo apoio e incentivo;

com carinho,

dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida e pelo amor;

Ao meu Orientador, Dr. Bruno Alves, pela confiança, ensinamentos, amizade e incentivo;

Aos meus Co-Orientadores, Dr. Segundo Urquiaga e Dr. Robert Boddey pela amizade e valiosas contribuições para realização deste trabalho;

À Professora Lúcia Helena Anjos, pela amizade, ensinamentos, apoio e compreensão;

À Luciene, pelo apoio e amizade;

Ao Dr. Avacir Andrello, pela amizade, colaboração e apoio na determinação de Césio-137;

Ao técnico Telmo Felix, pela amizade e grandiosa colaboração nas atividades de campo;

Ao técnico Ernani Meirelles e a todos do campo experimental da Embrapa Agrobiologia, pela dedicação e apoio às atividades de campo;

Ao Engenheiro Agrônomo, Samuel de Almeida, extensionista da EMATER, RJ, pelo apoio e colaboração junto aos produtores em Itaperuna, RJ;

Ao Engenheiro Agrônomo, Márcio Rangel, pela amizade, apoio e grandiosa colaboração nas atividades em Itaperuna, RJ;

Ao Produtor, Antônio Viana e sua esposa, Helena, pela amizade e grandiosa contribuição na realização das atividades em Itaperuna, RJ;

À Martina, Carlos e todos da Pousada Morgenlicht, pela valiosa amizade;

Aos produtores, Izaltino e Alexander, pela grandiosa contribuição na realização das atividades em Bom Jardim, RJ;

À Dra. Rachel Prado, pesquisadora da Embrapa Solos, pelo apoio com mapas de uso do solo e modelo digital do terreno em Bom Jardim, RJ;

Ao Dr. Heitor Coutinho, pesquisador da Embrapa Solos, pela grandiosa contribuição nas atividades em Bom Jardim, RJ;

Aos amigos Roberto Grégio, Roberto Andrade, Altiberto Baêta, Monalisa Santana, pela contribuição na realização das análises em laboratório;

Aos funcionários do CPGA-CS, Roberto e Marcos, pelo apoio e amizade;

Aos colegas da Pós-Graduação da UFRRJ/Embrapa Agrobiologia, pela troca de experiência e harmoniosa convivência;

Aos funcionários de Embrapa Agrobiologia, pelo auxílio e dedicação fundamentais para realização deste estudo;

À Embrapa Agrobiologia, pela infra-estrutura concedida para a realização deste estudo;

Ao CPGA-CS e a UFRRJ, pela oportunidade de realização deste trabalho;

À FAPERJ e CAPES, pela bolsa de estudos concedida;

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para realização deste trabalho,

MEUS SINCEROS AGRADECIMENTOS

BIOGRAFIA

Ednaldo da Silva Araújo; nasceu na cidade de Timbiras, MA, em 22 de dezembro de 1974. Em 1995 foi diplomado Técnico em Agropecuária pela Escola Agrotécnica Federal de São Luiz-MA. Chegou à Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro em 1996, diplomando-se em Engenharia Agrônômica em 2001. Ingressou no Curso de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo - CPGA-CS em 2002 e concluiu sua dissertação de mestrado em fevereiro de 2004. Em março de 2004 ingressou no curso de Doutorado e na presente data conclui seu trabalho de tese.

RESUMO GERAL

ARAÚJO, Ednaldo da Silva. **Validação do modelo *NUTMON* para o diagnóstico do manejo agrícola: Estudo em duas propriedades familiares do Rio de Janeiro.** 2008. 99f Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamentos de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, 2008.

Este estudo teve a seguinte hipótese: o manejo adotado por agricultores familiares proporciona um balanço de nutrientes negativo ao solo, o qual ocasiona a perda da fertilidade do solo e o declínio da produtividade das culturas ao longo do tempo. Desta forma, os objetivos gerais deste trabalho foram validar o modelo *NUTMON* da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) para as condições do estado do Rio de Janeiro e avaliar a sustentabilidade de duas propriedades familiares com base no balanço de nutrientes. Para isso, foi necessário estabelecer os seguintes objetivos específicos: a) Estimar a taxa de perda de solo nas propriedades agrícolas com uso da técnica do Césio-137 (^{137}Cs); b) Quantificar as taxas de volatilização de amônia nas propriedades estudadas, utilizando o sistema coletor de amônia Semi-Aberto Livre Estático (SALE), após a sua calibração com uso do isótopo ^{15}N ; c) Quantificar as taxas de lixiviação de nitrato em um Argissolo com uso de cápsulas de cerâmica e d) Realizar um balanço de nutrientes em duas propriedades familiares do estado do Rio de Janeiro. As propriedades selecionadas localizam-se nos municípios de Bom Jardim, região serrana do estado, destinada à agricultura e outra em Itaperuna, região noroeste, destinada à pecuária leiteira. A determinação da atividade de ^{137}Cs foi realizada na UEL (Universidade Estadual de Londrina). As demais análises foram realizadas na Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ. Os dados de erosão mostraram que as taxas de perda/ganho de solo obtidas pela técnica do ^{137}Cs nos diferentes pontos de amostragem, considerando todas as glebas estudadas, variaram entre o equivalente a $-43,6$ e $+77,6 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. O Coletor SALE, de acordo com a calibração realizada no presente estudo, permitiu a recuperação de 57% e 67% do N-NH_3 volatilizado do solo em condições similares ao campo e em casa de vegetação com ventilação, respectivamente. Assim, para se chegar a taxa real de volatilização de NH_3 , usando o coletor SALE em condições de campo, é necessário utilizar um fator 1,75. A utilização do coletor SALE nas propriedades identificou perdas de N por volatilização de amônia de 5% e 47% do N-uréia aplicado em Bom Jardim e em Itaperuna, respectivamente. Para a principal rotação em Bom Jardim (taro/taro/milho/pousio), o balanço de nutrientes ajustado, com erosão medida pela técnica do ^{137}Cs e volatilização de N-NH_3 medido por coletor SALE foi de $+26,2$, $+67,2$ e $-20,3 \text{ kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ de N, P e K, respectivamente. Em Itaperuna, a capineira apresentou o balanço ajustado de $+6,6$, $+0,71$ e $-64,0 \text{ kg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ de N, P e K, respectivamente. A hipótese desta tese não foi confirmada, pois o sistema de pousio na propriedade em Bom Jardim, desde que otimizadas as práticas de controle de erosão, não irá proporcionar empobrecimento do solo em curto e médio prazo. Também não houve indícios de contaminação ambiental por excesso de fertilizantes. Considerando a localização da propriedade em terrenos com altos níveis de declividade, o sistema de pousio deveria servir de modelo para outros proprietários. Em Itaperuna, o sistema de manejo adotado não ocasionará o empobrecimento do solo em curto e médio prazo. Entretanto, é a aplicação de altas doses de nitrogênio que compensa a elevada taxa de perda.

Palavras-chave: Erosão hídrica. Césio-137. Modelagem. Perdas de N.

GENERAL ABSTRACT

ARAÚJO, Ednaldo da Silva. **Validation of the NUTMON model for the diagnosis of agricultural management: study on two family farms in Rio de Janeiro State.** 2008. 99f. Thesis (Doctor in Agronomy, Soil Science) Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica , RJ, 2008.

This study had the following hypothesis: the agricultural production systems adopted by small farmers brings about nutrient negative balances to soil, which causes the loss of soil fertility and crop yield decline in the time span. The general objective of this study was to validate the NUTMON model of the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) for the conditions of Rio de Janeiro State, and to evaluate the sustainability of small farms based on nutrient balances. For the adjustment of the model it was necessary to establish the following specific objectives: a) to estimate the rate of soil loss in the agricultural farms, using the technique of Cesium-137 (^{137}Cs); b) to quantify the rates of ammonia (NH_3) volatilization in the studied properties using a static semi-opened collector (SALE), after its calibration with the ^{15}N isotope; c) to estimate N losses by nitrate leaching using ceramic cups extractors of soil solution; and d) to accomplish nutrients balance in two small farms in Rio de Janeiro State. The small farms selected are located in two municipalities, in Bom Jardim, the central mountainous region and designated to agriculture, and the other in Itaperuna, the Northwest region with pasture and cattle production. The determination of ^{137}Cs activity for the erosion loss study was accomplished at UEL (University of Londrina). For other evaluations, analyses were accomplished at Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ. Considering all the studied areas, the results obtained by the use of the ^{137}Cs technique showed rates of soil loss, equivalent to -43.6 and $+77.6 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Tests with the trapping system for ammonia volatilization (SALE) measurement showed that its use is of low cost and easy handling, allowing to recover 57% and 67% of the total N- NH_3 volatilized in studies at field and greenhouse conditions, respectively. Thus, to estimate the actual rate of soil NH_3 volatilization using the collector SALE at field conditions, it is necessary to use a factor of 1.75. The use of the SALE identified losses of N by ammonia volatilization of 5% and 47% of the applied urea in the farms located in Bom Jardim and Itaperuna, respectively. In Bom Jardim farm, the adjusted nutrients balance, with erosion measured by the technique of ^{137}Cs and ammonia volatilization measured by the proposed trapping system, were $+26.2$, $+67.2$ and $-20.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ for N, P and K, respectively; taking into account the main rotation crop (taro/taro/corn/fallow). In Itaperuna farm, the cultivated pasture presented an adjusted nutrient balance of $+6.6$, $+0.71$ and $-64.0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ for N, P and K, respectively. The hypothesis of the study was not confirmed, as the management adopted in the family farms was sustainable on the base of the soil nutrients balance, as long as erosion practices are optimized. There was no indication of environmental contamination due to fertilizers. Considering the location of the property in a mountainous area, the fallow system should serve as a sustainability model for other farmers. In Itaperuna, the management system adopted will not cause a decreasing of nutrients level in the soil in a short or medium time range. However, this fact is due to the application of high rates of nitrogen compensating the high rate of losses.

Key words: Hydric erosion. Cesium-137. Modelling. N losses.

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Alguns valores do fator cobertura do solo (Fator C) em várias regiões do Brasil...12	12
Tabela 2. Valor de P da equação universal de perda de solo para algumas práticas conservacionistas.13	13
Tabela 3. Inventário de ^{137}Cs do local da área de referência em Bom Jardim (RJ), na profundidade de 0-35 cm.25	25
Tabela 4. Atividade de ^{137}Cs (Bq m^{-2}) em área cultivada com café (A), banana (B), culturas anuais (C e E), pousio de 45 anos (D) e área de baixada (F) em uma propriedade localizada no município de Bom Jardim, RJ.26	26
Tabela 5. Percentagem de perda ou ganho de ^{137}Cs em relação ao inventário de referência em área cultivada com café (A), banana (B), culturas anuais (C e E), pousio de 45 anos (D) e área de baixada (F) em uma propriedade localizada no município de Bom Jardim, RJ.....27	27
Tabela 6. Perda ou ganho de solo ($\text{Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) estimadas através da técnica do ^{137}Cs em áreas cultivadas com café (A), banana (B), culturas anuais (C e E), pousio de 45 anos (D) e área de baixada (F) em uma propriedade localizada no município de Bom Jardim, RJ.....28	28
Tabela 7. Taxa de erosão ($\text{Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) obtida com uso da técnica do ^{137}Cs em pontos com potencial natural de erosão (PNE) similar, localizados no terço superior das glebas cultivadas com café (A), banana (B) e culturas anuais (C e E), em uma propriedade localizada no município de Bom Jardim, RJ.29	29
Tabela 8. Átomos de ^{15}N recuperado e eficiência de recuperação do ^{15}N aplicado em solo acidificado41	41
Tabela 9. Eficiência do sistema coletor com lâmina de espuma 3 mm e fita de papel filtro na recuperação de $10 \text{ g N-NH}_3 \text{ m}^{-2}$ volatilizado sob duas condições de elevação do pH (NaOH e CaCO_3) em um período de 96 horas.....43	43
Tabela 10. Eficiência do coletor aberto estático na recuperação de NH_3 volatilizado em casa de vegetação com ventilação artificial.44	44
Tabela 11. Eficiência de recuperação do N-NH_3 volatilizado em quatro intervalos de coletas e duas espessuras de espuma.....45	45
Tabela 12. Dose de uréia aplicada (N-uréia), nitrogênio total do solo (NtS), concentração de ^{15}N do solo em átomos de ^{15}N excesso (Conc. ^{15}N), nitrogênio no solo proveniente do fertilizante (NSPF), e N-NH_3 volatilizado total proveniente do fertilizante (NVtPF), após 13 dias da aplicação de uréia (1,3229% átomos de ^{15}N), com e sem coletor46	46
Tabela 13. Dose de N-uréia aplicada (N-uréia), Nitrogênio total dos 500 g de solo (NtS), concentração de ^{15}N do N do solo (C. ^{15}N), nitrogênio no solo proveniente do fertilizante (NSPF) e N-NH_3 volatilizado total proveniente do fertilizante (NVtPF), após 9 dias da aplicação de uréia (1,3289 átomos % ^{15}N), com e sem sistema coletor 47	47
Tabela 14. N-NH_3 volatilizado total absorvido (NVa), concentração de ^{15}N do N-NH_3 volatilizado (átomos % excesso), N-NH_3 volatilizado absorvido proveniente do	

fertilizante (NVaPF) e N-NH ₃ volatilizado proveniente do solo (NVaPS) após 9 dia da aplicação da uréia (1,3289 átomos % ¹⁵ N).....	48
Tabela 15. Perda de N por volatilização de N-NH ₃ em 8 dias após adubação nas propriedades localizadas em Itaperuna, RJ e Bom Jardim, RJ	50
Tabela 16. N-mineral seis dias após a aplicação de uma dose equivalente a 100 kg N ha ⁻¹ na forma de uréia em um Argissolo Amarelo em seropédica, RJ	51
Tabela 17. Análise granulométrica de amostras de solo coletadas em áreas representativas da propriedade monitorada em Bom Jardim, RJ.	62
Tabela 18. Análise granulométrica de amostras de solo coletadas em áreas representativas da propriedade monitorada Itaperuna, RJ	63
Tabela 19. Teores de cálcio, magnésio, N-total, fósforo, potássio, carbono orgânico e matéria orgânica na camada de 0-5cm de profundidade em áreas na propriedade em Bom Jardim, RJ.....	67
Tabela 20. Teores de cálcio, magnésio, N-total, fósforo, potássio, carbono orgânico e matéria orgânica na camada de 0-5 cm de profundidade em áreas na propriedade em Itaperuna, RJ.	67
Tabela 21. Produtividade das culturas, teor de matéria seca e de macronutrientes nos produtos exportados na propriedade localizada em Bom Jardim, RJ.	67
Tabela 22. Dados utilizados na estimativa de perda de solo pelo USLE - <i>NUTMON</i>	68
Tabela 23. Balanço de nutrientes no cultivo do café em uma propriedade familiar em Bom Jardim, RJ. ¹	69
Tabela 24. Balanço de nutrientes no cultivo da banana em uma propriedade familiar em Bom Jardim, RJ. ¹	70
Tabela 25. Balanço de nutrientes no cultivo do taro em uma propriedade familiar em Bom Jardim, RJ. ¹	71
Tabela 26. Balanço de nutrientes no cultivo do milho em uma propriedade familiar em Bom Jardim, RJ. ¹	71
Tabela 27. Balanço de nutrientes no cultivo do feijão em uma propriedade familiar em Bom Jardim, RJ. ¹	72
Tabela 28. Balanço de nutrientes no cultivo da batata em uma propriedade familiar em Bom Jardim, RJ. ¹	73
Tabela 29. Produção mensal de leite (L) em uma propriedade familiar em Itaperuna, RJ.....	73
Tabela 30. Teores médios de nutrientes (%) em leite e carne e dejetos bovinos utilizados para cálculos de balanço de nutrientes na propriedade em Itaperuna, RJ.....	74
Tabela 31. Produção anual de dejetos no pasto, na capineira e no curral.....	74
Tabela 32. Dados utilizados na estimativa de perda de solo pelo USLE - <i>NUTMON</i>	75
Tabela 33. Balanço de nutrientes na propriedade inteira (57,6 ha) em Itaperuna, RJ.	76
Tabela 34. Balanço de nutrientes na capineira (1,2 ha) em Itaperuna, RJ	77

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Fluxo de nutrientes na propriedade (adaptado de SHELDRIK et al., 2002).4
- Figura 2.** Mapa da área estudada com curvas de nível. A, café, B, Banana, C e E, culturas anuais, D, pousio de 45 anos, F, área de baixada. Os pontos brancos indicam o local de coleta na área F, e G, área de referência (pousio com mais de 75 anos). As duas linhas brancas na área destacada indicam caminhos que dividem a vertente do morro. Os pontos 2A, 3A e 4A, indicam córregos perenes.....22
- Figura 3.** Atividade de ^{137}Cs no perfil de solo na área de referência em Bom Jardim, RJ.24
- Figura 4.** Distribuição dos pontos de perda e ganho de solo em área cultivada com café (A), banana (B), culturas anuais (C e E), pousio de 45 anos (D) e área de baixada (F) em uma propriedade localizada no município de Bom Jardim, RJ. Os sinais negativos 1, terço superior, 2, terço médio, 3, terço inferior e 4 área de baixada.26
- Figura 5.** Esquema do sistema coletor de N-NH_3 semi-aberto livre estático (SALE)36
- Figura 6** Precipitação pluviométrica e temperatura na área experimental em 2007. Fonte: Estação meteorológica da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio de Janeiro, PESAGRO, localizada aproximadamente 2 km da área experimental. Precip, precipitação pluviométrica, Temp máx, temperatura máxima e Temp mín, temperatura mínima.40
- Figura 7.** Curva de regressão entre o N-uréia aplicado no solo acidificado e o N-uréia recuperado pelo balanço de ^{15}N41
- Figura 8.** Fluxos de N_2O do solo com três níveis de umidade, terra fina seca ao ar (TFSA), umidade a 50% da capacidade de campo (50% cv) e saturado.....42
- Figura 9.** Curva de regressão entre o N- NH_3 volatilizado absorvido pelo SALE (NVa) e o N- NH_3 volatilizado total (NVt) em condições de casa de vegetação.....44
- Figura 10.** Correlação entre a evaporação de água no tratamento com o sistema coletor (cC) e no tratamento sem o sistema coletor (sC).46
- Figura 11.** Perdas de N- NH_3 volatilizado proveniente da aplicação de ^{15}N -uréia estimadas pelo método de balanço de ^{15}N e pelo sistema coletor. Para mesma dose, letras diferentes diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.....49
- Figura 12.** Percentagem de N- NH_3 volatilizado do fertilizante (^{15}N -uréia) estimado pelo método de balanço de ^{15}N e pelo sistema coletor semi-aberto livre estático.49
- Figura 13.** Curva de regressão de valores médios entre o N- NH_3 volatilizado absorvido proveniente do fertilizante (NVaPF) e o N- NH_3 total proveniente do fertilizante (NVtPF) obtido pelo sistema coletor e o balanço de ^{15}N no tratamento sem coletor. ...49
- Figura 14.** Nitrato (NO_3^-) acumulado nas camadas de 0-20; 20-40; 40-60 e 60-80 cm em um Argissolo Amarelo em seropédica, RJ obtida com extração da solução de solo com uso de cápsula de cerâmica porosa aos 6 (C1), 20 (C2) e 101 (C3) dias após a aplicação de uma dose equivalente a 100 kg N ha^{-1} na forma de uréia51
- Figura 15.** Concentração de nitrato (NO_3^-) nas camadas de 0-5; 5-10, 10-20; 20-40; 40-60 e 60-80 cm em um Argissolo Amarelo em seropédica, RJ obtida com amostragem de

terra com trado 101 dias após a aplicação de uma dose equivalente a 100 kg N ha ⁻¹ na forma de uréia	52
Figura 16. Nitrato (NO ₃ ⁻) acumulado nas camadas de 0-20; 20-40; 40-60 e 60-80 cm em um Argissolo Amarelo em Seropédica, RJ obtida com amostragem de terra com trado 101 dias após a aplicação de uma dose equivalente a 100 kg N ha ⁻¹ na forma de uréia	52
Figura 17. Croqui da propriedade localizada em Bom Jardim, RJ. Esta figura foi elaborada após visita ao campo e auxílio da base cartográfica fornecida pela Embrapa-CNPS, 2004. *ba+mi, banana primeiro ano e milho.	61
Figura 18. Modelo digital do terreno da propriedade em estudo localizada em Bom Jardim. FONTE: EMBRAPA-Solos	66

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1	Balanco de Nutrientes.....	3
2.1.1	Monitoramento de nutrientes.....	4
2.1.2	Conceito e fases do <i>NUTMON</i> (<i>NUTrient MONitoring</i>).....	4
2.1.3	Limitações do <i>NUTMON</i>	5
2.2	Erosão do Solo.....	7
2.2.1	Equação universal de perda de solo (USLE).....	7
2.2.2	Metodologia do céσιο-137.....	15
3	CAPÍTULO I - ESTIMATIVA DA EROSÃO DO SOLO EM SISTEMA DE AGRICULTURA FAMILIAR: USO DA TÉCNICA DO CÉSIO-137.....	18
3.1	Resumo.....	19
3.2	Abstract.....	19
3.3	Introdução.....	20
3.4	Material e Métodos.....	21
3.5	Resultados e Discussão.....	24
3.6	Conclusões.....	30
4	CAPÍTULO II – PERDAS DE NITROGÊNIO POR VOLATILIZAÇÃO DE NH₃ E LIXIVIAÇÃO DE NO₃⁻.....	31
4.1	Resumo.....	32
4.2	Abstract.....	32
4.3	Introdução.....	33
4.4	Material e Métodos.....	34
4.4.1	Recuperação de ¹⁵ N aplicado em solo acidificado.....	34
4.4.2	Determinação da taxa de emissão de N ₂ O em solo adubado e com diferentes níveis de umidade.....	35
4.4.3	Eficiência de um sistema coletor de NH ₃ semi-aberto livre estático (SALE).....	35
4.4.4	Experimento 1 - Eficiência do sistema coletor de NH ₃ SALE em casa de vegetação..	35
4.4.5	Experimento 2 - Influência do intervalo entre coletas das lâminas de espuma na recuperação de NH ₃ volatilizada do substrato.....	37
4.4.6	Experimento 3 – Calibração do sistema coletor de NH ₃ SALE em condições similares ao campo.....	37
4.4.7	Estimativa da volatilização de NH ₃ proveniente da aplicação de uréia em Bom Jardim, RJ e da uréia e da urina bovina em Itaperuna, RJ com uso do coletor SALE.....	39
4.4.8	Estimativa da lixiviação de nitrato em condições campo.....	40
4.5	Resultados e Discussão.....	41
4.5.1	Recuperação de ¹⁵ N aplicado em solo acidificado.....	41
4.5.2	Emissão de N ₂ O em solo adubado e com diferentes níveis de umidade.....	42
4.5.3	Captura de NH ₃ nos sistemas com fita de papel e espuma de poliuretano.....	42
4.5.4	Eficiência do coletor SALE em casa de vegetação.....	43
4.5.5	Eficiência do SALE na recuperação do NH ₃ em condições similares ao campo.....	45
4.5.6	N-NH ₃ volatilizado nas propriedades monitoradas.....	50
4.5.7	Lixiviação de nitrato no perfil do solo.....	50
4.6	Conclusões.....	53

5	CAPÍTULO III - BALANÇO DE NUTRIENTES EM PROPRIEDADES FAMILIARES DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, RJ, ATRAVÉS DO MODELO <i>NUTMON</i> (<i>NUTrient MONitoring</i>).....	54
5.1	Resumo	55
5.2	Abstract	55
5.3	Introdução	56
5.4	Material e Métodos.....	57
5.4.1	Estimativas dos dados para realização do balanço de nutrientes - <i>NUTMON</i>	58
5.4.2	Bom Jardim, RJ – Levantamento e determinações de dados para o <i>NUTMON</i>	61
5.4.3	Itaperuna, RJ – Levantamento e determinações de dados para o <i>NUTMON</i>	62
5.4.4	Estimativa da erosão pela equação universal de perda de solo (USLE) em Bom Jardim, RJ e Itaperuna, RJ	64
5.5	Resultados e Discussão.....	66
5.5.1	Análises químicas do solo.....	66
5.5.2	Análises químicas dos produtos vegetais exportados em Bom Jardim.....	67
5.5.3	Erosão do solo estimada pela USLE em Bom Jardim, RJ	68
5.5.4	Balanço de nutrientes pelo modelo <i>NUTMON</i> em Bom Jardim, RJ.....	68
5.5.5	Produto exportado da propriedade em Itaperuna, RJ	73
5.5.6	Erosão do solo estimada pela USLE em Itaperuna, RJ.....	74
5.5.7	Balanço de nutrientes pelo modelo <i>NUTMON</i> em Itaperuna, RJ	75
5.6	Conclusões	78
6	CONCLUSÕES GERAIS.....	79
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
8	ANEXOS	89

1 INTRODUÇÃO GERAL

Das 4,86 milhões de propriedades rurais no Brasil, 4,1 milhões são de agricultores familiares, e representam, aproximadamente, 30 % da área agrícola total (INCRA/FAO, 2002). Com baixo nível de tecnologia, baixa produtividade e custo de produção elevado, a pequena propriedade tem se tornado cada vez menos viável, sendo que este processo precisa ser revertido.

A decadência da pequena propriedade pode estar associada ao processo de degradação do solo. O esgotamento dos nutrientes do solo, acompanhado ou não de perda de solo por erosão, resultantes do mau manejo das culturas e da falta de insumos, leva a um potencial de produção cada vez menor. A partir do momento em que a intensidade de uso do solo superar a sua real aptidão, os resultados são: diminuição da produtividade e o empobrecimento do produtor.

De acordo com o exposto acima, o presente trabalho teve a seguinte hipótese: o manejo adotado por agricultores familiares proporciona um balanço de nutrientes negativo ao solo, o qual ocasiona a perda da fertilidade do solo e o declínio da produtividade das culturas ao longo do tempo.

A sustentabilidade dos sistemas agrícolas tem sido estudada através do balanço de nutrientes com uso do modelo NUTMON (NUTrient MONitoring) conforme recomendado por FAO (2003). O NUTMON consiste em um balanço de massa, onde os nutrientes exportados pela colheita das culturas ou pelos produtos de origem animal são relacionados aos nutrientes adicionados ao solo. Entretanto, este modelo ainda não foi estudado nas condições brasileiras. De acordo com Faerge e Magid (2004) ele apresenta limitações principalmente relacionadas às perdas de nutrientes ocasionadas por lixiviação, volatilização e erosão do solo. Para obtenção da magnitude destas perdas, o NUTMON faz uso de funções de transferência. Por isso, para evitar a obtenção de resultados irreais, a sua validação é importante, e a estratégia aqui adotada foi a de comparar seus resultados à medidas de perdas de nutrientes do sistema obtida por estudos “in loco”.

Desta forma, os objetivos gerais deste trabalho foram validar o modelo *NUTMON* para as condições do estado do Rio de Janeiro e avaliar a sustentabilidade de duas propriedades familiares com base no balanço de nutrientes. Os objetivos específicos foram: a) Estimar a taxa de perda de solo nas propriedades agrícolas com uso da técnica do Césio-137 (^{137}Cs); b) Quantificar as taxas de volatilização de amônia nas propriedades estudadas, utilizando o sistema coletor de amônia Semi-Aberto Livre Estático (SALE), após a sua calibração com uso do isótopo ^{15}N ; c) Quantificar as taxas de lixiviação de nitrato em um Argissolo com uso de cápsulas de cerâmica e d) Realizar um balanço de nutrientes em duas propriedades familiares do estado do Rio de Janeiro. Visando validar o modelo *NUTMON* para condições do estado do Rio de Janeiro, foram escolhidas duas propriedades com atividades distintas e representativas no estado. Uma propriedade é destinada, principalmente, a oleicultura e a outra a pecuária leiteira.

A seleção de produtores foi realizada em duas regiões distintas do estado do Rio de Janeiro, representando diferentes condições climáticas e econômicas. Foi selecionado um agricultor pertencente à Associação dos Produtores do Vale do Rio Muriaé, Itaperuna, RJ, onde a atividade predominante era a pecuária leiteira, e um agricultor em Bom Jardim, RJ, cuja atividade predominante era a agricultura. Os produtores foram selecionados com base em critérios propostos por Bekunda & Manzi (2003), que considera: (1) capacidade para medir e registrar entrada e saída de fertilizantes e outros produtos agrícolas, com mínima supervisão e baixo investimento; (2) disponibilidade em ceder áreas com cultivo para coleta de dados, tais

como: material vegetal, de solo e água; (3) disponibilidade de áreas para implantação de experimentos.

A tese está dividida em três capítulos. O Capítulo I apresenta a erosão do solo através técnica do Césio-137 em uma das propriedades monitoradas; o Capítulo II enfoca a perda de nitrogênio (N) por volatilização de amônia (NH_3) e lixiviação de nitrato (NO_3^-). Neste capítulo também estão apresentados os dados de calibração de uma metodologia utilizada para quantificar perdas de N por volatilização de NH_3 . O capítulo III apresenta a estimativa da erosão do solo pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) e o balanço de nutrientes obtido pelo modelo *NUTMON* nas duas propriedades estudadas. Além dos resultados de balanço de nutrientes conforme o modelo *NUTMON*, este capítulo apresenta um balanço de nutrientes ajustado, que considerou informações de erosão obtidas no capítulo I e perdas de nitrogênio obtidas no capítulo II.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Balanço de Nutrientes

Normalmente os estudos de balanço de nutrientes encontrados na literatura se limitam a estudar NPK (Van den Bosch et al., 1998, Sheldrik et al., 2002, Bekunda e Manzi, 2003, Surendran et al., 2005), o que se deve ao fato desses elementos serem exigidos em grande quantidade pelas plantas e também pela grande importância econômica e ambiental desses nutrientes. Além disso, existe um grande número de informações a respeito da dinâmica destes elementos no sistema-solo-planta-atmosfera, sendo referência para estudos de balanço desses nutrientes nos sistemas agrícolas.

O N é um dos elementos minerais requeridos em maior quantidade pelas plantas e o que mais limita seu crescimento. Apesar do N_2 representar 78% dos gases da atmosfera, há escassez desse nutriente em forma disponível para as plantas, o que pode ser explicado pela grande estabilidade da molécula de N_2 (Souza e Fernandes, 2006). Além disso, o N é um elemento bastante dinâmico no sistema e por isso para aumentar a sustentabilidade agrícola de uma propriedade é importante manter em equilíbrio as taxas de entradas e de saídas desse nutriente.

O P é um elemento pouco móvel no solo. Entretanto, quando aplicado como fertilizantes fosforados ao solo, a maior parte do P adicionado é adsorvida em colóides do solo, tornando-se com o tempo não disponível para as plantas devido à formação de compostos de baixa solubilidade. Além disso, o suprimento mundial de P para fabricação de fertilizantes constitui um recurso não renovável. Por isso, para garantir a sustentabilidade da agricultura é necessário um aproveitamento consciente deste elemento.

O K é o cátion mais abundante na planta, sendo absorvido em grande quantidade pelas raízes. Apesar do K não fazer parte de nenhuma estrutura ou molécula orgânica nas plantas, tem grande função no estado energético das plantas, na translocação e armazenamento de fotoassimilados e na manutenção da água nos tecidos vegetais, além de atuar em muitos processos fisiológicos dos vegetais (Meurer, 2006). O K em solos com baixa capacidade de trocas catiônica (CTC), como é a maioria dos solos brasileiros, é facilmente perdido por lixiviação. Além disso, o excesso de K pode interferir na absorção de outros cátions pelas plantas, por isso há necessidade de se manter equilíbrio entre as taxas de entradas e saídas deste elemento no sistema agrícola.

O balanço de nutrientes auxilia o produtor a manter sua propriedade mais produtiva do ponto de vista da fertilidade do solo por permitir o uso consciente dos adubos aplicados. O balanço de nutrientes é avaliado por meio da quantificação das entradas e saídas e fluxos de nutrientes de maior relevância dentro dos diferentes sistemas de uso do solo (Figura 1) e pode ser calculado para diferentes escalas tais como: glebas, propriedades, regiões, país, etc. (FAO, 2003).

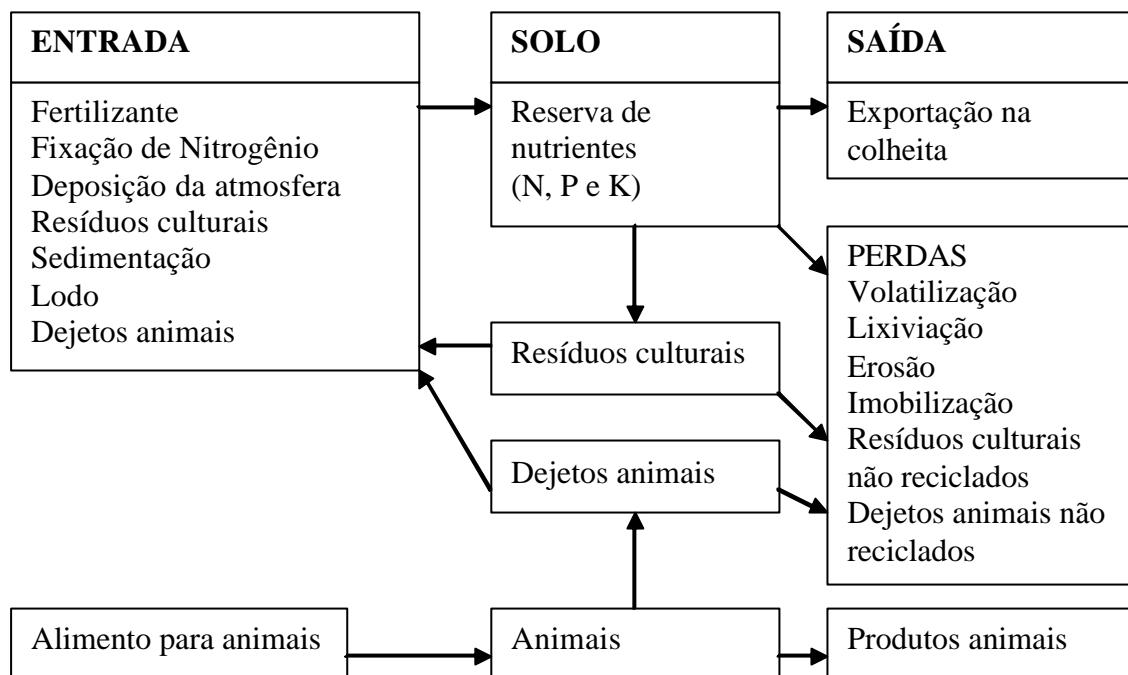


Figura 1. Fluxo de Nutrientes na propriedade (adaptado de SHELDRIK et al., 2002).

2.1.1 Monitoramento de nutrientes

A aplicação de altas doses de fertilizantes nos diferentes sistemas de cultivo leva a uma acumulação de fósforo (P) no solo é possível que haja, também, acumulação de K. A magnitude dessa acumulação, entretanto, depende do tipo de solo, do tipo de cultura e intensidade de cultivo e da quantidade de nutrientes adicionados (Benbi & Biswas, 1999, Biswas & Benbi, 1989; Campbell et al., 1984; Schwab et al., 1990; Swarup & Ghosh, 1978). Por outro lado o declínio da disponibilidade de P e K pode ocorrer devido à exportação dos produtos das culturas, somado às perdas naturais ou em virtude do manejo inadequado, principalmente quando não há reposição desses nutrientes ao solo.

Assim, a sustentabilidade de um sistema produtivo requer um monitoramento constante do balanço de nutrientes do solo. Pois, mesmo em uma propriedade em que há um balanço positivo para todos os nutrientes, dependendo da distribuição dentro da propriedade, algumas glebas podem apresentar balanço negativo. Esse fato é mais provável em áreas de pastagem, onde grande parte dos excrementos animais fica localizada no curral ou próximo deste. Nesse sentido, o modelo *NUTMON*, através do monitoramento feito na propriedade, permite identificar as áreas de ganho/perda de nutrientes e auxilia o produtor para um aproveitamento racional dos adubos orgânicos e minerais.

2.1.2 Conceito e fases do *NUTMON* (*NUTrient MONitoring*)

O modelo *NUTMON* (*NUTrient MONitoring*) foi proposto por Smaling et al. (1993) e recomendado pela FAO (2003). Este modelo consiste em um método integrado e multidisciplinar que permite administrar os nutrientes do solo. Esse método já foi utilizado em várias partes do mundo como, por exemplo, Quênia, Etiópia, Uganda, China e Vietnam (Vlaming et al., 2001).

Conceitualmente, o modelo *NUTMON* consiste em um balanço de massa, onde os nutrientes exportados pela colheita das culturas ou pela produção animal são relacionados aos nutrientes adicionados ao solo.

Esse método de determinação do balanço de nutrientes consiste em duas fases: 1) diagnóstico e 2) desenvolvimento. O diagnóstico é feito através de visita a propriedade e entrevista ao produtor. Nesta ocasião, se buscam identificar o produtor e os diferentes tipos de uso da propriedade, incluindo a produção agrícola e pecuária e, também, a infra-estrutura disponível na propriedade. Na fase de desenvolvimento, é utilizada uma ferramenta chamada de *NUTMON-Toolbox*. As etapas necessárias para utilização dessa ferramenta estão apresentadas a seguir:

- a) Estudo do fundamento conceitual do *NUTMON*, essencial para a execução apropriada e precisa dos passos subseqüentes;
- b) Uso de questionário para se fazer um inventário da propriedade que permita identificar e registrar os elementos externos existentes na propriedade e as suas características;
- c) Uso de questionário para monitorar, ao longo do tempo, a direção dos fluxos dos elementos identificados na propriedade;
- d) Obter por medição ou dados secundários, observações adicionais para se colher informação necessária aos cálculos, que não podem ser fornecidas pelo produtor, por exemplo, conteúdo de nutrientes nos produtos de colheita e fertilizantes, parâmetros de solo e preços de mercado;
- e) Usar o programa *Data Entry Module* para entrar com os dados coletados, obtidos nas etapas anteriores, na base de dados da propriedade;
- f) Manter o *Background Database* associado com o *Background Data Module*, adicionar os dados resultantes das observações adicionais;
- g) Verificar a consistência dos dados;
- h) Analisar os dados com o *Data Processing Module*. Esse componente realiza o cálculo automático do fluxo de nutrientes, balanço de nutrientes e indicadores econômicos, combinando as informações do inventário da propriedade, do monitoramento e do banco de dados, produzindo uma descrição com indicadores econômicos e resultados para atividades individuais dentro da propriedade e para a propriedade como um todo;
- i) Com o *Data Processing Module*, preparar uma descrição individual por propriedade. Essa descrição pode ser feita com o *Data Processing Module* (DPM), ou por exportação das planilhas e gráficos para *MS Word*;
- j) Todos os dados são manipulados e analisados usando o *NUTMON-Toolbox* versão 2, 2002 para determinar Fluxos de Nutrientes, Balanço de Nutrientes para N, P, K, e indicadores econômicos em nível de propriedade.

2.1.3 Limitações do *NUTMON*

As principais limitações do *NUTMON* estão relacionadas à estimativa de perdas de nutrientes por lixiviação e erosão. De acordo com Faerge e Magid (2004), as equações utilizadas pelo modelo para estimar as perdas de nutrientes por essas duas vias, ainda não estão totalmente validadas e isso pode superestimar ou subestimar os valores obtidos para perdas de nutrientes do solo.

Como mencionado anteriormente, o *NUTMON* consiste na análise das entradas e saídas de nutrientes. As entradas consistem de fertilizantes, mineral e orgânico, deposição por chuvas e poeiras, fixação de nitrogênio e sedimentação pela água da irrigação. As saídas consistem em produtos e resíduos das culturas, lixiviação, desnitrificação e erosão. Os fluxos de nutrientes como fertilizantes e produtos das culturas são, geralmente, medidos ou

estimados por entrevistas, ao passo que os fluxos difíceis de serem quantificados como lixiviação, desnitrificação e erosão são estimados por meio de funções de transferência (Smaling & Fresco, 1993).

No Brasil, o modelo *NUTMON* ainda não foi utilizado. Por isso, para evitar a obtenção de resultados irreais o seu uso deve ser inicialmente condicionado a outros estudos, principalmente de perdas de nutrientes do sistema. Neste modelo, as perdas são obtidas por meio de funções de transferência que podem fornecer resultados bastante elevados, o que sugere a necessidade de uma maior investigação com relação aos parâmetros utilizados (Faerge e Magid, 2004).

Smaling et al. (1993), em um cultivo sem irrigação e com baixa entrada de nutrientes, estimaram a desnitrificação, através das funções de transferência do *NUTMON*, em $27 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; Bajjukya & Steenhuijsen (1998) estimaram a desnitrificação entre 20 a $24 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e Van den Bosch et al. (1998a) estimaram a lixiviação em 53 kg N , desnitrificação de 24 kg N e perdas por erosão entre 0 a $28 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente.

Resultados dos cálculos de balanço de nutrientes foram obtidos em um estudo realizado em três distritos do Quênia, onde se mostrou que os produtores poderiam considerar sustentável o seu sistema de produção, no que diz respeito à fertilidade do solo. No entanto, as perdas tornaram o balanço final negativo (Van den Bosche et al. 1998a). Ao mesmo tempo Van den Bosche et al. (1998b) observaram que as funções de transferência aplicadas não estão completamente validadas poderia justificar incertezas nos resultados obtidos. Estes autores destacaram, ainda, que os altos valores encontrados para lixiviação e volatilização de NH_3 são altamente influenciados por parâmetros não controlados. Essa carência de validação é uma característica marcante nos estudos com *NUTMON* realizados por Stoorvogel and Smaling (1990), Van der Pol (1992), Smaling et al. (1993), Shepherd et al. (1996) e Smaling (1998).

Smaling et al. (1993) realizaram um estudo de balanço de nutrientes no distrito de Kisii, Quênia. O distrito de Kisii está localizado próximo do Lago Vitória, em altitudes entre 1.500 e 2.200 m . O distrito possui uma área total de 220.000 ha e uma precipitação pluviométrica entre 1.350 e $2.050 \text{ mm ano}^{-1}$; as temperaturas médias variam entre $16,2$ e $20,5 \text{ }^\circ\text{C}$ e possuía $1,5$ milhão de habitantes. O distrito era cultivado com pastagem, chá, café, banana, cana-de-açúcar, milho e feijão. O conteúdo de argila no solo varia entre 31 e 66% . Em 1990, as entradas médias de N, P e K via fertilizante mineral foram 18 , 13 e 3 kg ha^{-1} e via esterco animal 23 , 5 , e $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente. Um balanço calculado para 1990, revelou um déficit de 112 ; 3 e $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N, P e K, respectivamente. Os autores utilizaram como parâmetros nas equações do *NUTMON*, para determinação da lixiviação e desnitrificação, a precipitação, teor de argila e N disponível no solo. A quantidade de N foi definida como sendo o N-fertilizante aplicado, mineral e orgânico, e o N mineralizado do solo. O total de N-fertilizantes aplicado foi 41 kg ha^{-1} enquanto que a lixiviação e desnitrificação foram estimadas em 27 e $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. O total de N mineral do solo foi determinado a partir do N total do solo, assumindo uma taxa de mineralização anual de $2,5\%$ e 3% , para região de menor e maior temperatura identificada no distrito, respectivamente. A mineralização foi calculada para a camada de 20 cm superficiais do solo. Smaling et al. (1993) não mostraram os passos para os cálculos do N mineral do solo. Entretanto, mencionaram que existia entre $1,6$ a $4,0 \text{ g N kg}^{-1}$ de solo, ou seja, entre $4,16$ a $10,4 \text{ Mg N ha}^{-1}$. Como citado acima, a mineralização foi assumida, sem referência, como sendo $2,5$ ou $3\% \text{ ano}^{-1}$ do N do solo. Isso significa que, se a densidade do solo fosse 1300 kg m^{-3} , o N total mineralizado, nos 20 cm superficiais, seria calculado em 104 e $312 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Conforme dados acima, observa-se que a taxa de mineralização de N do solo tem grande influência na estimativa global do balanço de nutrientes, principalmente em solos com alto teor de N-mineral. Isso significa que ao se aplicar o modelo *NUTMON* é necessário se ter conhecimento da taxa mais provável de mineralização do N do solo.

Quanto à perda de nutrientes pela erosão do solo, o *NUTMON* utiliza dados obtidos por meio da Equação Universal de Perda de Solo (USLE). Segundo Faerge & Magid (2004), a USLE pelo fato de não considerar a redistribuição do solo na área, pode superestimar a perda de nutriente nesse processo, o que pode levar a um balanço de nutrientes ainda mais negativo. Além disso, a utilização da USLE é condicionada ao conhecimento dos fatores de erosividade das chuvas, erodibilidade do solo, comprimento de rampa e declive, uso e manejo do solo e práticas conservacionistas. Desta forma, o conhecimento do valor a ser atribuído a cada fator é indispensável para se ter uma boa estimativa da perda de solo por meio da USLE. Dada grande importância da erosão do solo na estimativa do balanço de nutrientes, este assunto será discutido no próximo item.

2.2 Erosão do Solo

A erosão do solo constitui um dos principais fatores responsáveis pela degradação dos solos. Em regiões tropicais a erosão hídrica tem grande importância para a degradação dos solos, ocasionando a perda de sua camada mais fértil (Bertoni & Lombardi Neto, 1990), o que, conseqüentemente, provoca redução da produtividade das culturas. A erosão acelerada dos solos é um problema global e, apesar da dificuldade de se calcular com precisão as perdas de solo, sabe-se que a magnitude destas perdas tem causado sérias conseqüências econômicas e ambientais (Lal, 1988).

A determinação do risco de erosão e a previsão da perda de solo são subsídios importantes para o planejamento agrícola e ambiental de uma região (Lima et al., 1992). A determinação das perdas de solo por erosão através de métodos diretos é cara e muito demorada. Por isso, existe um grande interesse por métodos de predição da erosão (Foster et al., 1985). Assim, serão discutidas, a seguir, duas metodologias de predição de perda de solo, a USLE e a técnica do Césio-137.

2.2.1 Equação universal de perda de solo (USLE)

Entre os métodos utilizados para prever as perdas que um solo irá sofrer sob determinadas condições de manejo e para avaliar a eficiência das práticas conservacionistas destaca-se a Equação Universal de Perdas de Solo (USLE – *Universal Soil Loss Equation*). A USLE é descrita pela equação a seguir:

$$E = R.K.L.S.C.P$$

onde, R = fator erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$); K = fator erodibilidade do solo ($\text{Mg h MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$); L = fator comprimento total do declive (m); S = fator grau de declive (%); C = fator uso e manejo do solo e P = fator práticas conservacionistas. A letra E representa a perda de solo por unidade de área por unidade de tempo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), ou seja, a taxa média anual de erosão. O produto dos componentes dimensionais da USLE computa as perdas de solo para uma parcela padrão em um determinado solo para condições locais específicas. No Brasil, a USLE está sendo empregada em projetos de planejamento ambiental e de conservação do solo (Lima, 1991; Margolis et al., 1985; Freire & Pessoti, 1976), porém ainda há grande carência de dados básicos, o que constitui um problema para sua utilização rotineira, principalmente, no Estado do Rio de Janeiro.

Para aperfeiçoar ou adaptar a formulação da USLE para outras finalidades, foram introduzidas modificações em alguns de seus fatores. Exemplos mais conhecidos destes são a MUSLE (Williams, 1975), desenvolvida para a predição do aporte de sedimentos, e a RUSLE (Renard et al., 1991), uma atualização da USLE, modificando os fatores K, C e LS.

Entretanto, para estudos de erosão no Brasil o principal modelo utilizado tem sido a USLE, composto pelos fatores R, K, LS, não influenciados pela ação antrópica, e pelos fatores C e P, fatores influenciados pela ação antrópica.

a) Fator R

A determinação do fator de erosividade (R), já foi feita para vários estados, incluindo São Paulo (Bertoni e Lombardi Neto, 1999); Rio de Janeiro (Montebeller, 2005) e, também, foi realizado um mapeamento em nível nacional (Silva, 2004). O índice EI_{30} é geralmente considerado adequado para as condições brasileiras (Bertoni & Lombardi Neto, 1990).

b) Fator K

O Fator de erodibilidade (K), pode ter sua obtenção direta do nomograma de Wischmeier & Smith (1978). Esse nomograma foi desenvolvido em solos de clima temperado nos quais são encontrados altos teores de silte. Assim, a sua utilização não é apropriada para solos que apresentam alto grau de intemperismo. Contudo, no Brasil, há suficientes dados de parcelas padrão para uma estimativa pelo menos preliminar do fator K de vários tipos de solos. Denardin (1990) compilou dados de K medidos para diferentes solos em mais de 30 localidades, do nordeste ao sul do Brasil. Esse autor também propôs equações para a obtenção de K em função de propriedades básicas de cada um daqueles solos, obtendo boas correlações. Roloff e Denardin (1994) apresentaram equação simplificada para estimativa do fator K.

Correchel (2003) estudou oito métodos de determinação de fator K e concluiu que os métodos propostos por Wischmeier et al. (1971) e por Denardin (1990) são os que mais se aproximam dos valores obtidos por medições diretas em parcela padrão. Infelizmente, para solos com horizonte B textural ainda não existe consenso sobre o melhor método para se estimar o valor de K (Marques et al., 1997). Assim, esses autores sugerem novos estudos para esse tipo de solo.

c) Fator LS

Bertoni e Lombardi Neto (1999) apresentam valores do fator LS em uma tabela com várias combinações de grau de declive e comprimento de rampa. Quando se trata de microbacias hidrográficas, o fator LS pode ser obtido utilizando-se o modelo numérico de terreno (MNT) conforme descrito em Galdino et al. (2003). O MNT pode ser gerado a partir da digitalização e da interpolação numérica de dados altimétricos de cartas cartográficas.

d) Fator C

Os efeitos das variáveis uso e manejo não podem ser avaliados independentemente, devido às diversas interações que ocorrem entre eles. O fator uso e manejo do solo, Fator C da USLE, apresenta uma amplitude de “zero a um” para as culturas que apresentam menor e maior exposição do solo, respectivamente.

O fator C é uma relação esperada entre as perdas de solo de um terreno cultivado em dadas condições e as perdas correspondentes de um terreno mantido continuamente descoberto e cultivado (Bertoni e Lombardi Neto, 1999), identificado em geral como parcela de referência ou solo nu.

Os valores do fator C são influenciados pela cobertura, manejo dado às culturas e aos resíduos culturais. A efetividade do manejo dos resíduos dependerá da quantidade de resíduos, que por sua vez depende da fertilidade do solo e da disponibilidade hídrica. Estas mesmas variáveis aliadas ao espaçamento e a variedade afetarão, também, a cobertura do solo durante o ciclo vegetativo, o que reflete no aumento da amplitude do fator C para uma mesma cultura.

A principal razão para carência de informação regional do fator C é a sua grande dificuldade de obtenção. Isso ocorre porque existe uma grande possibilidade de combinações de culturas, rotações, e outras práticas de manejo nas quais as perdas de solo devem ser medidas (DeMaria e Lombardi Neto, 1997). Como o resultado final do fator C é função de uma integração de fatores (cultura, manejo e rotação), além das interações com as condições de clima e a própria natureza do solo, considera-se o valor numérico deste fator válido especificamente para a região onde o mesmo foi determinado.

A determinação do fator C pode ser feita em parcelas de 4 x 25 m (Margolis et al., 1985; DeMaria e Lombardi Neto, 1997), ou 20 x 50 m (Prochnow et al., 2005). Para coletar o material erodido em cada chuva, instala-se, na parte inferior das parcelas, uma soleira concentradora que conduza a enxurrada até um primeiro tanque, no qual a terra arrastada deposita-se por decantação (Prochnow et al., 2005).

A parcela de solo nu segue as condições de parcela padrão (Bertoni & Lombardi Neto, 1999), preparada com enxada, na mesma época de preparo de solo para o plantio nas demais parcelas (parcelas com culturas) e cultivada quando necessário para prevenir crescimento de ervas daninhas e encrostamento superficial.

Para o cálculo do fator C, é necessária a determinação dos diferentes estádios (*i*) da cultura. De acordo com Wischmeier & Smith (1978), podem ser estabelecidos 6 estágios em função da percentagem de cobertura do solo: Estágio D (Descoberto), do preparo ao plantio; estágio PP (Pós-plantio), do plantio até cultura atingir 10% de cobertura; estágio 1 (estabelecimento), do fim do estágio PP até que a cultura tenha atingido 50 % de cobertura do solo; estágio 2 (desenvolvimento), do fim do estágio 1 até que a planta tenha atingido 75 % de cobertura; estágio 3 (maturação), do fim do estágio 2 até a colheita e estágio 4 (resíduo), da colheita até o novo plantio.

Entretanto, quando não se dispõe de dados das determinações da cobertura do solo, os estágios podem ser definidos considerando-se a variação das razões de perda de solo (RPS) conforme DeMaria & Lombardi Neto (1997).

Para fins práticos, Bertoni & Lombardi Neto (1999) dividiram o ano agrícola em cinco períodos ou estágios da cultura: a) período D (preparo do solo): desse preparo ao plantio; b) período 1 (plantio): do plantio após a um mês após o plantio; c) período 2 (estabelecimento): do fim do período 1 até 2 meses após o plantio; d) período 3 (crescimento e maturação): de dois meses após o plantio até colheita; e) período 4 – (resíduo): da colheita até o preparo do solo.

O fator C é determinado a partir das razões de perdas de solo (RPS) e da distribuição local da erosividade da chuva do período estudado. Assim, é necessário ter instalado um pluviógrafo próximo ao local de estudo. O fator C é calculado como descrito em DeMaria & Lombardi Neto (1997):

$$C = \sum_{i=1}^n RPS_i \frac{R_i}{R}$$

onde,

i, estágio da cultura; *RPS_i*, razão de perda de solo no estágio *i*; *R_i*, erosividade no estágio *i* e *R*, erosividade anual.

A *RPS_i* é calculada conforme equação abaixo:

$$RPS_i = \frac{\sum_{j=1}^n PSc}{\sum_{j=1}^n PSd}$$

onde, i , estágio da cultura; PSc , perda de solo na parcela com cultura; PSd , perda de solo na parcela com solo descoberto; j , número de anos com coletas de dados.

A RPS deve ser obtida através do somatório das perdas de terra de cada estágio em diferentes anos para reduzir o efeito de valores muito altos ou muito baixos decorrentes das irregularidades nos índices de erosividade (DeMaria & Lombardi Neto, 1997). As RPS obtidas em períodos de poucas chuvas são susceptíveis a variações relativamente grandes, em vista, principalmente, de erros de medições (Mutchler & Greer, 1984).

Desta forma, a determinação do fator C requer uma seqüência de dados obtidos em vários anos, usualmente maior que 8 anos. A parcela de solo nu pode ter uma seqüência menor como, por exemplo, 4 anos (DeMaria & Lombardi Neto, 1997).

Dentre os estudos desenvolvidos no Brasil para cálculo do fator C para culturas agrícolas, destacam-se os de Rufino et al. (1985) para a cultura do cafeeiro (fator C = 0,6568), De Maria & Lombardi Neto (1997) para a cultura do milho em diferentes sistemas de manejo e condições edafoclimáticas (fator C = 0,025 a 0,156), Bertol (2001) que determinou o fator C, obtendo valores de 0,0580 e 0,2150 para a cultura do trigo e de 0,0455 e 0,1430 para a cultura da soja, nos sistemas de manejo de semeadura direta e preparo convencional, respectivamente.

Na África Ocidental, destaca-se o estudo de Roose (1977) que determinou o fator C para as culturas do milho, sorgo e milheto em função da produtividade (fator C = 0,40 a 0,90), cultivo intensivo do arroz (fator C = 0,10 a 0,20), segundo ciclo do algodão e fumo (fator C = 0,50), cultura do amendoim em função da data de plantio (fator C = 0,40 a 0,80), cultura do abacaxi em diversos sistemas de manejo (fator C = 0,10 a 0,50), mandioca e inhame (fator C = 0,20 a 0,80) e sistema agroflorestal composto de palmeira, seringueira, café, cacau e plantas de cobertura (fator C = 0,10 a 0,30).

Na Tailândia, Niskanen (1998) determinou o índice de cobertura para pastagens (fator C = 0,3), reflorestamento comercial e povoamentos com a espécie *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh. com 10 anos de idade (fator C = 0,08) e sistema agroflorestal com a mesma espécie de eucalipto em consórcio com mandioca (*Manihot esculenta* Crantz) conduzida por 3 anos (fator C = 0,20).

Na cultura do milho, a variação do fator C de 0,350 para 0,026 (Tabela 1), considerando todos os demais fatores de erosão constantes, resulta em uma redução da estimativa de perda de solo de 29,4 para 2,2 t ha⁻¹ ano⁻¹. Quando se considera o valor médio de C para cultura do milho (0,130), na mesma condição, a perda estimada é de 10,9 t ha⁻¹ ano⁻¹. Desta forma, observa-se que o fator C tem alto grau de influência na estimativa de perda de solo o que implica na necessidade de se obter valores confiáveis, deste fator, para cada região.

As gramíneas, por apresentarem um sistema radicular fasciculado e superficial somada a alta relação C:N, que aumenta o tempo para decomposição dos resíduos culturais, proporcionam melhor cobertura do solo. Isso reduz, conseqüentemente, o fator C. Conforme dados apresentados na Tabela 1, constata-se que culturas como milho, cana-de-açúcar, apresentam baixos valores para o fator C (< 0,4). O capim sempre verde, independente do tipo de preparo do solo, apresenta valores muito baixos (< 0,002), enquanto que, culturas como mandioca e algodão apresentam altos valores para este fator (> 0,5).

Todos os fatores que afetam a cobertura do solo, como densidade de plantio, quantidade de biomassa, tipo de biomassa (C₄ ou C₃), manejo dos resíduos, entre outras variáveis que modificam a rugosidade do solo, contribuem para aumentar ou reduzir o fator C. Desta forma, extrapolar os valores deste fator para uma realidade diferente daquela na qual ele foi obtido pode resultar em erro da estimativa de perda do solo. Entretanto, na ausência de informações locais, cada situação pode ser avaliada e receber valores médios, conforme as características de cada área. De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (1999), na ausência de

um fator C específico, pode se adotar o valor de 0,5 para áreas com algum grau de cobertura do solo.

Para uma determinada cultura, cultivada em regiões distintas, porém sob as mesmas condições de manejo, diferenças no fator C podem ser atribuídas a diferente capacidade de produção de biomassa nas duas regiões, que por sua vez está associada diretamente à cobertura do solo. Assim, é possível que existe uma relação entre fator C e produção de biomassa. Essa informação auxiliaria na extrapolação dos dados. Para isso, basta que em cada estudo seja dada atenção a essa variável (biomassa produzida), pois assim, em um futuro próximo poderia se compilar todos os dados existentes na literatura.

Os diferentes tipos de solo não necessariamente afetarão o fator C, apesar de apresentarem diferenças físicas e químicas, as quais refletem na produtividade das culturas e, conseqüentemente, na cobertura da superfície. Cabe ressaltar que o fator C é obtido pela razão de perda de solo (RPS) e erosividade (fator R) o que possibilita a solos distintos em erodibilidade (fator K) apresentarem o mesmo fator uso e manejo (fator C). Assim, para fins de extrapolação deste fator, em vez de considerar os tipos de solo, deve-se considerar a taxa de cobertura do mesmo ou a produção de biomassa.

Como foi apresentada neste trabalho, a dificuldade na obtenção do fator C está em estabelecer índices para o grande número de espécies vegetais, combinações de espécies, ciclo da espécie, espaçamento e disposição de cultivo. No Brasil, as pesquisas para a obtenção do fator C são direcionadas para as principais culturas agrícolas, com poucos estudos, desse fator, para espécies florestais cultivadas (Martins, 2005), assim como para sistemas agroflorestais (SAFs).

Para aumentar o uso e a segurança na aplicação da USLE, será necessário, além de se estudar a relação entre biomassa e fator C, determinar classes de valores para este fator, considerando as principais combinações de tipos de cobertura de solo e manejo. Assim, ao invés de valores médios aleatórios, usar-se-iam valores obtidos em tabelas, adequando-se às principais características da área estudada.

e) Fator P

O fator P é conceituado como sendo a relação entre a quantidade de solo perdida em uma área cultivada com determinada prática conservacionista e a perda em uma área cultivada sem prática conservacionista (plantio morro abaixo). Desta forma, o fator P pode ser expresso pela seguinte expressão:

$$P = \frac{PSp}{PSm}$$

onde: PSp , perda de solo ($t\ ha^{-1}$) no talhão com prática conservacionista, PSm , perda de solo ($t\ ha^{-1}$) no talhão sem prática conservacionista (plantio morro abaixo).

As práticas conservacionistas mais comuns para as culturas anuais são: plantio em nível, plantio em faixas de contorno, cultivo em aléias, terraceamento e alternância de capinas. Apesar do reduzido número de práticas conservacionistas, são poucos os estudos realizados para obtenção desse fator.

Tabela 1. Alguns valores do fator cobertura do solo (Fator C) em várias regiões do Brasil.

Cobertura/Tratamento	Fator C	Local	Autor
Milho			
Duas arações e gradagem	0,3500	Caruaru, PE	Margolis et al. (1985).
Enxada	0,1990		
Gradagem	0,1790		
Plantio direto	0,1590		
MCRI	0,1100	Campinas, SP	DeMaria e Lombarde Neto (1997).
MCRS	0,0260		
MPRI	0,0490		
MSRI	0,1020		
Milho + Feijão			
Duas arações e gradagem	0,2090	Caruaru, PE	Margolis et al. (1985).
Enxada	0,1190		
Gradagem	0,1070		
Plantio direto	0,0950		
Capim sempre verde			
Duas arações e gradagem	0,0020		
Enxada	0,0010		
Gradagem	0,0010		
Plantio direto	0,0010		
Café	0,1346	Pindorama, SP	Prochnow et al. (2005).
Pastagem¹	0,0100	Campinas, SP	Donzelli et al. (1992). ³
Culturas perenes¹	0,1350		
Culturas temporárias¹	0,1000		
Rotação de 4 anos²	0,1376	Campinas, SP	Bertoni e Lombardi Neto (1999).
Cobertura morta (poda)	0,0750	Itirapina, SP	Da Silva e Schulz (2001).
Cobertura morta	0,0133	Sumé, PB	Albuquerque et al. (2005).
Culturas diversas⁴		Bacia do rio Ivaí, PR	Santos et al. (1999).
Milho	0,130		
Soja	0,220		
Feijão	0,396		
Trigo	0,132		
Cana-de-Açúcar	0,104		
Algodão	0,530		
Mandioca	0,530		
Arroz	0,472		
Café	0,375		
Laranja	0,075		
Eucalipto	0,0025	Aracruz, ES	Martins (2005)
Mata	0,00013		

¹valores médios usados, principalmente, nos estudos em microbacias hidrográficas; ²pasto/pasto/milho/soja, ³citado por Araújo Jr (1997); ⁴valores simplificados para grandes áreas. MCRI, milho após milho com restos incorporados; MCRS, milho após milho com restos na superfície; MPRI, milho após pasto com restos incorporados; MSRI, milho após soja com restos incorporados.

Margolis et al. (1985), determinaram o fator P para algumas práticas conservacionistas (plantio em contorno, alternância de capinas e faixas de vegetação permanente), utilizando como cultura índice o milho, em talhões de 20 x 50 m, equipados com tanques coletores de alvenaria. Os dados foram obtidos em um período de dez anos e sete meses, sendo o fator P calculado a partir das perdas médias anuais. Entretanto o tamanho das parcelas e o tempo variam entre autores. A dimensão mais utilizada é 22,13 m de comprimento por 4,52 m de largura (Albuquerque et al. 2005), e o tempo de estudo fica, geralmente, entre 7 a 12 anos, visando reduzir o efeito da variabilidade anual na média deste fator.

No Brasil, existe uma grande carência de estudos sobre fator P. Assim, na maioria dos estudos de predição de perda de solo pela USLE é utilizado valor médio, nem sempre obtido com a mesma cultura em que se deseja estudar a perda de solo. Nesse sentido, Bertoni e Lombardi Neto (1999) apresentam alguns valores médios do fator P para culturas anuais, obtidos pela seção de conservação do solo do instituto agrônomo. Esses dados podem ser observados na Tabela 2.

Tabela 2. Valor de P da equação universal de perda de solo para algumas práticas conservacionistas.

Prática/cultura	Fator P	Local	Autor
Culturas anuais ¹			
Plantio morro abaixo	1,0	Campinas, SP	Bertoni e Lombardi Neto (1999).
Plantio em contorno	0,5		
Terraço	0,5		
Alternância de capina + plantio em contorno	0,4		
Cordões de vegetação permanente	0,2		
Milho			
		Caruaru, PE	Margolis et al. (1985)
Plantio morro abaixo	1,00		
Plantio em contorno	0,64		
Alternância de capinas	0,17		
Faixas de vegetação permanente ²	0,08		
Palma			
		Sumé, PB	Albuquerque et al (2005).
Plantio morro abaixo	1,00		
Plantio em contorno	0,46		

¹valores médios, ², capim sempre verde

A extrapolação do fator P para uma área diferente daquela na qual ele foi obtido é aceitável, pois, como já foi discutido, este fator é uma relação entre a perda de solo em uma parcela com prática conservacionista e outra com plantio morro abaixo. Desta forma, se todos os demais fatores contribuírem para aumento ou redução da erosão, em uma determinada área, esta variação será igual para as duas parcelas (com e sem prática conservacionista), com isso tende a ser mantida a mesma proporção de perda de solo, ou seja, o mesmo fator P.

Entretanto, há necessidade de maiores estudos, principalmente no que diz respeito à obtenção do fator P para as principais culturas em combinação com as principais práticas conservacionistas, tornando disponível um fator para cada cultura e não apenas uma média para culturas anuais e outra para culturas perenes. Enquanto isso não é possível, torna-se necessário assumir valores médios de outras regiões. Porém, é importante lembrar que quando se trata da prática conservacionista plantio em contorno, o espaçamento, que depende da cultura ou cultivar, adquire uma grande importância. Pois, quanto maior o espaçamento entre

plantas na linha, menor será o efeito dessa prática (plantio em contorno) no controle da erosão. Assim, antes da extrapolação de um determinado valor, deve se investigar a nova condição para que esta seja semelhante àquela na qual o fator P foi obtido.

De uma maneira geral pode se dizer que existe menor variabilidade para o fator P que aquela encontrada para o Fator C, principalmente quando se trata da mesma prática conservacionista e mesma cultura (Tabela 2).

Para a prática conservacionista plantio em contorno, a redução do fator P de 0,64, cultura do milho, para 0,5, média das culturas anuais (Tabela 2) resultaria em uma variação de 14,8 para 10,6 Mg ha⁻¹. Essa redução é considerada pequena frente àquela observada para o fator C, para a cultura do milho (Tabela 1).

De acordo com o exposto, podem-se fazer algumas sugestões para aumentar a disponibilidade dos fatores C e P da USLE no Brasil. Em um país com dimensões continentais, como é o Brasil, estudos isolados dificilmente atenderiam a demanda por dados para determinação dos fatores da Equação Universal de Perda de Solo (USLE) em todas as regiões. Assim, considerando a relevância de dados regionais e a atual carência de informação, principalmente para os fatores uso e manejo (Fator C) e práticas conservacionistas (Fator P), torna-se urgente a necessidade de estudos com planejamento em nível nacional. Esse esforço deve se concentrar em: a) áreas com maior risco potencial de erosão, b) áreas nas quais a erosão tem grande impacto ambiental, como nas margens de cursos d'água; c) áreas com menor disponibilidade de dados sobre a erosão; d) áreas com grande importância agrícola para o país. Ainda, o estudo deve considerar culturas e técnicas de manejo mais representativas para cada região além de culturas e técnicas com potencial de expansão.

No Brasil, existem diversos trabalhos com estudos de perda de solo, água, nutrientes e carbono. Recentemente, podem-se destacar os estudos de Bertol et al. (2004); Volk et al. (2004); Cassol et al. (2004); Silva et al. (2005); Guadagnin et al. (2005); Prochnow et al. (2005). Entretanto poucos estudos têm sido feito no sentido de encontrar os fatores C e P da USLE. Desta forma, para aumentar a disponibilidade de dados sobre esses fatores, um bom exemplo a ser seguido é o trabalho de Prochnow et al. (2005), que, além de determinar as perdas de solo e água, calculou a razão de perda de solo (RPS) e o fator C para a cultura do cafeeiro com diversos espaçamentos nas linhas e entrelinhas, em condições de chuva natural, em um Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico. Assim, além de permitir a escolha de espaçamentos que auxiliem no controle das perdas, o trabalho pretendeu obter fatores para predição da perda de solo na região de Pindorama, com a utilização da USLE.

Diante dos escassos recursos disponíveis para pesquisa, o planejamento e o trabalho em parcerias tornam-se fundamentais para execução de projetos com longo período de duração, como é o caso da maioria dos estudos com erosão, incluindo aqueles que visam à obtenção dos fatores da USLE. Apesar do longo tempo requerido para conclusão de um estudo sobre o fator C ou P, muitos dados relevantes para agricultura podem ser obtidos em poucos anos. Dentre eles pode se destacar: perda de solo, carbono e nutrientes, como é verificado em estudos de erosão. A importância de estudos com planejamento para obtenção dos fatores C e P, é que, além de fornecer informações específicas da gleba estudada, permitirá a extrapolação dos dados (Fator CP) para outras áreas, na mesma região, agilizando os trabalhos dos agricultores, extencionistas e pesquisadores.

A contribuição da predição de perdas de solo por erosão através da equação de perda de solo é fundamental para planejamento conservacionista dos solos e constitui em um conhecimento aplicado, também, às gerações futuras. Entretanto é necessário um levantamento de dados consistente para que a mesma possa ser utilizada com segurança. Considerando que o período de estudo para obtenção desses dados ultrapassa o tempo disponível para os alunos de cursos de Pós-Graduação, é necessária uma disposição de

professores, pesquisadores e técnicos para o diálogo, desenvolvendo o hábito do trabalho em conjunto, cooperativo, construindo efetivamente um todo, não apenas algo resultante da soma de partes, o que seria insuficiente para um país com as dimensões do Brasil.

2.2.2 Metodologia do céσιο-137

A determinação da perda ou ganho de sedimentos em uma área pode ser feita através da análise da redistribuição do “Fallout” do ^{137}Cs (Césio-137). A utilização dessa técnica teve início na década de 70 (Ritchie et al., 1974). As principais limitações dessa técnica estão apresentadas em Walling e Quine (1990 e 1991). No Brasil, esta técnica tem sido utilizada em vários estudos (Andrello et al., 2003; Correchel, 2003; Guimarães et al., 2003; Andrello, 2004). Esses estudos têm demonstrado o grande potencial dessa técnica para estimar a erosão do solo, apesar da baixa atividade de ^{137}Cs encontrada nos solos brasileiros.

O Césio-137 (^{137}Cs) é um radioisótopo artificial, produto da fissão nuclear do urânio-238 e plutônio-239, introduzido no meio ambiente pelos testes termonucleares de superfície realizados entre o início da década de 1950 até o final da década de 1970. O ^{137}Cs foi depositado sobre a superfície terrestre pela precipitação radioativa dos produtos da fissão gerados após a detonação de bombas atômicas (Ritchie & McHenry, 1990). Ao atingir o solo, o ^{137}Cs é fortemente adsorvido às partículas de argila do solo e a sua redistribuição lateral ocorre em consequência da erosão do solo. Desta forma, um modelo que explique a redistribuição do ^{137}Cs refletirá, também, na redistribuição do solo pela erosão (Ritchie & McHenry, 1990; Walling & Quine, 1990).

A estimativa da perda ou ganho de solo em uma área é feita com base na comparação entre inventários de ^{137}Cs . Inventário é a atividade total de ^{137}Cs de um perfil de solo, em Bq (bequerel) ou dps (desintegração por segundo) por unidade de área, m^2 .

Dois métodos são usados como base para o uso do ^{137}Cs na avaliação da erosão do solo. O primeiro método usa como base a comparação do valor do inventário de ^{137}Cs , em pontos amostrados na área em que se deseja determinar a erosão, com valores de inventário em uma área de referência, representando a quantidade total de ^{137}Cs depositada pela precipitação radioativa (*fallout*) na região estudada. Assim, valores de inventários de ^{137}Cs menores que o valor do inventário da área de referência, indica perda de solo, enquanto que valores maiores que o valor da área de referência, indica ganho de solo originado pelo processo de redistribuição causado pela erosão. O segundo método considera que a medida do inventário de ^{137}Cs , realizada em uma posição geográfica específica em um dado ano, pode ser comparada a uma outra medida, no mesmo local, em anos posteriores (Ritchie & McHenry, 1990).

O primeiro método tem a capacidade de prover informação sobre a taxa de erosão retrospectiva a 30 ou 40 anos em uma única visita ao campo (Walling & Quine, 1990). Já o segundo método, permite a realização de um monitoramento da taxa de erosão do solo, em uma determinada área, ao longo do tempo. No entanto, ainda existe uma carência de informações sobre a taxa mínima de erosão a ser detectada por esta técnica, o que dificulta o monitoramento da perda de solo em curto prazo.

A primeira calibração da técnica do ^{137}Cs foi realizada através de relações empíricas entre as taxas de erosão medidas em parcela padrão (Wischmeier et al., 1971) e as taxas de erosão estimada com a técnica do ^{137}Cs medidas nas mesmas parcelas (Ritchie e McHenry, 1975).

O uso do ^{137}Cs na avaliação da erosão do solo tem como princípio a comparação de inventários, como discutido anteriormente. Assim, as amostras utilizadas para comparação dos inventários devem ser coletadas em pontos da superfície que representem a área em

estudo e em profundidade suficiente a incluir todo o ^{137}Cs no perfil do solo. A amostragem de solo pode ser realizada utilizando dois métodos de coleta: a) amostragem de todo perfil em uma única amostra (*bulk*) e b) amostragens em incremento de profundidade. A amostragem em *bulk* é realizada quando se deseja determinar o inventário de ^{137}Cs em áreas cuja profundidade de ^{137}Cs é conhecida. A amostragem em incremento de profundidade é realizada quando se deseja determinar o perfil de distribuição de ^{137}Cs no perfil do solo ou a profundidade máxima com presença de ^{137}Cs .

Para se obter a estimativa das taxas de erosão, faz-se necessário estabelecer uma relação de calibração entre a quantidade de ^{137}Cs perdido do perfil do solo e a taxa média anual de solo perdido. Assim, vários modelos foram desenvolvidos, tanto empíricos (Ritchie et al., 1974) como teóricos (Walling e He, 1999). Conforme Andrello et al. (2003), os modelos teóricos são os mais utilizados, destacando-se dentre estes o modelo proporcional. Este e outros modelos estão detalhadamente descritos em Andrello (2004) e estão brevemente apresentados a seguir. Todos os modelos apresentados abaixo são indicados pela IAEA (1998) como sendo aqueles que melhor avaliam as taxas de erosão do solo através do céσιο-137. Assim, temos para solos cultivados os seguintes modelos:

a) Modelo proporcional

O modelo proporcional tem como base a idéia de que o ^{137}Cs depositado pelo “fallout” é completamente misturado na camada de cultivo, e que a perda de solo é diretamente proporcional à quantidade de ^{137}Cs removido do solo desde o início da deposição até o dia da amostragem do solo. Este modelo é simples para ser usado, entretanto, assume uma grande simplificação no que diz respeito ao acúmulo de ^{137}Cs no solo. Como a deposição de ^{137}Cs se deu durante vários anos, em uma situação em que parte deste tenha sido removida pela erosão da camada superficial antes de sua distribuição no perfil do solo o modelo superestimar a real taxa de erosão.

b) Modelo de balanço de massa simplificado

O modelo de balanço de massa simplificado considera a variação na concentração de ^{137}Cs no perfil do solo e a incorporação de solo sem ^{137}Cs das camadas abaixo da camada arável durante todo o período decorrido desde o início do “fallout” do ^{137}Cs (Kachanoski e Jong, 1984). Entretanto, este modelo não considera a possível remoção do ^{137}Cs recém depositado pelo “fallout” antes de sua incorporação no solo pelo cultivo, que pode ser removido pela chuva antes de ser adsorvido ao solo (Andrello, 2004).

c) Modelo de balanço de massa refinado

O modelo de balanço de massa refinado leva em consideração as limitações do modelo anterior (Kachanoski e Jong, 1984). Este modelo deve apresentar resultados com melhor representação da realidade que os modelos anteriores. Entretanto, requer o conhecimento de um parâmetro conhecido como profundidade de relaxação de massa (H), que representa a distribuição em profundidade do ^{137}Cs recém depositado na superfície do solo antes de sua incorporação pelo cultivo, ou antes, de sua difusão e migração vertical no solo. O valor H deve ser determinado experimentalmente utilizando um simulador de chuva para aplicar ^{137}Cs no solo durante um curto período de tempo e, então, medir a distribuição do radioisótopo em profundidade. Desta forma, este modelo se torna complexo.

d) Modelo de balanço de massa incorporando o movimento de solo pelo cultivo

Este modelo permite separar a redistribuição de ^{137}Cs ocorrida exclusivamente pela mecanização. Entretanto, além de complexo, este modelo pode ser usado somente para transectos individuais com uma única direção de fluxo de sedimento.

e) modelo de distribuição de perfil

Este modelo é recomendado para solos não perturbados. A distribuição em profundidade de ^{137}Cs em um solo não perturbado pode ser descrita por uma função exponencial decrescente da atividade de ^{137}Cs com a profundidade Walling & Quine, (1990). Este modelo é simples e fácil de usar, entretanto não considera o comportamento dependente do tempo da deposição de ^{137}Cs pelo “fallout”. Assim, caso ocorra movimento de ^{137}Cs no solo através da difusão e migração o modelo pode apresentar dados superestimados.

f) modelo de difusão e migração

Este modelo também é recomendado para solos não perturbados. O modelo de difusão e migração elimina a limitação anterior ao considerar o comportamento do ^{137}Cs dependente do tempo da deposição pelo “fallout” e considera, também, a subsequente redistribuição no perfil do solo. De acordo com Andrello (2004) a limitação deste modelo é a necessidade de informação sobre o comportamento do ^{137}Cs no solo em estudo.

Conforme mencionado acima, observa-se que existem modelos específicos para determinar a taxa de erosão em solos perturbados e não perturbados. E, também, que todos seis modelos apresentados e recomendados pela IAEA (1998) apresentam limitações. Entretanto, Andrello (2004) recomenda utilizar o modelo proporcional por ser simples de aplicar e apresentar estimativas com desvios similares aos modelos mais refinados.

As grandes vantagens da técnica do ^{137}Cs em relação a outras técnicas de estimativa de erosão são: a) é possível com uma única visita ao campo obter informação sobre a taxa de erosão em uma determinada área; b) é possível estudar a redistribuição de solo em uma determinada área, pois é possível identificar os pontos de ganho e perda de solo e c) exige pouca mão-de-obra já que o trabalho de campo se limita a coleta de amostras de solo e caracterização da área em estudo.

**3. CAPÍTULO I - ESTIMATIVA DA EROSÃO DO SOLO EM
SISTEMA DE AGRICULTURA FAMILIAR: USO DA TÉCNICA DO
CÉSIO-137**

3.1 Resumo

A erosão acelerada dos solos é um problema global e, apesar da dificuldade de se calcular com precisão essas perdas, sabe-se que têm causado sérias conseqüências econômicas e ambientais. O objetivo desse trabalho foi avaliar a taxa de erosão do solo através da técnica do ^{137}Cs em uma propriedade localizada em Bom Jardim, RJ. Os principais cultivos eram café (*Coffea arabica*), banana (*Musa ssp.*), taro (*Colocasia esculenta*), milho (*Zea mays*) e batata (*Solanum tuberosum*). As principais rotações adotadas na propriedade foram taro/taro/milho/pousio e taro/taro/feijão/pousio. Quanto aos resultados obtidos pela técnica do ^{137}Cs , a taxa de perda de solo, considerando-se todas as áreas estudadas, ficou entre o equivalente a $-43,6$ e $+ 77,6 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. As maiores taxas de perda de solo foram observadas na área de banana, enquanto que a área de baixada foi a única área que não apresentou ponto com perda de solo. A área de banana apresentou perda de $16,4 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, enquanto que a área de pousio de 45 anos apresentou uma taxa de perda praticamente nula, $0,3 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Nas áreas com potencial natural de erosão (PNE) similar a taxa de erosão ficou entre 20 e $29 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Não houve diferença significativa para taxa de erosão entre as áreas cultivadas.

3.2 Abstract

The accelerated soil erosion is a global problem and, despite of the difficulty of calculating such losses accurately, it is known that soil erosion has been causing serious economical and environmental consequences. This study was carried out to evaluate the rate of soil erosion through the use of the ^{137}Cs technique in a farm located in Bom Jardim, RJ. The main crops in this farm were: coffee (*Arabic coffea*), banana (*Musa ssp.*), taro (*Colocasia esculenta*), corn (*Zea mays*) and potato (*Solanum tuberosum*). The main crop rotations adopted in the farm were: taro/taro/maize/fallow and taro/taro/beans/fallow. Regarding the results obtained by the technique of ^{137}Cs , the soil loss rates, considering all plots studied, were equivalent to -43.6 and $+ 77.6 \text{ Mg ha}^{-1}\text{year}^{-1}$. The largest rates of soil loss were observed in the banana crop area. The area under banana presented a soil loss of $16.4 \text{ Mg ha}^{-1}\text{year}^{-1}$ while the area under fallow for 45 years presented a soil loss rate practically nil; about $0,3 \text{ Mg ha}^{-1}\text{year}^{-1}$. In the areas with similar natural soil erosion potential, the erosion rates were between 20 and $29 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. There was not a significant difference of soil erosion rates among the cultivated areas.

3.3 Introdução

A erosão é um dos principais fatores responsáveis pela degradação dos solos. Em regiões tropicais a erosão hídrica tem grande importância para a degradação dos solos, ocasionando a perda de sua camada mais fértil (Bertoni & Lombardi Neto, 1999), o que, conseqüentemente, provoca redução da produtividade das culturas. A erosão acelerada dos solos é um problema global e, apesar da dificuldade de se calcular com precisão as perdas de solo, sabe-se que a magnitude destas perdas tem causado sérias conseqüências econômicas e ambientais (Lal, 1988).

De acordo com Wischemeier & Smith (1978), a erosão do solo é influenciada pelos fatores chuva, solo, topografia, cultura (uso do solo), manejo, práticas conservacionistas e os efeitos da interação entre produtividade, seqüência de culturas e manejo dos restos culturais. Os efeitos das variáveis uso e manejo não podem ser avaliados independentemente, devido às diversas interações que ocorrem entre elas. Dentre os fatores mencionados, a cobertura e o manejo do solo se constituem no mais importante, já que sua eficácia de redução das perdas de solo por erosão hídrica pode ser quase completa.

As perdas de nutrientes por erosão hídrica podem se constituir em importante causa de empobrecimento do solo e, ainda, de contaminação do ambiente, especialmente das águas superficiais (Daniel et al., 1994; Pimentel et al., 1995). A perda de nutrientes pela erosão hídrica pode significar expressiva perda monetária, na forma de adubos e calcário que foram adicionados ao solo (Freitas & Castro, 1983; Pimentel et al., 1995; Alfsen et al., 1996), com conseqüente aumento no custo de produção das culturas. Essas perdas são diminuídas, na presença de sistemas de manejo conservacionistas do solo (Langdale et al., 1985) já que estas diminuem a erosão hídrica. Entretanto, pequenos agricultores, principalmente aqueles que cultivam áreas incompatíveis com o uso de máquinas agrícolas, necessitam da adoção de práticas conservacionistas adaptadas à sua realidade.

As áreas de produção familiar, em sua maioria, são vulneráveis aos problemas relacionados à conservação do solo, principalmente aquelas similares às localizadas na região serrana do estado do Rio de Janeiro, com declives superiores a 40%. No entanto, em uma propriedade, cultivada a mais de 70 anos localizada no Sítio Cachoeira, Município de Bom Jardim, RJ, existe uma aparente estabilidade no sistema de produção, com poucos sinais de degradação por erosão. Nessa propriedade, uma prática alternativa usada pelo agricultor foi a utilização de um sistema agrícola baseado em pousio florestal, aliado a outras práticas de fácil aplicação, tais como: construção de canais com enxada, direcionando a enxurrada; ceifa do mato e utilização de glebas com pequeno comprimento de rampa. Sistemas baseados em pousio florestal, por manter parcelas da propriedade cobertas por vegetação durante um determinado período e, portanto, mantendo o solo com maior agregação e permitindo maior infiltração da água, têm maior probabilidade de evitar os processos erosivos intensos e diminuir a quantidade de partículas que chegam até os rios e lagos. Aparentemente, as práticas adotadas pelo agricultor, mesmo sem acompanhamento técnico e em área com altos graus de declive, mantêm baixas as taxas de erosão. Entretanto, para servir de modelo conservacionista há necessidade de quantificar as taxas de perda de solo para os principais cultivos.

A determinação do risco de erosão e a previsão da perda de solo são subsídios importantes para o planejamento agrícola e ambiental de uma região (Lima et al., 1992). A Equação Universal de Perda de Solo (USLE) tem sido utilizada para estimar as perdas de solo em diversas regiões do Brasil. Entretanto, no estado do Rio de Janeiro, a escassez de dados, principalmente, sobre os fatores uso e manejo do solo (Fator C) e práticas conservacionistas (Fator P), que são parâmetros da USLE, torna os resultados estimados pouco confiáveis.

Assim, a técnica do Césio-137 (^{137}Cs) pode ser uma alternativa para avaliar a taxa de erosão nessas condições (Andrelo et al. 2003).

O ^{137}Cs é um radioisótopo artificial, produto da fissão nuclear do urânio-238 e plutônio-239, introduzido no meio ambiente pelos testes termonucleares de superfície realizados entre o início da década de 1950 até o final da década de 1970 (Andrelo et al. 2003). Ao atingir o solo, o ^{137}Cs é fortemente adsorvido às partículas finas, argila e matéria orgânica do solo (Tamura, 1964), e a sua redistribuição lateral ocorre em consequência da erosão do solo. Quando o solo, “marcado” com ^{137}Cs , é erodido, este é transportado junto, de modo que se caracteriza uma relação biunívoca entre a perda (ou ganho) de solo e a concentração de ^{137}Cs presente nesse solo (Ritchie & McHenry, 1990).

A técnica do ^{137}Cs tem como princípio a comparação entre os inventários de ^{137}Cs de uma área referência e da área que se deseja estudar a erosão. Segundo a metodologia, a deposição de solo é caracterizada quando a atividade de ^{137}Cs de uma amostra é maior do que a atividade de ^{137}Cs da amostra de referência e, quando essa atividade é menor, caracteriza-se a perda de solo. A amostra de referência do ^{137}Cs é coletada em uma área não perturbada, sem sinais de perda e, ou, deposição de solo, o mais próximo possível da área de estudo.

A propriedade agrícola estudada neste trabalho, apesar de não utilizar máquinas agrícolas no revolvimento do solo, tem o solo perturbado, principalmente, pela colheita do taro (*Colocasia esculenta*) e da batata (*Solanum tuberosum*). Desta forma, o objetivo desse trabalho foi avaliar a taxa de erosão do solo através da técnica do ^{137}Cs em uma propriedade localizada na região Serrana do Estado do Rio de Janeiro, com uso do modelo proporcional conforme descrito em Andrelo et al. (2003).

3.4 Material e Métodos

A área de estudo foi uma propriedade rural, localizada no 4^o Distrito de Barra Alegre, município de Bom Jardim, região serrana fluminense. A localização geográfica da área é 22° 09'62'' S e 42° 17'14'' W, com altitudes em torno de 900 m. O relevo é bastante movimentado, do tipo montanhoso, predominando declividades entre 45 e 60%. O clima é do tipo Mesotérmico, com baixa amplitude térmica ao longo do ano. A precipitação média anual é de 1400 mm concentrados no período chuvoso, dados da estação Meteorológica de Nova Friburgo. Os principais tipos de solos na propriedade são: Cambissolo Háplico, Argissolo Amarelo e Acinzentado e Latossolo Vermelho (Reis, 2002).

Nesta propriedade, há mais de 50 anos vem sendo praticado um sistema de agricultura com uso de pousio florestal, onde as terras são divididas em glebas com diferentes tipos de cultivos e diferentes estágios de pousios. O sistema de pousio florestal adotado consiste na exploração de uma determinada gleba por três anos consecutivos, seguidos de um pousio, geralmente, de 3-7 anos. A dimensão de cada gleba é de aproximadamente 25 m x 70 m. Todas as atividades agrícolas são realizadas de forma manual e não são adotadas práticas de revolvimento do solo, como aração e gradagem.

Os principais cultivos na propriedade em Bom Jardim, RJ eram café (*Coffea arabica*), banana (*Musa ssp.*), taro (*Colocasia esculenta*), milho (*Zea mays*) e batata (*Solanum tuberosum*) e feijão (*Phaseolus vulgaris*). As principais rotações adotadas na área cultivada com culturas anuais eram taro/taro/milho/pousio e taro/taro/feijão/pousio.

Para estimar a redistribuição de ^{137}Cs na propriedade, foi escolhida uma das vertentes mais exploradas com cultivos (Figura 2). Foram coletadas amostras em seis áreas, abrangendo as principais formas de uso da propriedade: café com 18 anos (A), banana com 18 anos (B), culturas anuais (C e E), onde o cultivo é realizado por três ciclos consecutivos, seguido de pousio de 3-7 anos, pousio de 45 anos (D) e área de baixada (F), cultivada principalmente com culturas anuais.

O manejo das culturas adotado na propriedade é realizado de forma manual com uso de enxada não sendo, portanto, adotadas práticas de aração e gradagem. As áreas de café e banana após a instalação não sofreram renovação. Entretanto o café sofreu poda drástica em 2006.

A área estudada está delimitada na parte superior e inferior por caminhos utilizados pelo agricultor (Figura 2). Desta forma, o solo erodido da parte externa às glebas estudadas ao chegar ao caminho, segue trajetória por sulcos naturais até a área de baixada.

A área de referência da atividade do ^{137}Cs foi uma floresta com mais de 75 anos, localizada em uma área plana e sem sinais aparente de erosão (G). As áreas A, B, C, D e F possuem declividade média de 14-20 % no terço inferior e 20-30 % nos terços médio e superior. Na área F, os pontos foram coletados em área com declividade de 3%.

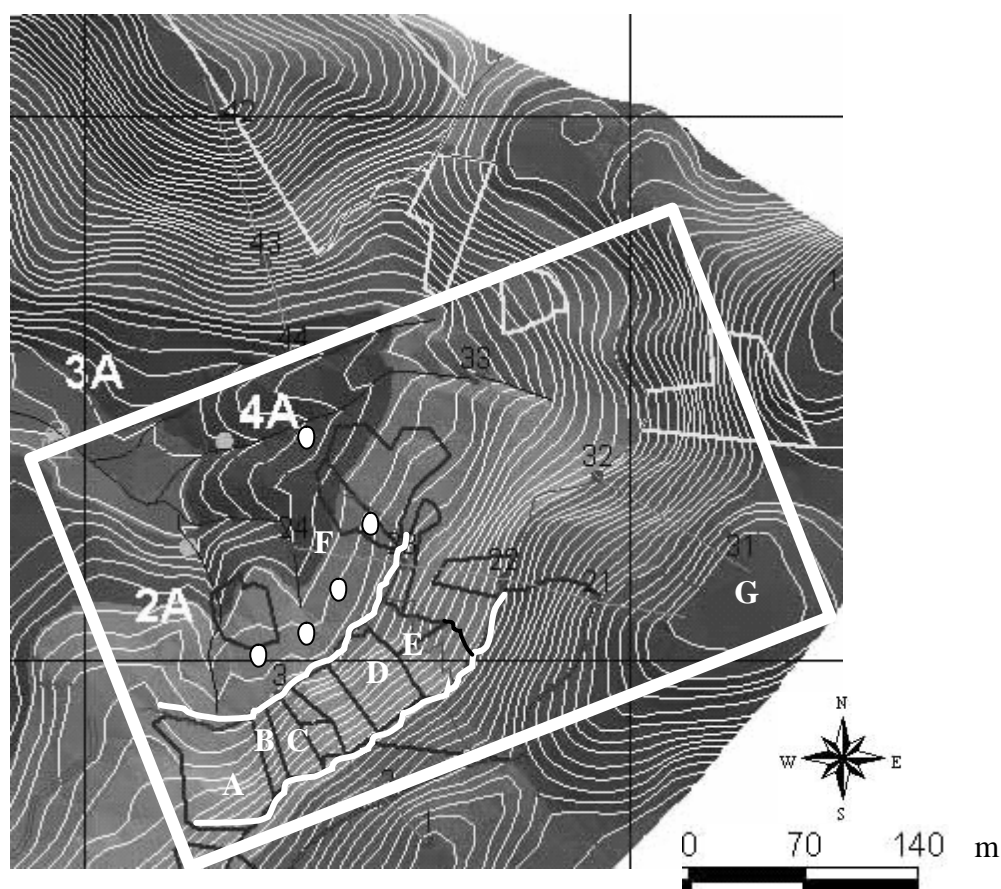


Figura 2. Mapa da área estudada com curvas de nível. A, café, B, Banana, C e E, culturas anuais, D, pousio de 45 anos, F, área de baixada. Os pontos brancos indicam o local de coleta na área F, e G, área de referência (pousio com mais de 75 anos). As duas linhas brancas na área destacada indicam caminhos que dividem a vertente do morro. Os pontos 2A, 3A e 4A, indicam córregos perenes.

A amostragem na área de referência (G), foi realizada em 7 pontos distribuídos ao acaso. No primeiro ponto, efetuou-se amostragem em diversas camadas de solo com o objetivo de determinar a distribuição da atividade de ^{137}Cs no perfil do solo. Isso é necessário para a correta escolha da profundidade a ser amostrada nos demais pontos. As camadas amostradas no ponto 1 foram: 0-5; 5-10; 10-15; 15-20; 20-25; 25-30; 30-40 e 40 a 50 cm, e nos seis pontos restantes (amostrados após o conhecimento da profundidade na qual havia atividade de ^{137}Cs), a amostragem foi realizada até a profundidade de 0-35 cm, em duas

etapas: 0-20 e 20-35 cm. Nas demais áreas, a amostragem foi realizada em transectos simples ou múltiplos.

Os transectos foram orientados ao longo de linhas preferenciais da erosão, ou seja, no sentido paralelo ao declive, com exceção da área de baixada (F), onde a amostragem foi realizada no sentido perpendicular ao declive. A localização dos pontos de amostragem, nesta área está indicada na Figura 2. Em cada transecto, a amostragem foi realizada em posições diferentes, abrangendo o terço superior, médio e inferior da vertente. Na área A, a amostragem foi realizada em grade com três transectos (a1, a2 e a3) com cinco pontos cada um; na área B, a amostragem, também, foi realizada em grade com três transectos (b1, b2 e b3) com cinco pontos cada. Nas áreas C e D, a amostragem foi realizada em uma transeção (c1, d1,) com no mínimo 4 pontos cada. Na área E, a amostragem foi realizada em duas transeções (e1 e e2) com 4 pontos cada. Na área F, a amostragem foi coletada no sentido perpendicular ao declive e logo abaixo as demais glebas (Figura 2).

Nas áreas A e B, os pontos de amostragem foram demarcados com trena. Como mencionado anteriormente, a amostragem foi realizada em grade, composta de três transectos. Na área A, os pontos foram coletados a 20 m um do outro tanto no sentido paralelo como no perpendicular ao declive. Na área B, no sentido perpendicular ao declive um ponto foi coletado a 10 m do outro e no sentido paralelo ao declive essa distância foi de 20 m. Esse tipo de amostragem permitirá, também, estudar a variabilidade espacial da redistribuição de solo dentro de cada área (Vieira & De Maria, 1996).

As amostras de solo foram enviadas para a Universidade Estadual de Londrina-UEL, onde a atividade de ^{137}Cs foi avaliada por espectrometria gama padrão (detector de germânio hiperpuro (HPGe), blindagem para análise ambiental e eletrônica padrão).

A perda ou ganho de solo foi determinado por meio do modelo proporcional, descrito em Andrello et al. (2003), conforme equação abaixo,

$$Y = \frac{C_{s_{amostra}} - C_{s_{referencia}} * \frac{d * h * s}{T}}{C_{s_{referencia}}}$$

onde, Y representa as perdas (sinal negativo) ou ganhos (sinal positivo) de solo na amostra considerada ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$); $C_{s_{amostra}}$ é a atividade específica de ^{137}Cs determinada na amostra (Bq kg^{-1}); $C_{s_{referencia}}$ é a atividade específica de ^{137}Cs , utilizada como valor de referência, depositada pela precipitação radioativa na região de amostragem (Bq kg^{-1}); d é a densidade média do solo (kg m^{-3}); h é a profundidade da camada arável da área amostrada (m); s é a área de um hectare, e T é o tempo decorrido desde 1964 (ano em que ocorreu a última precipitação radioativa de maior intensidade) até o ano de coleta das amostras (2006).

Para comparar os diferentes tipos de cobertura na propriedade, em cada área cultivada foram escolhidos pontos de amostragem com um potencial natural de erosão (PNE) similar, segundo os fatores de erosão apresentados por Wischmeier e Smith (1978). Como todas as glebas estudadas iniciam, praticamente, na mesma cota (Figura 2), optou-se por selecionar pontos no terço superior de cada gleba, que apresentam o mesmo tipo de solo (erodibilidade do solo, fator K), e o mesmo declive e comprimento de rampa (fator LS). Quanto ao fator R (erosividade da chuva) considerou-se o mesmo para todas as glebas.

O terço superior (área com mesmo PNE) apresenta declive de 30%. Como a intensidade de erosão é fortemente influenciada pelo gradiente de declive e comprimento de rampa, optou-se por fazer uma correção da taxa de erosão obtida nesta área para permitir comparação com dados da literatura. Esta correção foi realizada com base na USLE (*Universal Soil Loss Equation*). Para isso, calculou-se o fator LS da USLE, conforme equação proposta por Bertoni & Lombardi Neto (1999). De acordo com esses autores LS é a relação esperada de perdas de solo por unidade de área em um declive qualquer em relação as perdas

de solo correspondentes a uma parcela unitária de 25 metros de comprimento com 9% de declive, os autores propuseram a seguinte equação:

$$LS = 0,00984 * C^{0,63} * D^{1,18}$$

onde: LS é o fator topográfico da área estudada; C, o comprimento de rampa (m) e D, o percentual de declividade (%).

Como a taxa de erosão estimada pela USLE é diretamente proporcional aos fatores R.K.LS.C.P e o fator LS na parcela de 25 m de comprimento e de 9% declive é igual a um, conforme equação mencionada acima, dividindo-se a taxa de erosão, estimada pela técnica do ^{137}Cs , pelo fator LS da área estudada obtém-se taxa de erosão esperada para uma parcela de 25 m de comprimento com 9% de declive. Desta forma a correção foi realizada conforme equação abaixo:

$$A_{25m-9\%} = \frac{A^{137}\text{Cs}}{LS}$$

onde, $A_{25m-9\%}$ é taxa de erosão ($\text{Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) esperada para uma parcela de 25 m de comprimento com 9% declive; $A^{137}\text{Cs}$, é taxa de erosão ($\text{Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) obtida pela técnica do ^{137}Cs na área estudada; LS é o fator topográfico da área, obtido, conforme proposto por Bertoni & Lombardi Neto (1999).

No terço superior o comprimento de rampa foi tomado como 25 m, já que o primeiro ponto de cada transecto foi coletado a 5 m da borda e o segundo ponto coletado a 20 m do primeiro no sentido do declive.

As taxas médias de erosão, obtidas nas áreas com mesmo PNE, foram comparadas pela análise de variância e o teste de Tukey a 5% de probabilidade.

3.5 Resultados e Discussão

Na área de referência a distribuição da atividade de ^{137}Cs com a profundidade se aproxima de uma exponencial decrescente, como era esperado para uma área não perturbada (Figura 3). A atividade de ^{137}Cs estava concentrada na camada de 0-30 cm. Assim, a amostragem de 0-35 cm, nos demais pontos, foi suficiente para dosar a atividade de ^{137}Cs dessa área.

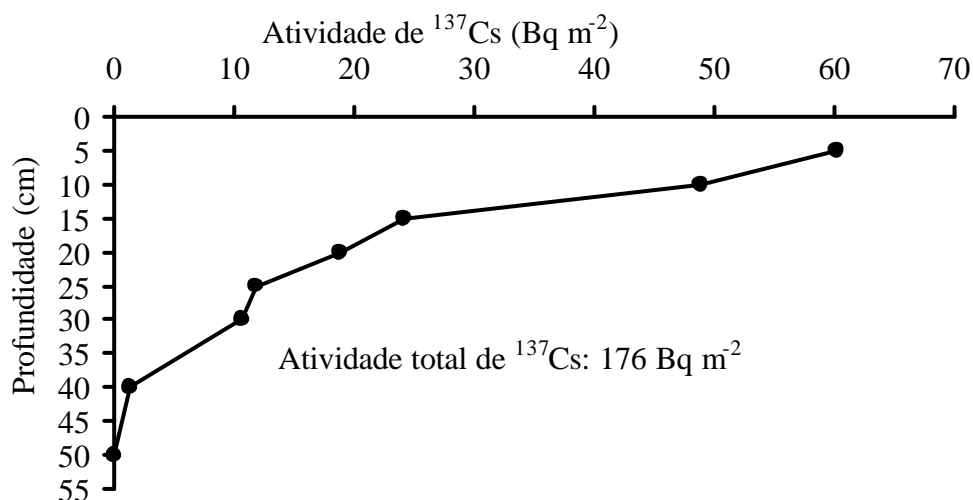


Figura 3. Atividade de ^{137}Cs no perfil de solo na área de referência em Bom Jardim, RJ.

Os demais pontos da área de referência que não tiveram amostragem em incremento de profundidade apresentaram, também, a maior parte da atividade de ^{137}Cs na camada de 0 a 20 cm. O que indica que a distribuição de ^{137}Cs no perfil do solo tende a ser uniforme dentro da área de referência, permitindo que a área escolhida possa ser utilizada como referência no estudo. O inventário médio de ^{137}Cs dos sete pontos amostrados na área de referência, para a profundidade de 0-35 cm, foi de 211 Bq m⁻² (Tabela 3). Na área de referência, 85 % da atividade de ^{137}Cs estava presente na camada de 0-20 cm.

O resultado do inventário de ^{137}Cs da área de referência é similar ao obtido por Andrello (2004) em uma área sob mata localizada em Londrina, PR, que foi de 223 Bq m⁻². Correchel (2003), no estado de São Paulo, observou atividades médias de ^{137}Cs de 253 Bq m⁻², 250 Bq m⁻² e 242 Bq m⁻² para áreas de referências em Capinas, Nova Odessa e Anhembi, respectivamente. Isso indica que o “fallout” de ^{137}Cs no Brasil foi similar em grande parte do país. A confirmação disso, poderia reduzir custos com análises de ^{137}Cs para aplicação da técnica em área vizinhas.

Tabela 3. Inventário de ^{137}Cs do local da área de referência em Bom Jardim (RJ), na profundidade de 0-35 cm.

Pontos de amostragem	Atividade de ^{137}C (Bq m ⁻²)		Total
	Profundidade (cm)		
	0-20	20-35	
Ponto 1	152	24	176
Ponto 2	213	32	245
Ponto 3	212	19	231
Ponto 4	185	39	224
Ponto 5	222	60	282
Ponto 6	109	29	138
Ponto 7	176	25	201
Média¹			211 ± 17

¹Inventário médio da atividade de ^{137}Cs na área de referência (média dos 7 pontos ± erro padrão da média).

Para as áreas estudadas, os valores de atividade de ^{137}C abaixo e acima de 211 Bq m⁻² sinalizam perda e ganho de solo, respectivamente, devido à erosão. Conforme dados apresentados na Tabela 4, com exceção da área F, que é um local de deposição, os inventários de ^{137}Cs foram, na maioria dos pontos, menores que o valor observado na área de referência.

A distribuição dos pontos de perda ou ganho de ^{137}Cs está apresentada na Figura 4. Percebe-se que a área de baixada (F), como esperado, foi um local de deposição e que a maioria dos pontos de perda está concentrada no terço superior da vertente. De acordo com a distribuição dos sinais negativos (perda) ou positivos (ganho), observa-se que os pontos de perda ou ganho de ^{137}Cs estão associados com a declividade do local de amostragem, tendo pouca ou nenhuma relação com a cobertura vegetal. Desta forma, a média da taxa de erosão em uma determinada área, independentemente da cobertura vegetal, pode assumir valor negativo, positivo ou nulo dependendo exclusivamente dos diferentes níveis de declividade da área.

Em uma área com declividade uniforme e acentuada é esperado que a cobertura vegetal tenha influência apenas na intensidade da perda de ^{137}Cs , sendo pouco provável encontrar, nesta área, um ponto de ganho de ^{137}Cs . Assim, quando se desejar obter informação sobre a influência do uso e manejo do solo no processo erosivo, é aconselhável estudar áreas com declividade uniforme, não sendo, portanto, necessário encontrar pontos de

sedimentação (ganho de solo). Desta forma, em uma área em que se conhece a taxa de erosão obtida pela técnica do ^{137}Cs , e os fatores R, K, LS e P da USLE é possível estimar o fator uso e manejo do solo (fator C da USLE). Isso permitirá, não apenas conhecer o total de solo perdido, mas conhecer a influência do uso e do manejo sobre a erosão do solo. Entretanto, para estudo de balanço de nutrientes a taxa média de perda de solo deve incluir toda a vertente, desta forma o solo sedimentado não será computado como perdido.

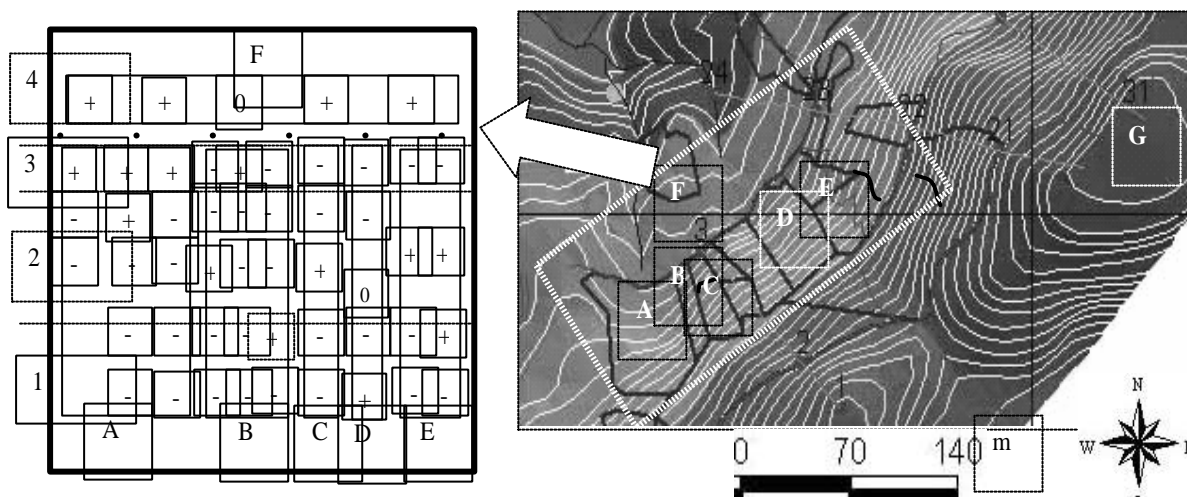


Figura 4. Distribuição dos pontos de perda e ganho de solo em área cultivada com café (A), banana (B), culturas anuais (C e E), pousio de 45 anos (D) e área de baixada (F) em uma propriedade localizada no município de Bom Jardim, RJ. Os sinais negativos e positivos indicam perda e ganho de solo, respectivamente. 1, terço superior, 2, terço médio, 3, terço inferior e 4 área de baixada.

Tabela 4. Atividade de ^{137}Cs (Bq m^{-2}) em área cultivada com café (A), banana (B), culturas anuais (C e E), pousio de 45 anos (D) e área de baixada (F) em uma propriedade localizada no município de Bom Jardim, RJ.

	A		B			C	D	E		F ¹	
	----- Transectos -----										
Terço	a1	a2	a3	b1	b2	b3	c1	d1	e1	e2	f1
superior	177	39	-	25	18	168	125	378	143	46	393
	105	149	62	92	114	253	122	176	165	551	403
médio	157	73	135	306	44	67	249	211	242	414	211
	101	334	91	109	137	191	50	-	-	-	342
inferior	232	405	358	188	234	127	164	73	186	187	555

¹ Na área de baixada (F), não se considera os terços, já que a amostragem foi realizada no sentido perpendicular ao declive (Figura 2)

Os dados de percentagem de perda ou ganho de ^{137}Cs , em relação a área de referência, de todas as áreas estudadas estão apresentados na Tabela 5. Todas as áreas cultivadas apresentaram no terço superior da rampa perda de ^{137}Cs . Apenas a área D (pousio de 45 anos) apresentou ponto de ganho de ^{137}Cs no terço superior. Essa perda ficou entre 16 e 91 % em relação ao inventário de referência. De acordo com os dados apresentados, observa-se que a distribuição de ^{137}Cs em uma mesma área é bastante irregular. Isso era esperado, pois mesmo a erosão laminar não remove uma camada uniforme do solo.

Os dados apresentados na Tabela 5 mostram, ainda, que no terço inferior das glebas, apenas 45% dos pontos amostrados apresentaram ganho de ^{137}Cs e o restante, 55%, apresentaram perda em relação a área de referência. Isso ocorreu porque, conforme apresentado na Figura 2, as glebas estudadas (A, B, C, D e E) foram delimitadas por dois caminhos que dividem a vertente. Dessa forma, observa-se que nem todas as glebas possuem terço superior em área uniforme e com baixa declividade o que justifica ganho de solo no ponto de amostragem.

Tabela 5. Percentagem de perda ou ganho de ^{137}Cs em relação ao inventário de referência em área cultivada com café (A), banana (B), culturas anuais (C e E), pousio de 45 anos (D) e área de baixada (F) em uma propriedade localizada no município de Bom Jardim, RJ.

	A			B			C	D	E		F ¹
	-----Transectos-----										
Terço	a1	a2	a3	b1	b2	b3	c1	d1	e1	e2	f1
superior	-16	-82	-	-88	-91	-20	-41	+79	-32	-78	+86
	-50	-29	-71	-56	-46	+20	-42	-17	-22	+161	+91
médio	-26	-65	-36	+45	-79	-68	+18	0	+15	+96	0
	-52	+58	-57	-48	-35	-9	-76	-	-	-	+62
inferior	+10	+92	+70	-11	+11	-40	-22	-65	-12	-11	+163

¹ Na área de baixada (F), não se considera os terços, já que a amostragem foi realizada no sentido perpendicular ao declive (Figura 2). Os sinais negativos e positivos indicam perda e ganho de césio, respectivamente. Os traços indicam que os dados não foram obtidos.

Os dados de perda e ganho de solo estão apresentados na Tabela 6. Como a redistribuição de ^{137}Cs está associada com a redistribuição de solo na área, os pontos de perda ou ganho de solo são os mesmos apresentados na Figura 4. Considerando todas as áreas estudadas, as taxas de erosão na propriedade ficaram entre o equivalente a $-43,6$ e $+77,6 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. As maiores taxas de perda de solo foram observadas na área B (Banana), enquanto que a área F (Baixada) foi a única área que não apresentou ponto com perda de solo. A alta taxa de erosão observada para a cultura da banana pode estar associada com o alto grau de declive na área amostrada ou pelo escoamento superficial favorecido pela banana. Freitas (2003) observou que, apesar da banana apresentar boa capacidade de retenção à água das chuvas, pode favorecer o escoamento superficial quando comparada ao cultivo com regeneração e a floresta.

A área de banana foi a que apresentou a maior perda de solo, considerando a média geral de todas as transeções, $16,4 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Enquanto que a área de pousio apresentou uma taxa de perda praticamente nula, $0,3 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. A área E (culturas anuais) apresentou um ganho de solo de $7 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Esse resultado era esperado, pois analisando a Figura 4, observa-se que a área E está localizada em uma depressão, desta forma o caminho que limita esta gleba na parte superior, não foi suficiente para conter ou desviar a enxurrada oriunda da parte da vertente externa à gleba.

No presente estudo, a perda de solo estimada para gleba de banana foi superior a perda de solo observada por Mendes (2006) nesta mesma gleba. Este autor observou uma taxa de erosão de $10,96$ e $10,13 \text{ Mg ha}^{-1}$ nos anos 2002 e 2003, respectivamente. Para obtenção desses dados, o autor utilizou uma parcela de $22 \text{ m} \times 4 \text{ m}$, instalada no terço inferior da gleba de banana (B). A diferença das taxas de erosão é explicada porque a maior perda de solo por unidade de área, estimada pela técnica do ^{137}Cs , foi observada no terço superior da gleba, o que resulta em valores mais elevados para média geral, quando se considera todos os terços.

Para culturas anuais, Mendes (2006) observou na mesma propriedade, porém em áreas diferentes, valores de taxa de erosão variando entre $3,3$ a $38,0 \text{ Mg ha}^{-1}$. O autor observou que

as culturas de milho e taro foram as que apresentaram as maiores taxas de perda de solo, 32 e 34 Mg ha⁻¹, respectivamente. Entretanto, apesar das elevadas taxas de perda de solo nas áreas com milho e taro, estas áreas são cultivadas por apenas três anos agrícolas e permanecem em pousio por 3 a 7 anos. Desta forma, deduz-se que o agricultor mantém a taxa de erosão do solo muito abaixo dos valores encontrados por Mendes (2006).

É importante lembrar que, analisando apenas a média geral da taxa de erosão obtida em cada gleba, não é possível comparar os diferentes tipos de cobertura vegetal quanto a sua capacidade de favorecer ou controlar a erosão do solo. Para isso, é necessário que os diferentes tipos de cobertura estejam sobre áreas com o mesmo potencial natural de erosão (PNE), ou seja, em áreas onde todos os fatores de erosão sejam semelhantes.

Tabela 6. Perda ou ganho de solo (Mg ha⁻¹ano⁻¹) estimadas através da técnica do ¹³⁷Cs em áreas cultivadas com café (A), banana (B), culturas anuais (C e E), pousio de 45 anos (D) e área de baixada (F) em uma propriedade localizada no município de Bom Jardim, RJ.

	A			B			C	D	E		F ¹
-----Transectões-----											
	a1	a2	a3	b1	b2	b3	c1	d1	e1	e2	f1
1	-7,7	-38,8	-	-42,0	-43,6	-9,7	-19,4	+37,9	-15,3	-37,2	+41,1
	-23,9	-14,0	-33,6	-26,7	-21,9	+9,5	-20,1	-7,9	-10,4	+76,7	+43,3
2	-12,9	-31,1	-17,2	+21,4	-37,7	-32,5	+8,6	0	+7,0	+45,8	0
	-24,8	+27,8	-27,1	-23,0	-16,7	-4,5	-36,3	-	-	-	+29,6
3	+4,7	+43,8	+33,2	-5,2	+5,2	-19,0	-10,6	-31,1	-5,6	-5,4	+77,6
M1	-12,8	-2,5	-11,2	-15,1	-22,9	-11,2	-15,6	-0,3	-6,1	+20,0	+38,3
M2	-8,8			-16,4			-15,6	-0,3	+6,9		+38,3

1 terço superior, 2 terço médio, 3, terço inferior; ¹, Na área de baixada (F), não se considera os terços, já que a amostragem foi realizada no sentido perpendicular ao declive (Figura 2). Os sinais negativos e positivos indicam perda e ganho de solo, respectivamente; M1, média dos transectos, M2, média da parcela.

Ao analisar os resultados da taxa de erosão e a declividade do terreno, percebe-se uma forte tendência de perda e acúmulo de solo ocorrerem em pontos de alta e baixa declividade, respectivamente. Já é reconhecido que a técnica do ¹³⁷Cs é sensível à redistribuição de sedimentos, tanto pelo processo erosivo como pelo próprio manejo do solo (Walling & Quine, 1995). Desta forma, a escolha de cada ponto de amostragem tem grande influência no resultado final. Por exemplo, em uma área com cultura na qual se pratica a amontoa, pontos coletados um ao lado do outro, podem apresentar perda e ganho de ¹³⁷Cs devido ao manejo e não à erosão hídrica. Em Bom Jardim, todos os terços (superior, médio e inferior) apresentaram pontos de acúmulo de sedimentos. Entretanto, esses pontos parecem estar diretamente relacionados com a declividade local.

A declividade das áreas estudadas em Bom Jardim não era uniforme, com variação tanto no sentido paralelo com no sentido perpendicular ao declive da rampa. Isso é um fato comum em outras áreas e, geralmente, os mapas de declividade, mesmo com grandes escalas, não permitem tirar conclusões para a área específica do ponto de amostragem (1 m²). Desta forma, parece haver necessidade, mesmo em áreas que possuem modelo digital do terreno com uma grande escala, de se determinar a declividade da área em cada ponto amostrado ou, pelo menos, a declividade média de cada terço da vertente. Isso facilitaria a interpretação dos resultados, além de auxiliar na comparação da taxa de erosão obtida na área estudada com dados da literatura.

Na Tabela 7, estão apresentadas as taxas de erosão na área com PNE similar (terço superior de cada gleba cultivada). Foram considerados somente os pontos de amostragem que apresentaram perda de solo, já que pontos em que ocorreu ganho de solo implica

necessariamente em local de sedimentação, provavelmente associado ao relevo e não com o tipo de cobertura do vegetal.

Nas áreas com PNE similar, a taxa de erosão ficou entre 20 e 29 Mg ha⁻¹ano⁻¹. Não houve diferença significativa para taxa de erosão entre as áreas cultivadas. Entretanto, a dificuldade em se estabelecer uma área padrão, com o mesmo PNE, pode ter contribuído para o elevado coeficiente de variação (51,75%). Um outro fator que pode ter contribuído para elevar o coeficiente de variação foram as distâncias entre os pontos amostrados, pois existe grande variabilidade espacial da redistribuição de solo dentro de cada área. Na área de café (A), a distância entre os pontos, de 20 x 20 m, pode ter contribuído para alta variabilidade observada no terço superior. Essa tendência pode ser observada na área de banana (Tabela 7), onde os pontos foram coletados no espaçamento de 10 x 20 m. Nesta área, analisando se b1 e b2 observa-se que a taxa de erosão é similar. Porém, quando observados os pontos na mesma transeção (20 m de distância), ou seja, no sentido paralelo ao declive, observa-se uma redução de aproximadamente 50% no valor da taxa de erosão.

Tabela 7. Taxa de erosão (Mg ha⁻¹ano⁻¹) obtida com uso da técnica do ¹³⁷Cs em pontos com potencial natural de erosão (PNE) similar, localizados no terço superior das glebas cultivadas com café (A), banana (B) e culturas anuais (C e E), em uma propriedade localizada no município de Bom Jardim, RJ.

	Café (A)			Banana (B)			Culturas anuais (C e E)		
	a1	a2	a3	b1	b2	b3	c1	e1	e2
Área com PNE ¹ similar média ^{ns}	7,7	38,8	-	42,0	43,6	9,7	19,4	15,3	37,2
A _{25m-9%}	23,9	14,0	33,6	26,7	21,9	ex	20,1	10,4	ex
	23,3 ± 5,8 (5)			28,8 ± 6,4 (5)			20,5±4,5 (5)		
	5,6			7,0			5,0		

¹, PNE, potencial natural de erosão; média da taxa de erosão ± erro padrão da média; ex, dado excluído por representar ponto de sedimentação; ^{ns}, não significativo pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; A_{25m-9%} é taxa de erosão (Mg ha⁻¹ano⁻¹) esperada para uma parcela de 25 m de comprimento com 9% declive. Os números entre parêntesis se referem ao número de repetições.

Em b3, a superfície apresenta irregularidades, com pontos de baixo PNE e de sedimentação. Nas áreas de culturas anuais (C e E), a declividade não é uniforme, apresentando pontos de sedimentação no terço médio e até mesmo no terço superior. Correchel (2003), sugere que para uma boa estimativa da taxa de erosão é necessário eliminar a variabilidade local do inventário de ¹³⁷Cs. Para isso, a autora sugere aumentar o número de pontos amostrados no mesmo transecto. Ainda, segundo a autora, existe uma boa correlação entre as taxas de perda de solo estimadas pela técnica do ¹³⁷Cs e medidas através das tradicionais parcelas de perda de solo. Assim, essa correlação permite comparação de resultados obtidos pelas duas técnicas, bem como fazer ajustes para uma condição padrão de declividade e comprimento de rampa.

Após o ajuste para uma parcela de 25 m de comprimento com 9% de declividade, a taxa de erosão nas áreas com PNE similar ficou entre 5 e 7 Mg ha⁻¹ano⁻¹. Para a cultura do café, a perda anual foi superior a perda observada por Prochnow et al. (2005) em terreno com 10% de declividade. Os autores observaram que a cultura do cafeeiro reduziu significativamente as perdas de terra em relação às da parcela descoberta. A redução média foi de 78 % nos primeiros 60 meses, que é o período crítico, e de quase 100 % dos 60 aos 144 meses.

A elevada taxa de erosão obtida na área de café neste estudo pode ser resultado do manejo de outras culturas antes da implantação do cafeeiro ou, também pode estar associada ao manejo adotado nos primeiros anos de implantação da cultura, já que o resultado obtido pela técnica do ^{137}Cs é a taxa média ocorrida nos 42 anos. Além disso, a taxa de erosão obtida pela técnica do ^{137}Cs resulta do efeito global de todas as formas de erosão (Zapata et al. 2002). Desta forma, em uma área com 30% de declive é provável que haja movimento do solo causado pelo cultivo, mesmo o cultivo sendo manual. Essa movimentação de solo pelo cultivo (revolvimento de solo pela enxada, grade ou arado), tem sido considerada como um grande problema por alguns pesquisadores (Quine & Zhang, 2002). Assim, quanto maior o declive, maior será a movimentação de solo gerada pelo cultivo e não apenas pela erosão hídrica (Martz e Dejong, 1987). Outro fator que poderia contribuir para o resultado observado é a declividade real da área em cada ponto de amostragem que pode ser superior a declividade média da área estudada, desta forma o ajuste estaria superestimando as perdas ao considerar a declividade de apenas 30%.

Andrello et al. (2003), observaram ganho de solo em área cultivada com café. Como o ganho de solo está mais associado com o declive e posição da cultura em relação a vertente do que com a capacidade desta cultura em proteger o solo contra erosão, os resultados obtidos por esses autores reforçam a idéia de que a área em cada ponto de amostragem deve ter sua declividade medida. Pois, para interpretação adequada dos resultados obtidos em diferentes áreas, será necessário estabelecer um ajuste conforme proposto neste estudo.

As perdas de solo nas áreas com declividade em torno de 30% ficaram acima da capacidade de tolerância de perda de solo. De acordo com Bertoni & Lombardi Neto (1999), solos poucos espessos podem tolerar uma perda de até $4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto que solos profundos, como Latossolos, podem tolerar uma perda de até $12 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Em Bom Jardim os solos têm profundidade superior a 2 metros (Reis, 2002), os dados sugerem que além do pousio outras práticas conservacionistas devem ser adotadas.

3.6 Conclusões

Nos sistemas de produção estudados, as áreas com declividade superior a 30% apresentam taxas de erosão elevadas, sugerindo a necessidade de implantação de novas práticas conservacionistas.

O sistema de manejo adotado na propriedade, independente da cultura, contribuiu para manutenção de baixas taxas de perda de solo, quando considerada a área como um todo, com pontos de ganho e perda de solo.

**4. CAPÍTULO II – PERDAS DE NITROGÊNIO POR
VOLATILIZAÇÃO DE NH₃ E LIXIVIAÇÃO DE NO₃⁻**

4.1 Resumo

As perdas de N contribuem para a baixa eficiência do uso de adubos nitrogenados. Em sistemas de produção de baixo insumo, a exemplo de muitas unidades familiares, o N deve ser o nutriente que mais limita a produtividade das culturas. Por isso, o conhecimento de como os processos de volatilização de NH_3 e lixiviação de nitrato ocorrem nessas áreas é fundamental para validar modelos voltados para avaliar a sustentabilidade das mesmas através do balanço de nutrientes. No caso das técnicas utilizadas para quantificação da volatilização de NH_3 , existem limitações, tais como baixa eficiência na recuperação do N- NH_3 volatilizado, laboriosidade e alto custo. Assim, os objetivos deste estudo foram avaliar as perdas por volatilização de NH_3 e a lixiviação de nitrato *in situ* ou em condições semelhantes às de duas propriedades familiares, localizadas em Itaperuna e Bom Jardim, no Rio de Janeiro. Para quantificar a volatilização de amônia, foi necessário calibrar um sistema coletor de NH_3 Semi-Aberto Livre Estático (SALE) em casa de vegetação com ventilação e em condições similares ao campo, em área coberta com ventilação e temperatura ambiente. A nitrificação foi estimada em condições de campo, usando extratores de solução do solo com cápsulas de cerâmica posicionadas no perfil do solo. Os testes com o sistema coletor de amônia mostraram que sua utilização é de baixo custo e de fácil manuseio, permitindo recuperar 57% e 67% do N- NH_3 volatilizado do solo em condições similares ao campo e em casa de vegetação com ventilação, respectivamente. Assim, para se chegar a taxa real de volatilização de NH_3 , usando o coletor SALE em condições de campo, é necessário utilizar um fator 1,75. A recuperação do N- NH_3 no SALE aumentou de forma linear com ou aumento da taxa de volatilização do N- NH_3 do solo. As perdas por volatilização de amônia foram mais significativas na propriedade em Itaperuna. Nas condições do estudo, as perdas de N por lixiviação de nitrato não foram significativas.

4.2 Abstract

Soil N losses contribute to low efficiency of nitrogen fertilizers usage. In low input cropping systems, such as that used in many familiar production areas, N should be the nutrient that most limits crop yield. Therefore, to know how the NH_3 volatilization and nitrate leaching processes occur in those areas is fundamental for validating models toward the evaluation of land use sustainability through nutrient balance. In the case of techniques used to quantify the NH_3 volatilization there are limitations, such as the low efficiency of recovery of volatilized N- NH_3 , and handling and high cost. Hence, this study aimed to evaluate NH_3 volatilization losses and nitrate leaching *in situ* or in conditions similar to that of small farms, localized in Itaperuna and Bom Jardim municipalities, in Rio de Janeiro State. To quantify NH_3 volatilization, it was necessary to calibrate a static semi-opened collector (SALE) in greenhouse and in field conditions. Nitrification was estimated in field conditions, using soil solution extractors with ceramic cups positioned in the soil profile. Tests with the chamber system for ammonia volatilization measurement showed that its usage is of low cost and easy handling, allowing recovering 57% and 67% of the N- NH_3 volatilized in similar conditions to that of the field and greenhouse, respectively. Thus, to estimate the actual rate of soil NH_3 volatilization, using the collector SALE at field conditions, it is necessary to use a factor of 1.75. The recovery of N- NH_3 using SALE increased linearly with the increase in the soil N- NH_3 volatilization rate. The NH_3 volatilization losses were more significant in Itaperuna farm. Losses of N through nitrate leaching were not significant.

4.3 Introdução

O N aplicado ao solo, depois de mineralizado, pode ser absorvido pela planta, e ser perdido, seja por lixiviação, volatilização de amônia ou por outras formas gasosas. Também pode ser imobilizado no solo por ação microbológica e ser gradualmente transformado em formas estáveis e que nelas permanece (Urquiaga et al., 1993).

O N por ser um elemento muito dinâmico no sistema solo-planta-atmosfera proporciona grandes limitações em estudos de balanço de N. As maiores limitações dizem respeito às perdas.

A lixiviação é um fenômeno físico, referido ao movimento de água no perfil do solo, através do qual substâncias orgânicas e inorgânicas podem alcançar profundidades fora do alcance das raízes. De acordo com revisão feita por Urquiaga et al (1993), em média, a perda de nitrogênio por lixiviação não representa mais que 8% do total das perdas do N-fertilizante.

A desnitrificação é outro processo que pode ter um grande peso nas perdas de N do solo, porém espera-se que ocorra em condições de alta saturação dos poros do solo com água. Neste processo, N_2 e N_2O são as formas gasosas de N que escapam do solo, mas espera-se que a primeira ocorra de forma mais significativa quando o solo está praticamente saturado (Linn & Doran, 1984). Dessa forma, a quantificação da produção de N_2O pode ser um indicador eficiente da desnitrificação para solos drenados. De acordo com o IPCC (1997) as perdas de N através de N_2O devem ser bastante variáveis e a incerteza para estabelecer uma constante capaz de prever perdas globais é muito grande.

A volatilização da amônia pode ser a principal forma de perda de N de solos agrícolas (Bouwmeester et al., 1985).

A volatilização de amônia ocorre quando há, simultaneamente, a presença de amônio (NH_4^+) e pH elevado no solo. A aplicação do adubo nitrogenado sulfato de amônio, não está sujeita às perdas por volatilização de N- NH_3 em solos ácidos (Freney et al. 1992). Entretanto, a uréia, principal fonte de N utilizada no Brasil, quando aplicada ao solo sofre hidrólise por meio da urease. A urease é uma enzima extracelular produzida por bactérias, actinomicetos e fungos do solo ou, ainda, originada de restos vegetais. Esta enzima catalisa a hidrólise da uréia para dióxido de carbono (CO_2), amônia (NH_3) e água (Volk, 1959).

Parte do N- NH_3 formado pela hidrólise reage com íons H^+ da solução do solo e com íons H^+ dissociáveis do complexo coloidal, resultando no amônio (NH_4^+). Contudo, a neutralização da acidez potencial, H^+ , proporciona a elevação do pH, que pode atingir valores superiores a 7 na região próxima aos grânulos do fertilizante (Rodrigues & Kiehl, 1992) o que resulta na conseqüente formação de NH_3 . Em condições normais, a outra parte do N- NH_4^+ é transformado em N- NO_3^- pela atividade biológica do solo através do processo de nitrificação (Brady, 1989).

A quantificação do N- NH_3 volatilizado pode ser realizada por meio de métodos diretos e métodos indiretos. A quantificação direta é feita com métodos micrometeorológicos, e por sistemas de incubação, classificados como fechado-estático (Volk, 1959, Sommer et al., 1991), fechado-dinâmico (Kissel et al., 1977) e semi-aberto estático (Nönmik, 1973), que são baseados na captura, em meio ácido, da amônia volatilizada do solo. O método indireto é baseado no balanço isotópico de ^{15}N .

Conforme relatado por Lara e Trivelin (1990), apenas os métodos micrometeorológicos e o balanço isotópico de ^{15}N permitem quantificar o processo de volatilização de N- NH_3 sem influenciar na atmosfera próxima da superfície do solo, como também nas propriedades químicas e biológicas deste. Entretanto, esses métodos são onerosos e de difícil aplicação em condições de campo. Assim, o balanço de ^{15}N é utilizado na calibração dos sistemas de incubação, permitindo seu uso para estimar o N- NH_3 volatilizado

do solo com as vantagens de baixo custo e fácil aplicação, tanto em condições de laboratório como em condições de campo.

Os sistemas de incubação fechados ocasionam grandes modificações na atmosfera próxima a superfície do solo, afetando a ventilação, temperatura, umidade e pressão de vapor de amônia. Dessa forma, o sistema mais utilizado é o semi-aberto estático descrito por Nõnmik (1973) e modificado por Lara e Trivelin (1990) e Lara et al. (1999). O sistema original, sem modificações, também ainda é utilizado (Cantarella et al. 2003, Port et al. 2003).

Mesmo usando um sistema semi-aberto, estudos realizados por Lara & Trivelin (1990), mostraram que houve interferência no processo de volatilização de amônia do solo, resultando em uma quantidade de N-NH₃ volatilizado do fertilizante menor do que a real. A eficiência do sistema coletor foi baixa, havendo perda de mais de 80% do N-NH₃ volatilizado da uréia, e a eficiência do coletor variou de forma não linear em função da quantidade de N-NH₃ volatilizada, dificultando a obtenção de um único fator de correção. No sistema semi-aberto utilizado por esses autores, a troca de ar entre o interior e o exterior do sistema ocorre através de dois discos de espuma embebidos em solução ácida, que tem a função de reter o N-NH₃. Como a troca de ar entre meio interno e externo está limitada pelo disco de espuma, é possível que a quantidade de N-NH₃ recuperada não seja a mesma observada em condições naturais (sem sistema coletor). Pois, os discos de espuma reduzem a evaporação e favorecem a condensação da água. Junto com a água condensada, parte do NH₃ volatilizado do solo é reciclada (McGarity e Rajaratnam, 1973). Isso, explicaria parte das limitações do sistema. Desta forma, um sistema coletor de N-NH₃ que permita uma livre troca gasosa entre o interior e o exterior do mesmo, deve permitir a quantificação de uma taxa de volatilização de N-NH₃ similar àquela observada em condições naturais.

Marsola et al. (2000) propuseram um sistema coletor constituído de frasco tipo PET e fita de papel filtro embebida em solução absorvedora de NH₃. Esse sistema em condições de casa de vegetação e baixas taxas de volatilização, apresentou alta eficiência na recuperação do N-NH₃ volatilizado do substrato. Entretanto, apesar de utilizado em condições de campo (Guedes, 2002, Hungria et al. 2006), esse sistema coletor ainda não foi devidamente calibrado.

O objetivo geral deste estudo foi quantificar perdas de nitrogênio após a aplicação do fertilizante ao solo. Os objetivos específicos foram: 1) determinar a eficiência da espectrometria de massas na recuperação do ¹⁵N aplicado ao solo; 2) determinar a taxa de emissão de N₂O em solo com 50% da capacidade de campo; 3) determinar a eficiência de um sistema coletor de NH₃ semi-aberto livre estático (SALE) em casa de vegetação e em condições similares ao campo, com ventilação e temperatura ambiente; 4) Quantificar as taxas de volatilização de amônia em duas propriedades agrícolas, utilizando o coletor SALE calibrado. 5) Quantificar as taxas de lixiviação de nitrato em um Argissolo com uso de cápsulas de cerâmica e tradagem de solo.

4.4 Material e Métodos

4.4.1 Recuperação de ¹⁵N aplicado em solo acidificado

A justificativa desse estudo foi verificar a possibilidade de recuperação de 100% do ¹⁵N aplicado ao solo. Para determinar a eficiência da espectrometria de massas na recuperação do ¹⁵N aplicado ao solo, o experimento foi realizado no laboratório da Embrapa Agrobiologia. Os tratamentos consistiram na aplicação das seguintes doses de N: 21,2; 42,5; 63,7; 84,9; 106,1; 127,4; 148,6 mg de N-uréia com 1,3229 % de átomos de ¹⁵N em excesso. As doses foram equivalentes a 2,5; 5,0; 7,5; 10,0; 12,5; 15,0; 17,5 g N m⁻². As diferentes doses de N foram aplicadas em vasos contendo 0,5 kg de solo acidificado com 80 ml de H₂SO₄ 1 mol dm⁻³.

Foi utilizado, também um vaso sem adubação. Após homogeneização do adubo no solo, o mesmo foi seco ao ar, moído e enviado para determinação do ^{15}N .

4.4.2 Determinação da taxa de emissão de N_2O em solo adubado e com diferentes níveis de umidade

A justificativa desse trabalho foi verificar uma possível perda de N por desnitrificação em solo com umidade a 50% da capacidade de campo (obtida conforme item 4.4.6), umidade utilizada nos experimentos de calibração do coletor de NH_3 SALE.

Para a quantificação da emissão de N_2O foi adicionado 0,5 kg de solo e dose de 84,9 mg de N-uréia (1,3289% átomos de ^{15}N) por câmara de PVC cilíndrica com diâmetro de 10,4 cm e 15 cm de altura. A vedação da câmara foi realizada com uma tampa de PVC cilíndrica com borracha na borda. As amostras de gás foram retiradas após 20 min do fechamento das câmaras para avaliação do incremento de N_2O .

A concentração de N_2O de cada amostra de gás foi analisada em cromatógrafo gasoso, com coluna preenchida com “Porapak Q” e detector de captura de elétrons. O fluxo de N_2O (FN_2O) foi calculado pela equação $\text{FN}_2\text{O} = (dC/dt)(V/W)M/V_m$, onde dC/dt é a mudança de concentração do N_2O na câmara no intervalo de incubação na unidade de tempo; V e W são, respectivamente, o volume de ar da câmara e a massa de solo incubada; M é o peso molecular de N_2O e V_m é o volume molecular na temperatura do ar observada no momento da amostragem.

4.4.3 Eficiência de um sistema coletor de NH_3 semi-aberto livre estático (SALE)

Antes da instalação dos experimentos de calibração, comparou-se a eficiência de recuperação do N- NH_3 volatilizado por coletor semi-aberto livre estático (SALE) contendo a solução captora em fita de papel filtro e em lâmina de espuma de poliuretano.

O SALE foi testado sob duas condições de elevação do pH do substrato (areia lavada): com adição de hidróxido de sódio (NaOH), e com carbonato de cálcio analítico (CaCO_3).

O substrato foi adicionado em bandejas de plástico com 52,5 cm de comprimento por 32,5 cm de largura. Três bandejas (repetições) receberam 3 kg de areia lavada + 5 g de CaCO_3 distribuídos uniformemente. Em seguida, adicionou-se uma dose equivalente a 10 g N m^{-2} , em forma de sulfato de amônio, diluído em 600 mL de água destilada, e distribuíram-se, imediatamente, dois coletores por bandeja, um com fita e outro com espuma. Outras 3 bandejas (repetições) receberam a mesma dose de N, diluída em 100 ml de água destilada, homogeneizada no substrato. Após a distribuição dos coletores com fita e espuma, borrifou-se 500 ml de NaOH 2 mol dm^{-3} . O substrato, nas duas situações, foi distribuído na bandeja para formar uma camada uniforme de aproximadamente 1 cm de espessura.

As espumas e/ou fitas foram substituídas a cada 24 h, até completar um período de 96 h. Nesta ocasião, nas bandejas que receberam CaCO_3 , coletaram-se amostras de areia para determinação da umidade e do N remanescente através da destilação e titulação, tal como descrito em Alves et al (1994).

4.4.4 Experimento 1 - Eficiência do sistema coletor de NH_3 SALE em casa de vegetação

O coletor de amônia SALE foi confeccionado a partir de frasco plástico transparente tipo PET de 2 litros, sem a base, com diâmetro de 10 cm, abrangendo $0,008 \text{ m}^2$ de área (Figura 5). No interior do frasco PET suspendeu-se de forma vertical, com o auxílio de um fio rígido de 1,5 mm, uma lâmina de espuma de poliuretano com 3 mm de espessura, 2,5 cm de

largura e 25 cm de comprimento ($0,017 \text{ g cm}^{-3}$). Antes da instalação, adicionaram-se 10 mL de solução de H_2SO_4 1 M + glicerina (2% v/v) em frasco de 50 mL. Posteriormente, a lâmina de espuma foi acondicionada dentro do frasco e, a seguir, comprimida de forma a reter a maior parte da solução. A lâmina de espuma permaneceu no frasco fechado até o momento da instalação no frasco PET.

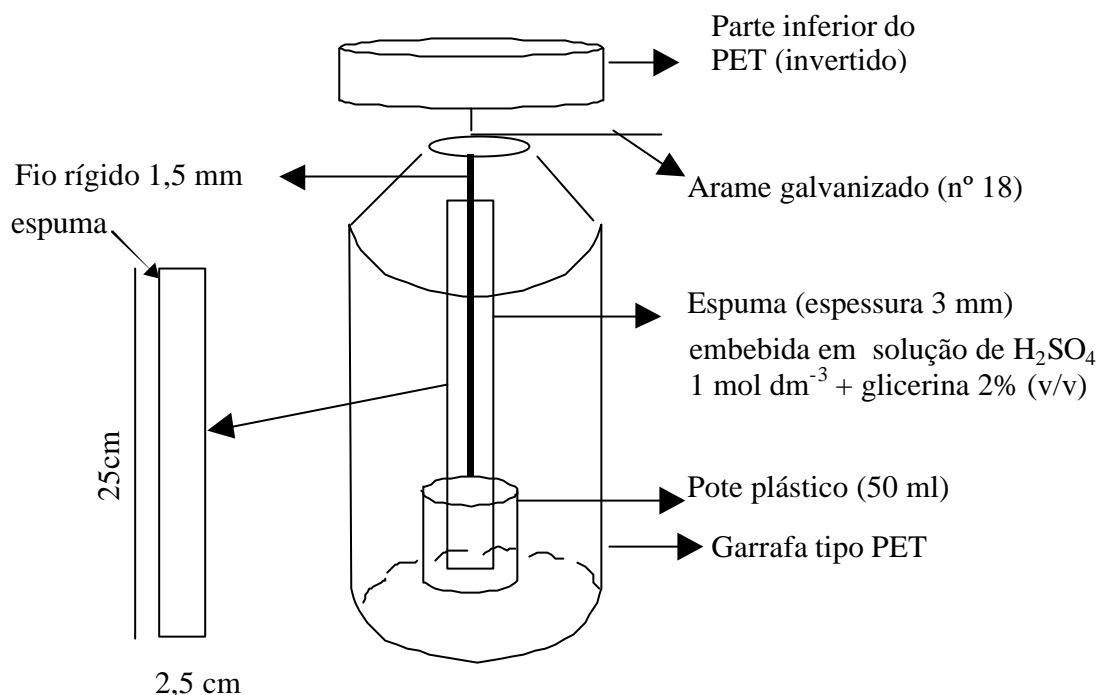


Figura 5. Esquema do sistema coletor de N-NH_3 semi-aberto livre estático (SALE)

No momento da instalação, o frasco de 50 mL foi preso em uma das extremidades do fio rígido, com auxílio de um elástico, e a lâmina de espuma foi mantida com a extremidade inferior dentro do frasco de 50 mL, de forma a evitar respingos da solução captora no substrato, e a outra extremidade da espuma foi presa no fio rígido, mantendo-a na posição vertical. O fio rígido, com o frasco de 50 mL e a espuma, foi introduzido no frasco PET pela base e preso na borda superior, mantendo-se suspenso a aproximadamente 1,5 cm do substrato. O sistema coletor SALE, depois de instalado, recebeu leve pressão de forma a permitir o total contato com o substrato, a inserção no substrato foi cerca de 1mm.

O experimento foi conduzido em casa de vegetação da Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ. A temperatura média durante a condução do experimento foi de aproximadamente 27°C .

Utilizaram-se bandejas de plástico com 52,5 cm de comprimento por 32,5 cm de largura contendo 3 kg de substrato (areia lavada). Para favorecer a volatilização de amônia, o pH do substrato foi, previamente, elevado com a adição de 5 g de CaCO_3 por bandeja.

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado. Os tratamentos consistiram de seis doses de nitrogênio (0,5; 1; 2; 4; 6 e 10 g N m^{-2}) aplicadas na forma de sulfato de amônio e tratamento controle (sem N). Para cada dose de N foram utilizadas três repetições. O sulfato de amônio foi aplicado à superfície do substrato diluído em 600 mL de água destilada. Após a aplicação do sulfato de amônio, o substrato úmido foi homogeneizado na bandeja formando uma camada de 1 cm de espessura. Imediatamente após a adição do fertilizante, instalou-se coletor de amônia SALE (Figura 5) no centro de cada bandeja.

Efetuaram-se coletas das lâminas de espuma contendo a amônia volatilizada do substrato em intervalos de 24 h, até completar 168 horas (7 dias). Após a troca das lâminas de

espuma do quinto dia, adicionaram-se 500 mL de NaOH 2 mol dm⁻³ por bandeja para favorecer a completa volatilização do N aplicado no substrato.

A determinação do N-NH₃ retida nas lâminas de espuma foi realizada por destilação e titulação. A espuma e a solução remanescente em cada frasco de 50 mL foram transferidas para Erlenmeyer de 125 mL com massa previamente conhecida (*P1*). Posteriormente, adicionaram-se 40 mL de água destilada em cada Erlenmeyer. Esta água, antes de ser transferida para o Erlenmeyer, foi utilizada para lavar o frasco de 50 mL que continha as espumas correspondentes. O Erlenmeyer, com a solução e a lâmina de espuma, foi levado a um agitador horizontal à 220 RPM. Após 20 min, o Erlenmeyer foi removido do agitador e pesado (*P2*).

Uma alíquota de 5 a 10 mL, dependendo da concentração de NH₄⁺ esperada, foi analisada por destilação à vapor e posterior titulação para quantificação do N amoniacal, tal como descrito em Alves et al. (1994). A densidade da solução foi considerada igual a 1. Desta forma, o volume total da solução foi obtido pela diferença entre *P2* e *P1*, este último acrescido da massa da espuma (0,32 g).

A Eficiência do coletor aberto estático em casa de vegetação foi calculada de acordo com a seguinte equação:

$$\% Eal = \frac{Nva}{Na} * 100$$

onde, *Eal* é a eficiência do sistema coletor SALE em substrato areia lavada; *Nva* é o N-NH₃ volatilizado e absorvido (g m⁻²) e *Na* é o N-Sulfato de amônio total aplicado (g m⁻²), onde se assumiu que todo o N aplicado foi volatilizado.

4.4.5 Experimento 2 - Influência do intervalo entre coletas das lâminas de espuma na recuperação de NH₃ volatilizada do substrato

O experimento foi conduzido nas mesmas condições e mesmo tipo de substrato do experimento anterior. O delineamento foi em blocos ao acaso em um esquema fatorial 2 x 4; duas espessuras de espuma (3 e 7 mm) e quatro intervalos de coleta das espumas contendo a NH₃ volatilizada (1; 2; 3 e 6 dias), com três repetições, totalizando 24 unidades experimentais. Todas as bandejas receberam uma dose de N equivalente a 10 g m⁻². Após a última coleta (6 dias) retiraram-se amostras do substrato para determinação da umidade e do N remanescente em cada bandeja.

A determinação da amônia retida nas lâminas de espuma foi realizada por destilação e titulação, conforme descrito no experimento anterior.

4.4.6 Experimento 3 – Calibração do sistema coletor de NH₃ SALE em condições similares ao campo

Para estudar a influência do sistema coletor SALE em condições com temperatura e ventilação natural, instalaram-se dois experimentos, um experimento satélite e um experimento principal.

Os experimentos foram instalados na área experimental da Embrapa Agrobiologia sob cobertura, mantendo-se a ventilação e temperatura ambiente. Foram utilizados vasos com diâmetros de 10,4 cm.

A taxa real de N perdido do sistema foi obtida com uso do balanço isotópico de ¹⁵N (Lara e Trivelin, 1990). Para controlar a perda de N-fertilizante por lixiviação de NO₃⁻ os vasos foram mantidos sem perfuração na base.

No experimento satélite cada vaso recebeu 0,5 kg terra retirada de solo Argiloso e 1 g de CaCO₃. Foi utilizada uma única dose de fertilizante de 84,9 mg de N-uréia (1,3229% átomos

de ^{15}N) por vaso, equivalente a taxa de adubação, tomada com base na superfície, de 100 kg ha^{-1} . O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, com quatro tratamentos: T1- com coletor de NH_3 e umidade corrigida diariamente para 50% da capacidade de campo; T2- sem coletor e umidade corrigida diariamente para 50% da capacidade de campo; T3- sem coletor com reposição de água igual a T1, ou seja, neste tratamento a quantidade de água adicionada foi igual ao T1, como ele não tinha coletor e, portanto, perdia mais água que T1 no final do período experimental ele apresentava umidade inferior a todos os demais tratamentos, porém a quantidade de água evaporada foi similar ao T1. Também foi adicionado um tratamento controle (T4) - sem coletor e umidade corrigida diariamente para 50% da capacidade vaso e pH acidificado com $50 \text{ mL de H}_2\text{SO}_4 \text{ 1 mol dm}^{-3}$. Este último tratamento teve como objetivo verificar a recuperação do ^{15}N adicionado após o período experimental em solo no qual não houve perda de N por volatilização de amônia. Em cada tratamento foram utilizadas 5 repetições, totalizando 20 unidades experimentais.

Para determinar a capacidade de campo, utilizou-se o método gravimétrico direto. Foram utilizados 3 vasos contendo o equivalente a 3 kg de terra seca ao ar. Nos vasos, o solo foi umedecido até a saturação, a partir de então, foram submetidos a drenagem por um período de cerca de 18:00 h, até o total cessamento da drenagem, os vasos foram mantidos cobertos com papel alumínio, para evitar a evaporação. Após esse período, foram retiradas amostras de terra do terço superior de cada vaso para determinação da umidade.

No experimento principal, cada vaso recebeu $0,5 \text{ kg}$ de terra retirada da camada superficial (0-20 cm) de um Argissolo. O solo, passado por peneira de 2 mm de malha e seco ao ar, apresentou pH (H_2O) de 5,4; 1,25% de carbono orgânico, CTC de $11,61 \text{ Cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e 41% de saturação por bases. Para elevar o pH foi adicionado, em cada vaso, 1 g de carbonato de cálcio, que resultou em pH (água) de 7,5. O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, com dois tratamentos, com e sem coletor de amônia volatilizada. Para cada tratamento foram utilizadas 3 repetições de 6 doses (21,22; 42,45; 63,68; 84,90; 127,36 e $169,81 \text{ mg N vaso}^{-1}$) de nitrogênio aplicadas na forma de uréia com abundância de 1,3289% átomos de ^{15}N , equivalente à adubações, tomadas com base na superfície, de 25; 50; 75; 100; 150 e 200 kg N ha^{-1} . O N-uréia foi aplicado em solução (20 mL vaso^{-1}) com a concentração específica para cada dose. Para evitar perdas por desnitrificação a umidade foi mantida a 50% da capacidade de campo, corrigida diariamente.

Imediatamente após a aplicação do fertilizante, instalaram-se os coletores de amônia, conforme descrito no experimento 1.

Efetuarão-se coletas de espumas aos dois, cinco e nove dias após a instalação do experimento. A determinação da amônia retida nas lâminas de espuma foi realizada por destilação e titulação, conforme descrito no experimento 1.

Ao final do experimento, cada vaso recebeu $50 \text{ mL de H}_2\text{SO}_4 \text{ 1 mol dm}^{-3}$ o que reduziu o pH do substrato para valores abaixo de 3,5. Posteriormente, a terra de cada vaso foi secada à sombra e enviada ao laboratório para determinação de ^{15}N e N total. As análises de ^{15}N foram feitas de acordo com o método de Dumas, em um analisador automático de C e N (Carlo Erba EA 1108), acoplado a um espectrômetro de massa (Finnigan MAT, Bremen, Alemanha), como descrito em Ramos et al (2001). Nos dois tratamentos, a volatilização total do N fertilizante foi determinada pelo método do balanço isotópico de ^{15}N , e a porcentagem do N do solo proveniente do fertilizante (%NSPF), foi determinada pela equação abaixo (Lara & Trivelin, 1990):

$$\% \text{NSPF} = \left(\frac{C - A}{B - A} \right) * 100$$

onde, A, B e C significam as abundâncias isotópicas de ^{15}N do N nativo do solo, do N fertilizante e da mistura do nitrogênio do solo e do fertilizante ao final do experimento, respectivamente.

A quantidade de N-fertilizante remanescente no solo (*NSPF*) na coleta final do experimento foi calculada pela equação:

$$NSPF = \left(\frac{\%NSPF}{100} \right) * NtS$$

onde, *NtS* é o N total do solo

A percentagem de N total volatilizado proveniente do fertilizante (%*NtVtPF*) foi calculada de acordo com a equação abaixo:

$$\%NVtPF = \left(\frac{NAF - NSPF}{NAF} \right) * 100$$

onde, *NAF* é a quantidade de N-fertilizante aplicado

A partir do total de N-NH₃ retido nos coletores, calcularam-se: a percentagem do N-NH₃ volatilizado proveniente do fertilizante (%*NVaPF*) e percentagem de N-NH₃ volatilizado proveniente do solo (%*NVaPS*), conforme apresentado nas equações abaixo:

$$\%NVaPF = \left(\frac{D - A}{B - A} \right) * 100$$

$$\%NVaPS = 100 - \%NVaPF$$

onde, *D* é a abundância de ¹⁵N (átomos %) do N-NH₃ total volatilizado, *A* e *B* significam as abundâncias isotópicas de ¹⁵N do N nativo do solo e do N-fertilizante, respectivamente, conforme apresentado acima.

A eficiência do sistema coletor (*E*) foi calculada conforme equação abaixo:

$$E = \left(\frac{NVaPF}{NVtPFsc} \right) * 100$$

onde, *NVaPF* quantidade de N-NH₃ volatilizado do solo proveniente do fertilizante e absorvido pelo coletor SALE e *NVtPFsc*, quantidade de N-NH₃ volatilizado do fertilizante, sem a influência do coletor, determinado pelo método do balanço de ¹⁵N no tratamento sem aparelho.

Os dados experimentais foram submetidos a análise de variância e teste de Tukey a 5% de probabilidade. Foi realizada a correlação entre as variáveis *NVaPF* (tratamento com coletor) e *NVtPFsc* (tratamento sem coletor).

4.4.7 Estimativa da volatilização de NH₃ proveniente da aplicação de uréia em Bom Jardim, RJ e da uréia e da urina bovina em Itaperuna, RJ com uso do coletor SALE

A quantificação da perda de N por volatilização foi realizada nas duas propriedades estudadas. Em Bom Jardim, RJ o estudo foi realizado em nove microparcels de 25 x 25 cm, distribuídas em três glebas cultivadas com banana, taro e milho. Em cada microparcela aplicou-se uma dose de N-uréia equivalente a 60 kg ha⁻¹. Instalaram-se os coletores SALE no centro de cada microparcela, as coletas de espuma foram realizadas aos 2, 3, 4, 6 e 8 dias após aplicação do adubo.

Em Itaperuna, RJ, o estudo de volatilização de N foi realizado na capineira, em um piquete com um dia após o pastejo. Foram utilizadas duas fontes de N, uréia e urina bovina. Nos tratamentos com uréia foram utilizadas duas doses equivalentes a 50 e 100 kg N ha⁻¹. Nos tratamentos com urina, as doses de N foram equivalentes a 104 e 208 kg ha⁻¹. A solução com

uréia ou a urina foi aplicada em microparcelas de 25 x 25 cm. No centro de cada microparcela foi instalado o coletor SALE. As coletas de espuma foram realizadas aos 2, 4, 6 e 8 dias após a aplicação.

4.4.8 Estimativa da lixiviação de nitrato em condições campo

Devido a necessidade de monitoramento constante, o experimento foi instalado na área experimental da Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ. O delineamento experimental adotado foi em blocos casualizados, com dois tratamentos, com e sem N. Assim, foram estabelecidas 8 microparcelas de 1 x 1 m nas quais foram introduzidos tubos de alumínio para acesso da sonda de nêutrons para monitoramento da umidade. Em cada microparcela foram instaladas quatro cápsulas de cerâmica nas profundidades de 10, 30, 50 e 70 cm para extração da solução do solo. O tratamento com N recebeu doses equivalentes a 100 kg ha⁻¹ de N. A adubação foi realizada no dia 04/05/2007. O solo foi classificado com ARGISSOLO Vermelho Amarelo, este solo foi escolhido por pertencer à classe de solo predominante nas propriedades estudadas. Uma trincheira foi aberta na área do experimento para coleta de amostra para determinação da densidade do solo. A precipitação pluviométrica durante a condução do experimento está apresentada na Figura 6.

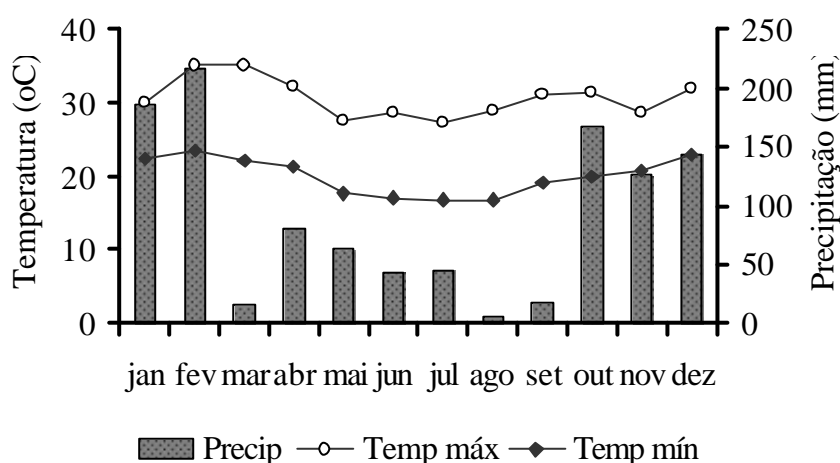


Figura 6. Precipitação pluviométrica e temperatura na área experimental em 2007. Fonte: Estação meteorológica da Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio de Janeiro, PESAGRO, localizada aproximadamente 2 km da área experimental. Precip, precipitação pluviométrica, Temp máx, temperatura máxima e Temp mín, temperatura mínima.

Seis dias após a aplicação do adubo, coletaram-se amostras de solo nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm em todas as microparcelas para caracterizar a situação inicial. A extração da solução do solo com uso das cápsulas foi realizada aos 6, 20 e 101 dias após a aplicação do adubo. Aos 101 dias da aplicação do adubo coletaram-se, além da solução do solo, amostras de terra com uso do trado nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 4-60, 60-80 cm. As amostras de solo e a solução de solo foram enviadas ao laboratório para determinação do N mineral (NO₃⁻ e NH₄⁺) pelo método do fluxo contínuo (FIA).

4.5 Resultados e Discussão

4.5.1 Recuperação de ^{15}N aplicado em solo acidificado

Conforme dados apresentados na Tabela 8, observa-se que a recuperação do ^{15}N presente no solo foi de 97%. Essa alta eficiência indica que em estudos de balanço isotópico de ^{15}N do solo os resultados apresentam uma margem de erro muito baixa, sendo, portanto, uma técnica adequada para esse tipo de estudo.

Tabela 8. Átomos de ^{15}N recuperado e eficiência de recuperação do ^{15}N aplicado em solo acidificado

Dose N	^{15}N aplicado	N-total solo	^{15}N excesso	^{15}N recuperado	recuperação
g m^{-2}	mg	g	%	mg	%
2,5	0,203	0,7081	0,0335	0,2144	105,6
5,0	0,406	0,6746	0,0600	0,3817	94,0
7,5	0,609	0,7077	0,0873	0,5949	97,7
10,0	0,812	0,7000	0,1137	0,7727	95,1
12,5	1,015	0,7223	0,1371	0,9670	95,2
15,0	1,218	0,7246	0,1615	1,1474	94,2
17,5	1,421	0,8165	0,1737	1,3951	98,2
Média	-	-	-	-	97,1

A Figura 7 mostra a curva de regressão do N-uréia aplicado e o N-uréia recuperado através da determinação do teor de N total do solo e do enriquecimento de ^{15}N do N solo. O modelo de ajuste foi linear, indicando que a eficiência da espectrometria de massas para recuperação do N-fertilizante aplicado ao solo não varia com o aumento da dose.

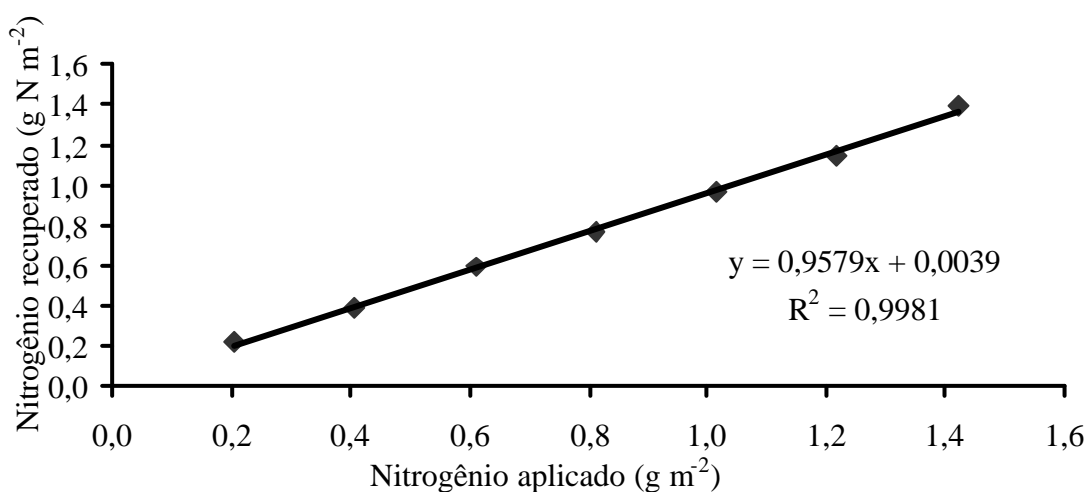


Figura 7. Curva de regressão entre o N-uréia aplicado no solo acidificado e o N-uréia recuperado pelo balanço de ^{15}N

4.5.2 Emissão de N₂O em solo adubado e com diferentes níveis de umidade

Os fluxos de N₂O do solo após a aplicação da uréia estão apresentados na Figura 8. De acordo com os resultados, observa-se que não houve emissão de N₂O do solo quando a umidade estava a 50% da capacidade de campo ou inferior. Existem vários trabalhos que mostram que em solos com saturação dos poros por água inferior a 50-60%, os fluxos de N₂O são relativamente baixos (Clayton et al, 1997; Dobbie et al, 1999), uma vez que nessas condições o processo de desnitrificação ocorre em pontos isolados, contribuindo muito pouco para a produção do gás no solo.

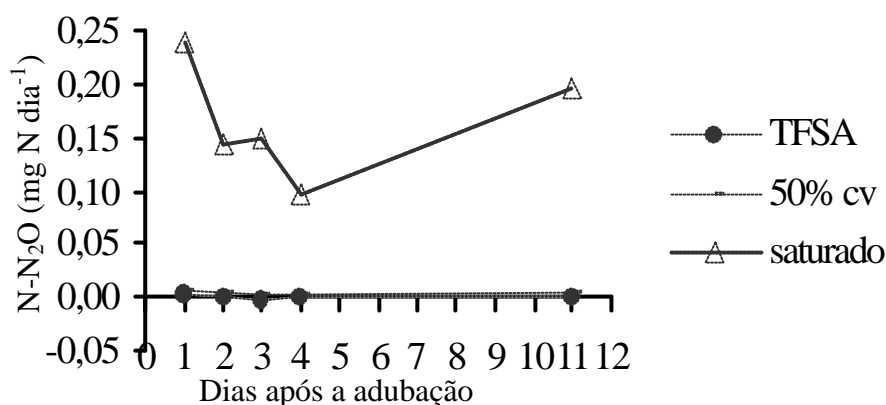


Figura 8. Fluxos de N₂O do solo com três níveis de umidade, terra fina seca ao ar (TFSA), umidade a 50% da capacidade de campo (50% cv) e saturado.

No tratamento com solo saturado, a taxa média de emissão de N₂O foi de 0,16 mg N kg⁻¹ solo dia⁻¹. Apesar dessa condição favorecer a emissão de N₂O (Smith et al, 1998; Dobbie et al, 1999), a importância da perda de N por esse processo seria pequena em estudos de volatilização de NH₃. Pois em seis dias, período em que ocorrem mais 90% das perdas de N-NH₃, a perda foi de apenas 0,98 mg de N ou seja 1,12% do N-uréia aplicado. Nas condições de umidade intermediária (50%), os fluxos de N₂O não foram diferentes dos medidos em solo seco, confirmando que a desnitrificação pode ser importante apenas em condições de mais alta umidade (Linn & Doran, 1984).

4.5.3 Captura de NH₃ nos sistemas com fita de papel e espuma de poliuretano

A adição de NaOH proporcionou a volatilização da maioria do N-Sulfato de amônio, adicionado na bandeja, nas primeiras 24 horas (Tabela 9). Essa condição, apesar de não se aproximar das condições de volatilização ocorrida no campo, permite testar a capacidade máxima de captura de NH₃ pelo sistema coletor SALE.

Conforme resultados apresentados na Tabela 9, observa-se que a lâmina de espuma capturou mais N-NH₃ volatilizado que a fita de papel filtro. A eficiência da espuma foi de 89 e 75% para as condições de NaOH e CaCO₃, respectivamente, enquanto que, para as mesmas condições, a fita recuperou apenas 51 e 56% do N volatilizado. Isso se deve ao fato da espuma absorver 5 ml da solução de H₂SO₄ enquanto que a fita só é capaz de absorver cerca de 1 ml dessa solução. Considerando que 1 ml de H₂SO₄ 1 M tem como limite máximo de captura 28 mg de N-NH₃ e que uma dose de 10 g N m⁻² (100 kg N ha⁻¹) permite uma volatilização potencial de 78,5 mg N-NH₃ PET⁻¹, ou seja, no sistema coletor com área de 0,00785 m², percebe-se que o sistema com a fita, nessa condição, estaria limitado a capturar apenas 3,57 g m⁻² (36 kg N ha⁻¹) em um único intervalo de coleta. Entretanto, o valor observado na Tabela 8, para

condição de fita e adição de NaOH, foi de 5,10 g m⁻², isso indica que parte do N-NH₃ foi capturado diretamente pelo H₂SO₄ contido no frasco. Para que sejam capturados 10 g N m⁻² no sistema coletor, seriam necessários 3 ml de H₂SO₄ 1 M. Portanto, a lâmina de espuma possui potencial para capturar doses superiores a 100 kg N-NH₃ ha⁻¹ dia⁻¹.

Tabela 9. Eficiência do sistema coletor com lâmina de espuma 3 mm e fita de papel filtro na recuperação de 10 g N-NH₃ m⁻² volatilizado sob duas condições de elevação do pH (NaOH e CaCO₃) em um período de 96 horas.

Horas	-----Espuma 3 mm-----		-----Fita-----	
	NaOH	CaCO ₃	NaOH	CaCO ₃
	N (g m ⁻²)			
24	8,41 ± 0,77	1,07 ± 0,15	4,32 ± 0,41	0,70 ± 0,19
48	0,32 ± 0,08	1,00 ± 0,28	0,61 ± 0,36	0,64 ± 0,10
72	0,07 ± 0,00	0,60 ± 0,11	0,07 ± 0,00	0,54 ± 0,07
96	0,10 ± 0,00	0,71 ± 0,09	0,10 ± 0,01	0,64 ± 0,09
Total	8,89 ± 0,80	3,00 ± 0,43	5,10 ± 0,64	2,52 ± 0,33
Eficiência	89 ± 8	75 ± 10	51 ± 6	56 ± 7

Média de 3 repetições ± erro padrão da média

4.5.4 Eficiência do coletor SALE em casa de vegetação

Em casa de vegetação, considerando-se as diferentes doses de N aplicadas, a eficiência média de recuperação do N volatilizado variou de 62% a 77% (Tabela 10). A melhor correlação entre os valores de N-NH₃ volatilizado e os de N-NH₃ absorvidos pelo sistema coletor foi obtida através de um modelo linear (Figura 9). De acordo com o modelo de ajuste, observa-se que a eficiência do sistema coletor (inclinação da reta) não varia com o aumento da quantidade de N-NH₃ volatilizado. Deve-se destacar que a eficiência obtida não representa as interações que o N-uréia pode sofrer ao ser aplicado ao solo, uma vez que o substrato foi areia lavada, e assim, a única fonte de N foi a uréia aplicada. Porém, isso expressa a real capacidade do coletor SALE em absorver o N-NH₃ volatilizado, pois, provavelmente, a adição de NaOH fez com que todo N aplicado fosse volatilizado.

Como os exaustores da casa de vegetação mantinham a circulação de ar interna e o sistema coletor é semi-aberto, era esperado que a eficiência ficasse abaixo de 100%. Entretanto, em condições sem ventilação, essa eficiência pode ser maior do que a observada neste estudo. Dessa forma, recomenda-se, para essas condições, realizar uma calibração para identificar a eficiência local. Como a recuperação foi linear, a calibração pode ser realizada em dose única.

Nömmik (1973) determinou para coletor semi-aberto estático eficiência de 96%. Entretanto, Lara & Trivelin (1990) alertam que coletores instalados sob a influência de uma fonte amoniacal isolada do meio, forçando condições de perdas por elevação do pH, pode não representar a volatilização de NH₃ que ocorre em condições de campo, uma vez que o sistema coletor interfere no processo de volatilização. Desta forma a *Eal* (eficiência do SALE em substrato areia lavada), obtida neste experimento, deve ser utilizada somente para estudos desenvolvidos em condições similares.

Tabela 10. Eficiência do coletor aberto estático na recuperação de NH_3 volatilizado em casa de vegetação com ventilação artificial.

N aplicado e volatilizado (g m^{-2})	N volatilizado absorvido (g m^{-2})	Eficiência (%)
0,5	0,34 \pm 0,01	70
1,0	0,77 \pm 0,07	77
2,0	1,35 \pm 0,05	68
4,0	2,99 \pm 0,08	75
6,0	3,73 \pm 0,15	62
10,0	6,83 \pm 0,19	68
Média	-	70

De acordo com o modelo ajustado, a eficiência nas condições estudadas em casa de vegetação foi de 67% do N total volatilizado (Figura 9). A regressão foi altamente significativa. Desta forma, para se obter a quantidade real de N-NH_3 volatilizada deve-se multiplicar a quantidade de N-NH_3 absorvido pelo SALE pelo fator 1,49.

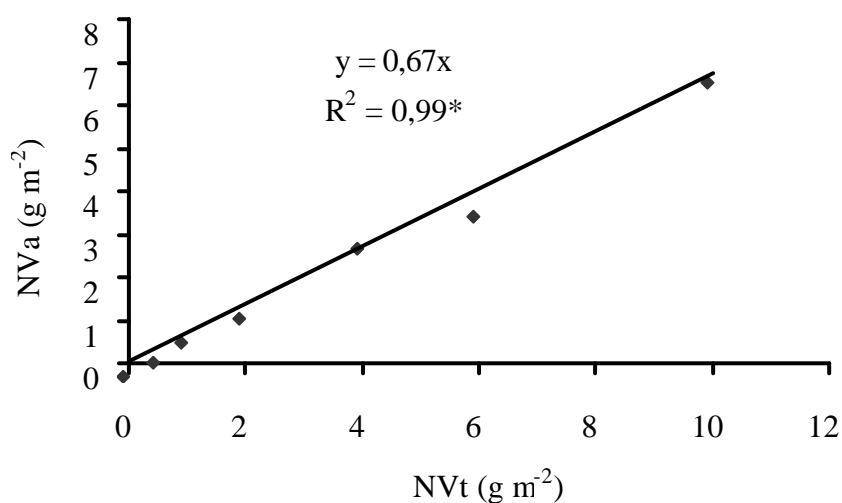


Figura 9. Curva de regressão entre o N-NH_3 volatilizado absorvido pelo SALE (NVa) e o N-NH_3 volatilizado total (NVt) em condições de casa de vegetação. *Significativo ($p < 0,05$).

Os intervalos de coleta das lâminas de espuma não afetaram a *Eal* (Tabela 10). Conforme os resultados obtidos, a coleta da espuma pode ser realizada em intervalos que variam de 1 a 6 dias. Para o sistema coletor tipo Nômnik (1973), as coletas são realizadas em intervalos que variam, normalmente, de 2 a 6 dias (Cantarrella et al., 2003, Lara & Trivelin, 1990). Intervalos menores que 24 h, provavelmente, não acarretarão em redução da eficiência, mas aumentam a mão de obra para realização do estudo. Nos primeiros 6 dias após a aplicação do fertilizante ocorre mais do que 90% da volatilização do N aplicado (Cantarrella, et al., 2003). Assim, a partir da segunda semana da instalação do experimento, a adoção de intervalos de até 10 dias, provavelmente, não causará prejuízo nas estimativas do N-NH_3 volatilizado, entretanto intervalos superiores aos estudados no presente trabalho devem ser evitados, pois é possível que haja problemas com evaporação da água da solução ácida,

deixando o ácido sulfúrico mais concentrado e, portando, com menor superfície de contato. Os intervalos de coleta estudados neste experimento podem ser utilizados em condições de campo, já o sistema coletor não satura com taxas de volatilização inferiores a 250 kg N-NH₃ ha⁻¹ dia⁻¹ (dados não publicados).

Ainda na Tabela 11, observa-se que a espuma de 3 mm proporcionou uma recuperação do N volatilizado igual a espuma de 7 mm. Desta forma, a espuma de menor espessura deve ser mantida por facilitar o manuseio.

Tabela 11. Eficiência de recuperação do N-NH₃ volatilizado em quatro intervalos de coletas e duas espessuras de espuma.

intervalo de coleta (dias)	Espuma de 3 mm		Espuma de 7 mm	
	N-NH ₃ recuperado (gm ⁻²) ¹	Eficiência (%) ¹	N-NH ₃ recuperado (g m ⁻²) ¹	eficiência (%) ¹
1	5,19 ^{ns}	74,78 ^{ns}	4,97 ^{ns}	73,67 ^{ns}
2	5,55	81,44	4,79	71,37
3	5,07	76,04	4,98	75,03
6	4,89	75,84	4,85	71,56
Média geral^{ns}	5,17	77,03	4,90	72,91

¹médias de três repetições. ns, não significativa pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade

4.5.5 Eficiência do SALE na recuperação do NH₃ em condições similares ao campo

A presença do sistema coletor SALE reduziu a evaporação de água do solo, em média diária, cerca de 30% em relação ao tratamento sem o sistema coletor. A melhor correlação entre o conteúdo de água evaporada nos tratamentos com e sem o sistema coletor foi obtida através de um modelo linear (Figura 10). Esses dados sugerem que no coletor SALE, a reciclagem da água evaporada do solo praticamente não ocorre, havendo apenas uma redução da evaporação pela baixa circulação de ar. O contrário ocorre no coletor fechado dinâmico, onde McGarity e Rajaratnam (1973), observaram reciclagem do N-NH₃ com a água condensada.

A redução da perda de água por evaporação no tratamento com sistema coletor não influenciou na volatilização de N-NH₃ (Tabela 12). A volatilização do N-uréia aplicado foi, em média, 42% independente da presença do coletor ou da umidade da terra nos vasos. Apesar da quantidade de água evaporada em T2 ter sido cerca de 30% superior a quantidade de água evaporada em T1 e T3, a volatilização de N-NH₃ não diferiu estatisticamente.

No tratamento controle, onde o solo foi acidificado para não ocorrer volatilização de N-NH₃, a recuperação foi de 105% do N-uréia aplicado (Tabela 12). Isso evidencia a eficiência da espectrometria de massas para recuperação do N-fertilizante aplicado ao solo, conforme mostrado no item 4.5.1, onde foi mostrado que a recuperação é de praticamente 100%, quando não há perdas.

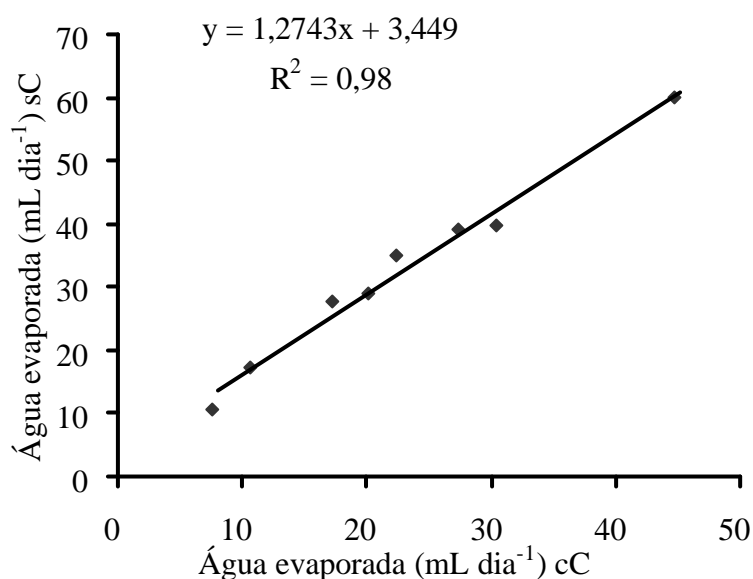


Figura 10. Correlação entre a evaporação de água no tratamento com o sistema coletor (cC) e no tratamento sem o sistema coletor (sC).

Tabela 12. Dose de uréia aplicada (N-uréia), nitrogênio total do solo (NtS), concentração de ^{15}N do solo em átomos de ^{15}N excesso (Conc. ^{15}N), nitrogênio no solo proveniente do fertilizante (NSPF), e N-NH₃ volatilizado total proveniente do fertilizante (NVtPF), após 13 dias da aplicação de uréia (1,3229% átomos de ^{15}N), com e sem coletor

TRAT	N-uréia	NtS	Conc. ^{15}N	NSPF	NVtPF
Tratamentos	mg vaso ⁻¹		$^{15}\text{N}_{\text{exc}}$	%	mg vaso ⁻¹
T1 - com Coletor	84,9	700b	0,4382b	7,18b	34,88a
T2 - sem Coletor	84,9	698b	0,4373b	7,08b	35,45a
T3 - sem Coletor	84,9	709b	0,4319b	6,52b	37,46a
T4 - sem Coletor	84,9	752a	0,4830a	11,88a	-3,96b

T1, tratamento **com** coletor e umidade corrigida para 50% da capacidade de campo (cap. campo); T2, tratamento **sem** coletor e umidade corrigida para 50% da cap. Vaso, T3, tratamento **sem** coletor com reposição de água igual a T1; T4, tratamento **sem** coletor e umidade corrigida para 50% da cap. vaso e pH acidificado com 50 mL de H₂SO₄ 1 mol dm⁻³. Os valores na mesma coluna seguidos de letras iguais não diferem entre si pelos teste de Tukey a % de probabilidade.

Conforme dados apresentados na Tabela 13, no experimento principal, confirmando os resultados do experimento satélite, o sistema coletor de amônia não influenciou na porcentagem e quantidade de N-NH₃ volatilizado proveniente do fertilizante (NVtPF). O sistema descrito em Lara & Trivelin (1990) ocasionou uma redução de 29% do N-uréia volatilizado em relação ao tratamento sem sistema coletor. A principal diferença entre os dois coletores está na disposição da espuma que contém a solução absorvedora de N-NH₃. A disposição da espuma interfere na troca de ar do interior do sistema coletor com a atmosfera. No presente estudo, a troca de ar entre o coletor e a atmosfera se dá de forma livre, enquanto que no coletor descrito em Lara & Trivelin (1990) a troca de ar ocorre através de dois discos de espuma, o que, provavelmente, reduz a evaporação, favorecendo a reciclagem de água juntamente com o N-NH₃ volatilizado do solo.

Tabela 13. Dose de N-uréia aplicada (N-uréia), Nitrogênio total dos 500 g de solo (NtS), concentração de ^{15}N do N do solo (C. ^{15}N), nitrogênio no solo proveniente do fertilizante (NSPF) e N-NH_3 volatilizado total proveniente do fertilizante (NVtPF), após 9 dias da aplicação de uréia (1,3289 átomos % ^{15}N), com e sem sistema coletor

Trat.	N-uréia	NtS	C. ^{15}N	-----NSPF-----		-----NVtPF-----	
	----mg vaso ⁻¹ -----		Átomos % exc.	-----mg vaso ⁻¹ -----			
			%				%
Com coletor	21,23	577,5a	0,02148	2,24f	12,93f	8,30f	39,1b
	42,45	568,3a	0,03901	4,07e	23,09e	19,36e	45,6ab
	63,68	607,1a	0,05577	5,81d	35,30d	28,38d	44,6ab
	84,91	591,3a	0,07018	7,31d	41,96c	42,94c	50,6a
	127,36	604,2a	0,10356	10,79b	65,14b	62,22b	48,9a
	169,81	633,4a	0,12421	12,94a	81,98a	87,83a	51,7a
média					43,3A	41,5A	46,7A
Sem coletor	21,23	602,8a	0,02139	2,24	12,74f	8,49f	40,0 b
	42,45	587,6a	0,03901	4,07	24,51e	17,94e	42,3ab
	63,68	610,4a	0,05585	5,81	34,17d	29,51d	46,3ab
	84,91	625,6a	0,07040	7,32	44,71c	40,19c	47,3ab
	127,36	654,5a	0,10440	10,85	67,92b	59,44b	46,7ab
	169,81	639,6a	0,12502	12,99	85,03a	84,78a	49,9a
média					44,8A	40,1A	45,4A

Trat., Tratamento. Os valores no mesmo tratamento e na coluna, seguidos de letra minúsculas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a % 5 de probabilidade. As médias dos tratamentos na linha seguidas de letras maiúsculas iguais não diferem entre si pelo teste de Tukey a % 5 de probabilidade.

A percentagem de N-uréia volatilizada diferiu com a dose aplicada, situação que ocorreu nos dois tratamentos, com e sem sistema coletor (Tabela 12). A volatilização do N-uréia aplicado (NVtPF) foi, em média, 48 %. Entretanto a menor dose de N aplicada apresentou uma volatilização 10% inferior a volatilização observada na maior dose. Esses dados evidenciam que quanto menor a dose de N-uréia aplicada, menor a percentagem de N perdido por volatilização.

Na Tabela 14 estão apresentados os resultados de N-NH_3 volatilizado total absorvido no sistema coletor (NVa), concentração de ^{15}N do N-NH_3 volatilizado, N-NH_3 volatilizado absorvido proveniente do fertilizante (NVaPF) e N-NH_3 volatilizado proveniente do solo (NVaPS). O NVaPF foi, em média, 89%, ou seja, 11% do N-NH_3 volatilizado e absorvido no sistema coletor foi proveniente do N-nativo do solo. Entretanto, a percentagem de N-nativo do solo no NVa variou com a dose de N aplicada. Na menor dose utilizada neste estudo, 76% do N-NH_3 absorvido no sistema coletor (NVa) foi proveniente do fertilizante e 24% foi proveniente do solo. Entretanto, na maior dose a participação do N-nativo no NVa foi de apenas 5% do total absorvido no coletor. Esses resultados mostram que, em estudos desta natureza, a utilização de tratamento controle, sem adubação, induz a resultados superestimados do N proveniente do fertilizante, por não estimarem corretamente a volatilização do N-nativo do solo. Esses resultados estão de acordo com aqueles obtido por Lara & Trivelin (1990) e Lara et al. (1999). De acordo com esses autores, a elevação do pH pela hidrólise afeta a atividade microbiana e, conseqüentemente, o processo de mineralização do N-nativo do solo.

Tabela 14. N-NH₃ volatilizado total absorvido (NVa), concentração de ¹⁵N do N-NH₃ volatilizado (átomos % excesso), N-NH₃ volatilizado absorvido proveniente do fertilizante (NVaPF) e N-NH₃ volatilizado proveniente do solo (NVaPS) após 9 dia da aplicação da uréia (1,3289 átomos % ¹⁵N)

Dose de N	NVa	C. ¹⁵ N	-----NVaPF-----	-----NVaPS-----
		átomos ¹⁵ N		
----- mg vaso ⁻¹ -----		excesso	%	-----mg vaso ⁻¹ -----
				%
21,23	4,29	0,7363	76,41	3,28 1,01 23,59
42,45	11,10	0,8581	89,10	9,89 1,21 10,90
63,68	15,00	0,8789	91,27	13,69 1,31 8,73
84,91	21,97	0,8885	92,28	20,27 1,70 7,72
127,36	32,29	0,9017	93,65	30,24 2,05 6,35
169,81	50,71	0,9114	94,67	48,01 2,70 5,33

A comparação entre as estimativas de N-NH₃ volatilizado pelo método de balanço de ¹⁵N e pelo sistema coletor está apresentada na Figura 11. Os resultados em termos percentuais com relação as doses de N-uréia aplicada, encontram-se na Figura 12. Considerando os valores absolutos (Figura 11), observa-se que o N-NH₃ absorvido no coletor SALE foi cerca de 50% inferior aos valores estimados pelo balanço de ¹⁵N, consideradas como as estimativas reais do processo (Lara & Trivelin, 1990). Estes dados evidenciam que o sistema coletor, sem ajuste, subestima o N-NH₃ volatilizado do solo.

As estimativas de perda média de N-NH₃ em relação ao N-uréia aplicado, considerando todas as doses, foram de 45% e 23% para os métodos de balanço de ¹⁵N e do coletor SALE, respectivamente (Figura 12).

A melhor correlação entre os resultados de N-NH₃ volatilizado total proveniente do fertilizante (NVtPF), obtidos no tratamento sem o coletor e os de N-NH₃ proveniente do fertilizante absorvido pelo coletor SALE (NVaPF), foi conseguido através de um modelo linear (Figura 13). Esses dados mostram que, assim como observado em casa de vegetação, a eficiência do sistema coletor não varia significativamente com as doses de N aplicada. Lara & Trivelin (1990), utilizando doses de N equivalentes as taxas de adubação, tomadas com base na superfície, de 20, 40, 60 e 100 kg N ha⁻¹, portanto, similares aquelas utilizadas no presente estudo, obtiveram o melhor ajuste para um sistema coletor semi-aberto estático através de um modelo exponencial, mostrando que para o coletor semi-aberto estático, estudado por esses autores, a eficiência varia com a quantidade de N-NH₃ volatilizada.

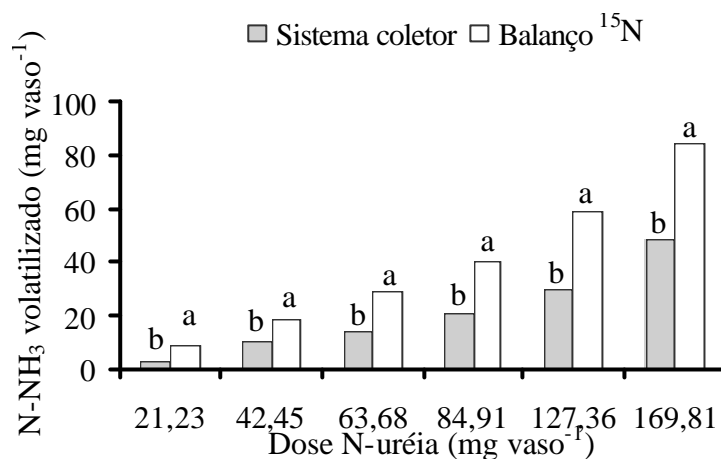


Figura 11. Perdas de N-NH₃ volatilizado proveniente da aplicação de ¹⁵N-uréia estimadas pelo método de balanço de ¹⁵N e pelo sistema coletor. Para mesma dose, letras diferentes diferem significativamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

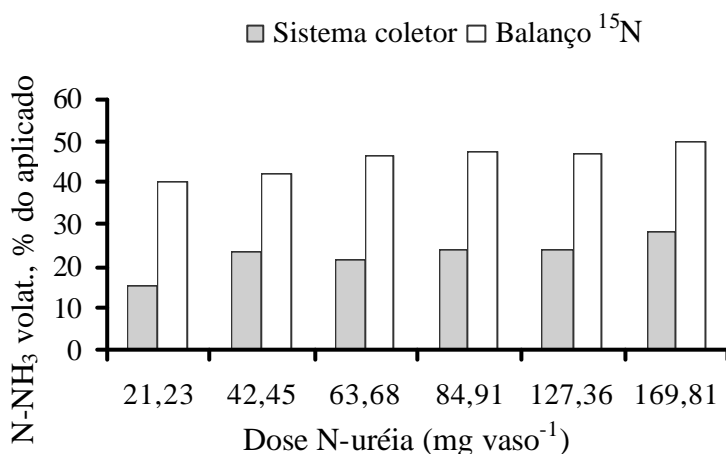


Figura 12. Percentagem de N-NH₃ volatilizado do fertilizante (¹⁵N-uréia) estimado pelo método de balanço de ¹⁵N e pelo sistema coletor semi-aberto livre estático.

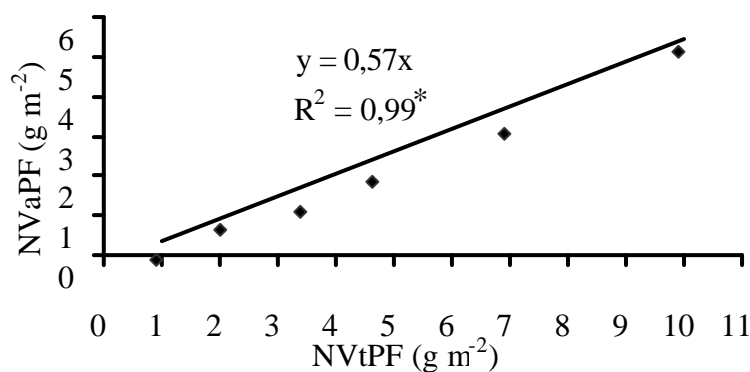


Figura 13. Curva de regressão de valores médios entre o N-NH₃ volatilizado absorvido proveniente do fertilizante (NVaPF), obtido pelo coletor SALE e o N-NH₃ total proveniente do fertilizante (NVtPF), obtido pelo balanço de ¹⁵N no tratamento sem coletor. * Significativo (p < 0,05).

De acordo com o modelo ajustado, o sistema coletor SALE permite quantificar a volatilização N-NH₃ de doses de N a partir de 3,9 kg ha⁻¹, ou um limite de quantificação de 0,6 kg ha⁻¹ dia⁻¹ N-NH₃ volatilizado.

4.5.6 N-NH₃ volatilizado nas propriedades monitoradas

A perda de N por volatilização de N-NH₃ em Itaperuna é bastante significativa, podendo ocasionar considerável prejuízo aos produtores (Tabela 15).

Tabela 15. Perda de N por volatilização de N-NH₃ em 8 dias após adubação nas propriedades localizadas em Itaperuna, RJ e Bom Jardim, RJ

Local/Fonte				
	Dose	N Recuperado	N rec. Corrigido ^a	Perda de N
Itaperuna, RJ		-----g m ⁻² -----		-----%-----
uréia	5	1,16 ± 0,24	2,03 ± 0,41	40,50 ± 8,24
uréia	10	2,69 ± 0,33	4,72 ± 0,57	47,16 ± 5,72
urina	10,42	2,36 ± 0,31	4,13 ± 0,57	39,66 ± 5,24
urina	20,88	3,19 ± 0,74	5,59 ± 1,30	26,76 ± 6,23
Bom Jardim, RJ				
uréia	6	0,17 ± 0,09	0,29 ± 0,17	4,96 ± 1,6

a, corrigido utilizando o fator 1,75 correspondente ao acréscimo devido a eficiência do sistema ser de 57%.

Como mostrado na Tabela 15 as perdas de N por volatilização chegaram até 47 % do N aplicado em forma de uréia e 40% para o N aplicado em forma de urina. Para propriedade estudada em Bom Jardim, a volatilização observada foi de apenas 3% do N-uréia aplicado; após a correção essa perda representa 5% do N aplicado. Além do solo ácido, outro fator que pode ter contribuído para baixa taxa de volatilização de N-NH₃ foi o fato de, na época da realização do estudo, ter ocorrido chuva intensa nos primeiros 4 dias. Assim, é possível que a o N aplicado na área do coletor tenha sido diluído na água da chuva, favorecendo a incorporação no solo e reduzindo a quantidade de N na área do sistema coletor.

4.5.7 Lixiviação de nitrato no perfil do solo

No tratamento com N, aos seis dias após a aplicação da uréia, observou-se que a maior parte do N-mineral estava na forma de NH₄⁺, 87% do N observado na camada de 0-10 cm (Tabela 16). Deste, 74% foi observado na camada de 0-5 cm de profundidade, indicando pouca movimentação no perfil do solo nesse período. O N-mineral total observado na camada de 0-10 cm, depois de descontar o N-mineral do tratamento sem aplicação de N, foi 12% superior a dose aplicada. Isso indica uma influência do N aplicado na mineralização do N nativo do solo.

Tabela 16. N-mineral seis dias após a aplicação de uma dose equivalente a 100 kg N ha⁻¹ na forma de uréia em um Argissolo Amarelo em seropédica, RJ

Profundidade	NO ₃ ⁻ (kg ha ⁻¹)		NH ₄ ⁺ (kg ha ⁻¹)	
	Com N	Sem N	Com N	Sem N
0-5 cm	9,2 ± 0,9	4,5 ± 0,4	67,0 ± 9	3,4 ± 0,3
5-10 cm	7,6 ± 0,6	4,6 ± 0,5	44,0 ± 3	2,6 ± 0,1

Média de quatro repetições ± erro padrão da média

Na coleta realizada aos seis dias após aplicação do adubo, no tratamento com N a concentração de nitrato na solução extraída a 10 cm de profundidade foi igual a concentração na mesma profundidade para o tratamento sem N (Figura 14). Esse resultado mostra que neste momento, o N aplicado ainda se encontrava na camada superior a 10 cm de profundidade. Ainda na Figura 14, observa-se que na profundidade de 10 cm houve um ganho de nitrato até a coleta realizada aos 101 dias após a aplicação do N-fertilizante. Os dados evidenciam baixa taxa de lixiviação de NO₃⁻, no período experimental. Conforme dados observados na Figura 7, esse resultado era esperado já que no período experimental a precipitação pluviométrica foi baixa.

Esses resultados são confirmados com o estudo do N-mineral com uso da amostragem de terra, onde foi observada maior concentração de nitrato na camada de 0-5 cm (Figura 15). Após 101 dias da aplicação do adubo, a profundidade de 10 cm ainda ganhava nitrato da cama superior.

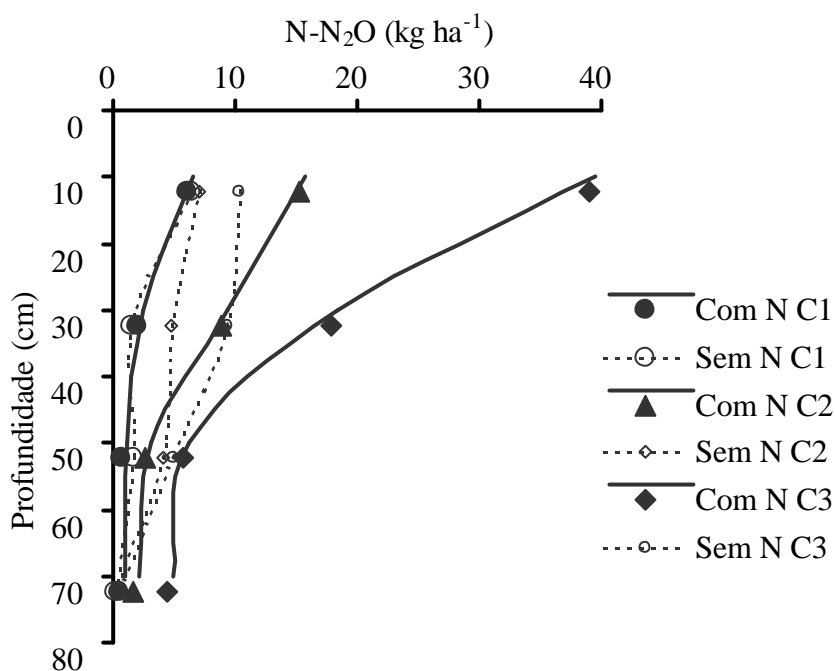


Figura 14. Nitrato (NO₃⁻) acumulado nas camadas de 0-20; 20-40; 40-60 e 60-80 cm em um Argissolo Amarelo em Seropédica, RJ obtida com extração da solução de solo com uso de cápsula de cerâmica porosa aos 6 (C1), 20 (C2) e 101 (C3) dias após a aplicação de uma dose equivalente a 100 kg N ha⁻¹ na forma de uréia

Aos 101 dias da adubação, na camada de 60 a 80 cm de profundidade foi encontrado $7,1 \text{ kg N-NO}_3^- \text{ ha}^{-1}$. Assumindo que o incremento do N a 50 cm de profundidade se deveu somente a movimentação de N no solo, cerca de 7% do N no fertilizante aplicado foi perdido por lixiviação.

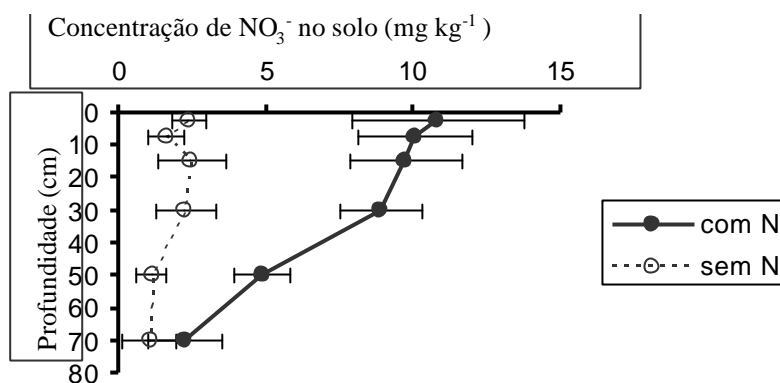


Figura 15. Concentração de nitrato (NO_3^-) nas camadas de 0-5; 5-10, 10-20; 20-40; 40-60 e 60-80 cm em um Argissolo Amarelo em Seropédica, RJ obtida com amostragem de terra com trado 101 dias após a aplicação de uma dose equivalente a 100 kg N ha^{-1} na forma de uréia

De acordo com a Figura 14, observa-se que a movimentação de nitrato, em profundidade, foi observada somente até 30 cm. Nas duas profundidades inferiores a esta, a concentração de NO_3^- no tratamento com N foi igual ao tratamento sem N, em todas as coletas. Entretanto, ao se analisar a concentração de NO_3^- com uso de amostragem de terra (Figura 15), verificou-se que houve movimentação de NO_3^- até a profundidade de 50 cm. De acordo com a Figura 15 e a Figura 16, percebe-se que a amostragem de terra apresentou maior capacidade em detectar a movimentação de NO_3^- no perfil do solo que as cápsulas de cerâmica. Isso se deve principalmente, pela dificuldade em se extrair solução de solo em todas as cápsulas, o que resultou na falta de repetição para determinadas profundidades.

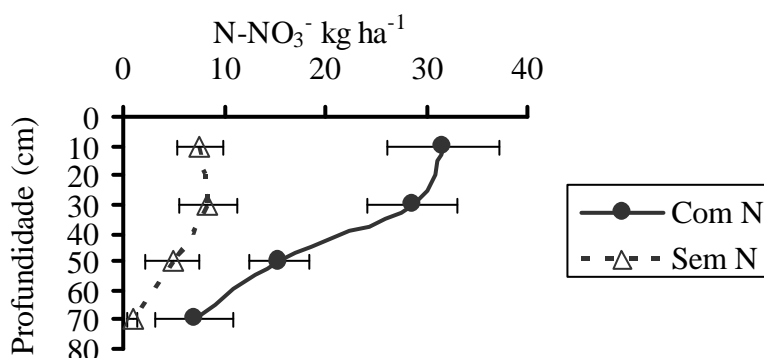


Figura 16. Nitrato (NO_3^-) acumulado nas camadas de 0-20; 20-40; 40-60 e 60-80 cm em um Argissolo Amarelo em Seropédica, RJ obtida com amostragem de terra com trado 101 dias após a aplicação de uma dose equivalente a 100 kg N ha^{-1} na forma de uréia

4.6 Conclusões

A técnica utilizada para determinar o ^{15}N do solo marcado, nas condições do estudo, permitiu a recuperação de aproximadamente 100% do ^{15}N aplicado.

Nas condições do estudo, a emissão de N_2O do solo marcado com ^{15}N não interferiu no balanço de ^{15}N do solo.

O Coletor SALE (Semi-Aberto Livre Estático), de acordo com a calibração realizada no presente estudo, permitiu a recuperação de 57% e 67% do N-NH_3 volatilizado do solo em condições similares ao campo e em casa de vegetação com ventilação, respectivamente.

O coletor SALE identificou perdas de N por volatilização de amônia de 5% e 47% do N-uréia aplicado nas propriedades em Bom Jardim e Itaperuna, respectivamente.

Nas condições do estudo, as taxas de perda de nitrogênio por lixiviação de nitrato foram baixas.

**5. CAPÍTULO III - BALANÇO DE NUTRIENTES EM
PROPRIEDADES FAMILIARES DO ESTADO DO RIO DE
JANEIRO, RJ, ATRAVÉS DO MODELO NUTMON (NUTrient
MONitoring)**

5.1 Resumo

O Balanço de nutrientes é uma ferramenta importante para prever os impactos ambientais dos sistemas agrícolas. O aumento da produtividade implica em uma maior absorção e remoção de nutrientes do solo. Assim, sistemas com baixa entrada de nutrientes pode ocasionar empobrecimento do solo. Por outro lado, sistemas com utilização excessiva de adubos pode ocasionar contaminação ambiental. O balanço de nutrientes proporciona um diagnóstico que serve como indicador de possíveis alterações na qualidade do solo. Os objetivos deste estudo foram realizar um balanço de nutrientes com uso do modelo *NUTMON* e ajustar os resultados obtidos pelo modelo com dados obtidos por medições em campo em propriedades rurais localizadas em Bom Jardim e Itaperuna, Estado do Rio de Janeiro. As principais medições realizadas em campo foram: determinação da erosão do solo (Capítulo I), volatilização de amônia e lixiviação de nitrato (Capítulo II). O uso do modelo *NUTMON* resultou em dados superestimados para erosão do solo em Bom Jardim, RJ e dados subestimados para volatilização de NH_3 em Itaperuna, RJ. A principal limitação para uso do modelo *NUTMON* foi a estimativa da erosão do solo em áreas com cultura anuais e perenes, por falta da disponibilidade de dados para aplicar a equação universal de perda de solo nas regiões estudadas. O balanço de nutrientes ajustado, com erosão medida pela técnica do ^{137}Cs e volatilização de N-NH_3 medida por coletor semi-aberto livre estático, foi de +26,2, +67,2 e -20,3 kg ha^{-1} de N, P e K, respectivamente para a principal rotação em Bom Jardim. Em Itaperuna, o balanço para N, P e K foi positivo quando se considerou a propriedade como um todo. Na forma proposta, o modelo *NUTMON* precisa ser calibrado para uso em áreas agrícolas similares às estudadas neste trabalho.

5.2 Abstract

Farm nutrient balances have become a central tool for assessing and reducing the environmental impact of intensive farming; they also serve as indicators of sustainable land management. Increased productivity implies greater uptake and removal of soil nutrients with the potential of reduced nutrient availability for subsequent crops in these low input systems. An approach of that would be the nutrients balance that provides a diagnostic that serves as indicator of possible alterations in the quality of the soil. The objectives of this study were to develop a nutrient balance with the use of the *NUTMON* model, and to check and adjust the results with data obtained by field measurements in farms located in Bom Jardim and Itaperuna municipalities, Rio de Janeiro State. The main field measurements were: determination of soil erosion (Chapter I), and ammonia volatilization and nitrate leaching (Chapter II). The use of *NUTMON* resulted in overestimated data for the soil erosion rates in Bom Jardim (RJ), and underestimated N-NH_3 volatilization rates in Itaperuna (RJ). The main limitation for the use of *NUTMON* was the estimate values of soil erosion in the areas of annual and perennial crops, basically due to the lack of available data for universal soil loss equation. For the main crop rotation in Bom Jardim, nutrients balance were of +26.2, +67.2 and -20.3 kg ha^{-1} for N, P and K, respectively, after adjustments of the model with soil erosion measurements by the ^{137}Cs technique and N-NH_3 volatilization by the semi-opened static collector. In Itaperuna, N, P and K balances were positive when considering the farm as a whole. In the proposed form, the *NUTMON* model needs to be calibrated for usage in similar agricultural areas as studied in this research.

5.3 Introdução

Os sistemas de produção agrícolas dominantes no Brasil, em sua grande maioria, promovem redução rápida e significativa da qualidade do solo, o que se traduz num avanço da degradação das terras, afetando, além dos solos, os recursos hídricos. De acordo com a Avaliação Global da Degradação de Solos (Global Assessment of Soil Degradation) a área de solos degradados no planeta saltou de 6% em 1945 para 17% em 1990. Com a manutenção dos modelos de uso da terra atuais, em 2025 cerca de 25% das terras agricultáveis estarão em estado de degradação, sendo a maior parte delas na região tropical do planeta (Hanson & Cassman, 1994).

A dinâmica de nutrientes em solos agrícolas, ao contrário do que ocorre em sistemas naturais, é caracterizada por desequilíbrio no balanço de nutrientes do solo. A magnitude da perda ou acumulação, entretanto, depende do tipo de solo, do tipo de cultura e intensidade de cultivo e da quantidade de nutrientes adicionados (Benbi & Biswas, 1999; Biswas & Benbi, 1989; Campbell et al., 1984; Schwab et al., 1990; Swarup & Ghosh, 1978). Por outro lado, o declínio da disponibilidade de P e K do solo pode ocorrer devido à exportação em produtos agrícolas, somado às perdas naturais, ou em virtude do manejo inadequado, principalmente, quando não há reposição desses nutrientes ao solo.

Na agricultura familiar se faz necessário adaptar os conceitos associados à maximização da produção, para dar lugar a conceitos de preservação da fertilidade do solo em longo prazo, visando assegurar a sustentabilidade da unidade familiar (Salcedo, 2004). Para evitar o empobrecimento do solo e manter a produtividade das culturas é necessária uma taxa equivalente de retorno ao solo dos nutrientes perdidos e removidos em produtos colhidos. As formas ou mecanismos para conseguir esses retornos devem surgir de diagnósticos participativos, que envolvam a experiência dos agricultores, de forma que as soluções tecnológicas encontradas tenham maior possibilidade de sucesso, sobretudo junto aos mais informados, que atuam como focos de dispersão de tecnologias para outros agricultores (Mattos, 2000).

O monitoramento e a administração dos nutrientes do solo poderiam constituir uma ferramenta visando o aumento da sustentabilidade da agricultura (Bekunda & Manzi, 2003). Uma aproximação disso seria o balanço de nutrientes, que proporciona um diagnóstico que serve como indicador de possíveis alterações na qualidade do solo (Haas et al., 2002), uma vez que é possível prever uma mudança da fertilidade do solo devido ao manejo ao qual o solo está submetido, além reduzir riscos de contaminação ambiental.

Bekunda & Manzi (2003) fizeram um balanço parcial de nutrientes no sudoeste de Uganda, região com predomínio de culturas anuais e que apresenta limitada disponibilidade de esterco, e mostraram que nas áreas cultivadas o balanço parcial de N ficou entre -22,6 a -41,7 kg ha⁻¹ ano⁻¹; os balanços de K e P ficaram entre -18,5 a -29,6 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e -1,1 a 3,9 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente.

Na região amazônica do Brasil, Sampaio et al. (2003) realizaram um balanço parcial de nutrientes, onde observaram que a prática da queima como meio de limpeza do terreno apresenta baixa eficiência, uma vez que apenas um pequeno percentual da fitomassa inicial é convertido em cinzas e grande parte dessa biomassa permanece na área na forma de resíduos. Mesmo com a reposição de nutrientes pela chuva, como Ca, Mg, K, há uma considerável remoção de N, P, K, Ca, Mg e S, seja pela ação direta do fogo e do vento sobre as cinzas, seja pela remoção pela cultura. No balanço final, a área queimada sem cultivo apresentou maior perda de nutrientes do que a queimada e cultivada, denotando a importância da cobertura do solo na manutenção de elementos no sistema.

Em estudo de balanço de nutrientes, os dados mais difíceis de serem obtidos dizem respeito às perdas de nutrientes. Quantificar todas elas, além de laborioso, exige gastos elevados. Dessa forma, o uso de modelos baseados em equações de transferência torna-se ferramenta chave para a tomada de decisão em sistemas de produção, tal como o proposto por Smaling et al. (1993), conhecido como *NUTMON* (*NUTrient MONitoring*), e que também foi recomendado pela FAO (2003). Esse modelo consiste em um método integrado e multidisciplinar que tem como objetivo administrar os processos naturais e em particular os nutrientes do solo. Conceitualmente, o modelo *NUTMON* consiste em um balanço de massa, onde os nutrientes exportados pela colheita das culturas ou produção animal são relacionados aos nutrientes adicionados ao solo. Esse método já foi utilizado em várias partes do mundo como: Quênia, Etiópia, Uganda, China e Vietnã (Vlaming et al., 2001) gerando resultados que podem auxiliar políticas agrícolas e os próprios produtores.

As principais limitações do *NUTMON* estão relacionadas às estimativas de lixiviação de nitrogênio, volatilização de amônia e perda de nutrientes por erosão, que são obtidas com uso de equações de transferência (Faerge & Magid, 2004). De acordo com esses autores, isso pode superestimar os valores obtidos para perdas de nutrientes do solo.

Resultados dos cálculos de balanço de nutrientes podem ser vistos em um estudo realizado em três distritos do Kenya, onde foi mostrado que se não tivessem ocorrido perdas, os produtores poderiam considerar sustentável o sistema de produção avaliado, no que diz respeito a fertilidade do solo. No entanto, as perdas tornaram o balanço final negativo (Van den Bosche et al. 1998a). Ao mesmo tempo, van den Bosch et al. (1998b), observaram que as funções de transferência aplicadas não estavam complementemente validadas, o que alimentou incertezas nos resultados obtidos. Estes autores destacaram, ainda, que os altos valores encontrados para lixiviação de NO_3^- e volatilização de NH_3 são altamente influenciados por parâmetros não controlados. Essa carência de validação é uma característica marcante nos estudos com *NUTMON* realizados por Stoorvogel and Smaling (1990), Van der Pol (1992), Smaling et al. (1993), Shepherd et al. (1996) e Smaling (1998). Além disso, para estimativa da erosão o *NUTMON* faz uso da Equação Universal de Perda de Solo (USLE), como esta equação não considera a redistribuição de solo na propriedade, pode superestimar a perda de nutrientes nesse processo e levar a um balanço de nutrientes ainda mais negativo (Faerge & Magid, 2004).

Os objetivos deste estudo foram realizar um balanço de nutrientes com uso do modelo *NUTMON* e ajustar os resultados com uso de técnicas que minimizam as limitações do modelo em propriedades familiares nas regiões noroeste e serrana do estado do Rio de Janeiro.

5.4 Material e Métodos

Foram selecionados produtores em duas regiões do estado do Rio de Janeiro, representando diferentes condições climáticas e econômicas do estado. Na região serrana fluminense foi selecionado um produtor em Bom Jardim, RJ; na região noroeste do estado foi selecionado um produtor em Itaperuna, RJ. Em Bom Jardim, a localização geográfica da área é $22^\circ 09'62''$ S e $42^\circ 17'14''$ W, com altitudes em torno de 900 m. O relevo é bastante movimentado, do tipo montanhoso, predominando declividades variando entre 45 e 60%. O clima é do tipo Mesotérmico, com baixa amplitude térmica ao longo do ano. A precipitação média anual, segundo informações da estação Meteorológica de Nova Friburgo, é de 1400mm, concentrados no período chuvoso.

A classificação do solo predominante na propriedade é CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico, presente principalmente nas encostas. No terço médio/inferior são encontrados principalmente os ARGISSOLOS AMARELOS (Reis, 2002).

Em Itaperuna, RJ a área está localizada na comunidade Palanquinho, coordenadas geográficas 21° 12' S e 41° 53' W, e altitude em torno de 113 m. O relevo é ondulado predominando declividades variando entre 2 e 20 %. O clima predominante é o quente e úmido, com alta amplitude térmica ao longo do ano. A temperatura média anual é de 22 °C. A precipitação média anual é de 1300 mm ano⁻¹, concentrada no verão. Os principais tipos de solo estão no anexo 1.

O cultivo predominante é a pastagem para produção de gado leiteiro. A única cultura, além da pastagem, é a cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*) que tem como função alimentar o gado na época da seca.

Os produtores foram selecionados com base em critérios propostos por Bekunda & Manzi (2003), que considera: (1) capacidade para medir e registrar entrada e saída de fertilizantes e outros produtos agrícolas, com mínima supervisão e baixo investimento; (2) disponibilidade em ceder áreas com cultivo para coleta de dados, tais como: material vegetal, solo e água.

5.4.1 Estimativas dos dados para realização do balanço de nutrientes - *NUTMON*

Os cálculos do modelo *NUTMON* em uma propriedade são realizados com base em uma combinação de dados obtidos na literatura, por entrevista com o produtor e por medições diretas no campo. O resultado final é classificado como uma estimativa de balanço de nutrientes (van den Bosch et al, 1998).

No presente estudo, os cálculos do *NUTMON* foram realizados no MS Excel a partir das equações propostas para o modelo *NUTMON* (FAO, 2003).

Para utilização do *NUTMON*, a quantificação das entradas de nutrientes (EN) na propriedade foi determinada conforme apresentado abaixo:

a) Fertilizante mineral (EN1) – determinado através de entrevista com o produtor, combinando a quantidade aplicada e conteúdo de nutrientes. Neste estudo, além da entrevista com o produtor, foi realizado um monitoramento para quantificação da produção anual e utilização de insumos e serviços na propriedade. O anexo 1 apresenta a planilha utilizada para o monitoramento.

b) Adubo orgânico (EN2) - determinada através de entrevista com o produtor, combinando a quantidade aplicada e conteúdo de nutrientes.

c) Deposição da atmosfera (EN3) – determinada, em kg ha⁻¹ ano⁻¹, usando-se três funções:

$$\text{N: EN3} = 0,14 \times P^{1/2}$$

$$\text{P: EN3} = 0,023 \times P^{1/2}$$

$$\text{K: EN3} = 0,092 \times P^{1/2}$$

Onde P = precipitação anual (mm ano⁻¹)

d) Contribuição da fixação biológica de N₂ atmosférico (EN4) - Consiste em duas partes: fixação de N₂ simbiótica (EN4si) e fixação de N₂ não simbiótica (EN4nsi). Para determinação da EN4nsi, utiliza-se a precipitação média anual (P), como mostra a equação abaixo:

$$\text{N: EN4nsi} = 2 + (P - 1350) \times 0,005$$

A contribuição da fixação biológica de N₂ (EN4si) é estimada de acordo com a percentagem média de fixação para cada espécie obtida da literatura, ou seja:
N: EN4si = média de cada espécie.

e) Sedimentação (EN5) – calculada a partir da multiplicação da quantidade de água fornecida por irrigação e a quantidade de nutrientes contida na água.

f) Nutriente do subsolo (EN6) – essa quantidade foi ignorada por ser de difícil determinação, e esse fluxo, em condições tropicais, tem pequena contribuição no balanço total de nutrientes (Van den Bosch, 1998).

Com relação às saídas de nutrientes na propriedade (SA), estas foram determinadas, para utilização do *NUTMON*, conforme apresentado abaixo:

a) Produtos de colheita (SA1a) - a quantidade de produto foi obtida através de entrevista com o produtor, que posteriormente foi multiplicada pelos seus respectivos teores de matéria seca e nutrientes, obtidos por análises em laboratório. Neste estudo, além da entrevista, foi realizado um monitoramento para coleta anual dos produtos exportados das propriedades.

b) Saída de outros produtos orgânicos (SA2a) - a quantidade de outros produtos orgânicos, como esterco, por exemplo, foi obtida através de entrevista com o produtor que posteriormente foi multiplicada pelos seus respectivos teores de nutrientes obtidos por análises em laboratórios.

c) Lixiviação (SA3a) – foi determinada por funções de transferência, baseadas em dados da literatura (FAO, 2003). Conforme citado anteriormente, a precipitação média anual em Bom Jardim é de 1400 mm e em Itaperuna, é de 1300 mm.

$$SA3-N = 21,37 + (P/C \times L) \times (0,0037 \times N_f + 0,0000601 \times O_c - 0,00362 \times N_u)$$

Onde:

P = precipitação anual (mm ano⁻¹)

C = conteúdo de argila (percentagem)

L = profundidade do sistema radicular (m)

N_f = N-fertilizante mineral

O_c = teor de matéria orgânica do solo (percentagem)

N_u = quantidade de N exportado como produto agrícola (kg ha ano⁻¹)

Alternativamente, os nutrientes lixiviados podem ser estimados pelo modelo proposto por SMALLING (1993), citado por FAO (2003).

$$SA3-N = (N_s + N_f) \times ((0,021 \times P - 3,9)/100) \quad C < 35 \%$$

$$SA3-N = (N_s + N_f) \times ((0,014 \times P + 0,71)/100) \quad 35 \% < C < 55\%$$

$$SA3-N = (N_s + N_f) \times ((0,0071 \times P + 5,4)/100) \quad C > 55\%$$

Onde:

N_s = quantidade de N mineralizado na camada de 0-20 cm do solo. Neste estudo, foi adotada uma taxa anual de mineralização de 4% do N-total do solo da camada de 0-20 cm de profundidade. Essa taxa de mineralização está acima da taxa adotada por Smaling et al. (1993) que foi de 2,5 a 3% e inferior a média de mineralização obtida por Alves et al. (1999) em solos brasileiros, que foi de 7,1%.

A adoção dessa baixa taxa de mineralização do N do solo se deve ao fato de não ocorrer aração e gradagem nas propriedades estudadas;

Nf = quantidade de N aplicado através de adubação orgânica ou mineral;

P = precipitação anual (mm ano⁻¹);

C = teor de argila na camada superficial do solo (%).

Para K, usa-se equação proposta por SMALLING (1993), citado por FAO (2003).

SA3-K = (Ke + Kf) x (0,00029 x P + 0,41) C < 35 %

SA3-K = (Ke + Kf) x (0,00029 x P + 0,26) 35 % < C < 55%

SA3-K = (Ke + Kf) x (0,00029 x P + 0,11) C > 55%

Onde:

Ke = K trocável (cmol kg⁻¹)

Kf = quantidade de K aplicado através de fertilizante mineral ou matéria orgânica;

P = precipitação anual (mm ano⁻¹);

C = teor de argila na camada superficial do solo (%).

d) Perdas por volatilização de nitrogênio (SA4a)

SA4-N = (Ns + Nf) x ((-9,4 + 0,13 x C + 0,01 x P)/100)

Onde:

Ns = N mineralizado na zona radicular (kg ha⁻¹);

Nf = N aplicado como N-fertilizante mineral ou orgânico (kg ha⁻¹);

C = conteúdo de argila (%);

P = precipitação anual (mm ano⁻¹).

e) Erosão (SA5) - calculada usando a USLE – Equação Universal de Perda do Solo. A perda de nutrientes foi calculada a partir da quantidade de solo estimada pela USLE e do teor de nutrientes contidos no solo.

f) Produtos animais exportados da propriedade - carne e leite-(SA1b) – a produção de leite exportada foi obtida por medição direta através do monitoramento e a produção de carne obtida por entrevista. O teor de nutrientes do leite e da carne foi obtido da literatura.

g) Saída de esterco (SA2b) – foi obtida por entrevista e teor de nutrientes foi obtido da literatura.

h) Lixiviação de nutrientes dos dejetos animais (SA3b) – a lixiviação de nutrientes dos dejetos animais foi obtida na literatura.

i) Perdas por volatilização de nitrogênio dos dejetos animais (SA4b) – a produção de urina e fezes, e a volatilização de NH₃ das fezes foram obtidas da literatura. Entretanto, a volatilização de NH₃ da urina foi obtida por meio de medições diretas no campo (Capítulo II).

Visando minimizar as limitações do modelo *NUTMON*, foi realizado um modelo ajustado. Para o modelo ajustado a perda de solo por erosão foi obtida por meio da técnica do ¹³⁷Cs, capítulo I; a volatilização de NH₃ (amônia) foi obtida com uso de um coletor semi-aberto livre estático, capítulo II. Além disso, foi instalado um experimento para quantificar lixiviação de NO₃⁻ (nitrato), capítulo II. Este experimento, por exigir um monitoramento constante, foi implantado na área experimental da Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ em solo similar ao de Bom Jardim.

5.4.2 Bom Jardim, RJ – Levantamento e determinações de dados para o *NUTMON*

a) Identificação das áreas cultivadas

O levantamento de campo, com auxílio de uma base cartográfica (Embrapa-CNPQ, 2004), permitiu a elaboração de um croqui da propriedade no início do estudo (Figura 17). Este croqui serviu de base para o monitoramento das glebas.

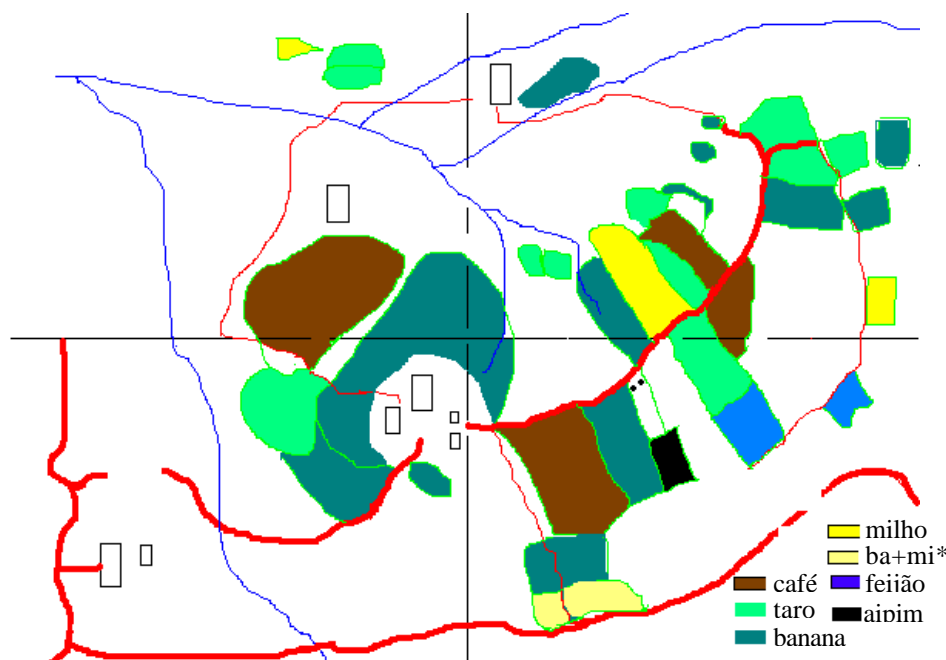


Figura 17. Croqui da propriedade localizada em Bom Jardim, RJ. Esta figura foi elaborada após visita ao campo e auxílio da base cartográfica fornecida pela Embrapa-CNPQ, 2004. *ba+mi, banana primeiro ano e milho.

A área de todas as glebas foi obtida com uso de trena. Cada gleba recebeu um código que foi utilizado pelo agricultor para anotações de entrada de fertilizante e produção obtida. Após dimensionadas, em cada gleba foram coletadas amostras de terra para determinações físicas e químicas visando obter alguns dos parâmetros das equações do *NUTMON*.

As glebas cultivadas são pequenas, geralmente, menores que 0,5 ha. Porém, a área de cada gleba varia de um ano agrícola para outro, e até mesmo de uma sucessão para outra, dentro do mesmo ano agrícola. Desta forma, os dados de insumos, produção e perdas foram extrapolados para 1 ha visando uniformizar os dados levantados.

Para obtenção dos dados de produtividade, além das informações coletadas em entrevista, foram consideradas as produções de várias glebas e suas respectivas áreas, obtidas no monitoramento nos anos de 2005 e 2006. Para o balanço de nutrientes (*NUTMON*) foi considerada a adubação e produtividade média de cada cultura.

b) Análises físicas

As amostras para análises físicas do solo foram secadas ao ar, destorroadas e passadas em malhas de 2 mm, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA), que foi utilizada para análise granulométrica. As análises físicas seguiram o Manual de Métodos de Análises do Solo da EMBRAPA (1997). A Tabela 17 apresenta o resultado das análises de textura de áreas

representativas na propriedade. A textura foi utilizada no cálculo da erodibilidade do solo (fator K da USLE), conforme Roloff e Denardin (1994).

d) Análises químicas do solo

O pH em água foi medido utilizando-se as proporções de 1:2,5 (v/v) de solo:solução. Os íons Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} foram extraídos por solução de KCl 1 mol L⁻¹, enquanto que K⁺ e P foram extraídos pelo extrator Mehlich 1. Os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} nos extratos foram determinados por espectrometria de absorção atômica. O P foi determinado por espectrofotometria, e o K, por fotometria de chama. O teor de carbono foi determinado pelo método volumétrico do dicromato de potássio (Embrapa, 1979).

Tabela 17. Análise granulométrica de amostras de solo coletadas em áreas representativas da propriedade monitorada em Bom Jardim, RJ.

Área com culturas	Profundidade (cm)	Areia	Areia	Areia	Silte	Argila
		fina	grossa	total		
		----- g kg ⁻¹ -----				
Área de morro	0-20	441	125	566	172	262
	20-40	491	76	567	178	255
Área de baixada	0-20	97	514	611	136	253
	20-40	454	128	582	146	272

5.4.3 Itaperuna, RJ – Levantamento e determinações de dados para o NUTMON

a) Descrição da área

Em Itaperuna, RJ, a propriedade estudada tem como principal atividade econômica é a criação de gado leiteiro. Possui pomares de frutíferas como goiabeira, mamoeiro e figueira. Entretanto, em meados de 2004, o pomar de goiaba foi substituído por pastagem. O mamão é utilizado apenas para consumo na propriedade, e não recebe qualquer tipo de adubação. A produção total de figo é de 500 kg anuais, é vendida de forma *in natura* à compradores em Itaperuna, RJ. O restante da área é utilizado com pastagem de braquiária, nos morros; as áreas baixas são utilizadas para produção de cana-de-açúcar e capineira. A capineira é formada por capim mombaça (*Panicum maximum* cv. Mombaça). As áreas de morro (com braquiária) não recebem qualquer tipo de adubação. O produtor adubava apenas a cana-de-açúcar. Entretanto, a partir de 2004 deu início à produção de capineiras de capim mombaça, em pequenos piquetes com cerca elétrica, que recebem adubação mineral com NPK na época da instalação e, após cada pastejo, recebem adubação com N, principalmente, na forma de uréia.

b) Classe de solo

Foi realizada a descrição de três perfis de solo (Anexo 2). De acordo com essa descrição, observa-se que dois perfis (terço médio/inferior da vertente) representam a maior parte do solo da área estudada, que apresenta tendência à alta erodibilidade, associada a redução na velocidade de infiltração no horizonte subsuperficial Bt, que tem acúmulo de argila. Os perfis descritos são representativos também dos solos da região, ARGISSOLOS conforme os levantamentos de solos na literatura. As análises físicas e químicas foram realizadas como descrito para a área de Bom Jardim. Os resultados das análises físicas estão apresentados na (Tabela 18), e foram utilizados para determinação do fator erodibilidade do solo (Fator K da USLE).

c) Área total e rebanho

A propriedade possui 57,6 ha (12 alqueires). O rebanho é composto por 45 vacas; 35 bezerros; 4 garrotes e um touro. Em 2005, existiam 35 vacas em lactação e 10 vacas solteiras. Das lactantes, 16 estavam no pico de produção de leite, as outras entrando ou saindo do período de lactação. Os números de vacas leiteiras e vacas em lactação estavam sendo mantidos ao longo dos anos.

A capineira possui 20 piquetes de 600 m² cada, totalizando 12000m². Durante o período chuvoso, cada piquete recebia diariamente cerca de 16 vacas, aquelas que estavam no pico de produção. Assim, as vacas retornavam ao mesmo piquete após um período de 20 dias. Após o pastejo, cada piquete pastejado recebia 8 kg de uréia.

Tabela 18. Análise granulométrica de amostras de solo coletadas em áreas representativas da propriedade monitorada Itaperuna, RJ

Área com culturas	Profundidade (cm)	Areia fina	Areia grossa	Areia total	Silte	Argila
Área de baixada	0-20	376	258	634	140	226
	20-40	332	158	490	184	327
Área de morro	0-20	413	139	552	18	430
	20-40	198	82	280	73	648

A plantação de cana-de-açúcar possuía área de 9783 m² e recebia, em média, 400 kg ano⁻¹ da formulação de fertilizante 20-5-20. A produção de cana-de-açúcar era utilizada nos meses de seca para complementar a alimentação. Conforme dados obtidos na entrevista, a produção de matéria fresca de cana-de-açúcar era, em média, de 177,6 Mg ano⁻¹, equivalente a uma produtividade de 196 Mg ha⁻¹ano⁻¹ de matéria fresca.

d) Produção de leite

A produção de leite era vendida à empresa PARMALAT de Itaperuna, RJ. O leite era recolhido em tanques refrigeradores mantidos pela Associação dos Produtores do Vale do Rio Muriaé. Desta forma, a produção era contabilizada diariamente. Isso permitiu que o presente estudo, apesar de iniciado em 2004, tivesse acesso a toda produção a partir de 2002. Assim, a quantidade total de leite exportada da propriedade monitorada foi analisada no período de 2002 a 2006.

e) Produção de dejetos

De acordo com Haynes e Williams (1993), para um bovino adulto, o peso médio de fezes por defecção é de 2,1 kg. O número médio de defecções diárias é 10 (Simpson e Stobbs, 1979). Desta forma a produção média de fezes frescas é de 21 kg cabeça⁻¹ dia⁻¹. Conforme CNPGL (1984) o total de fezes produzidas por um bovino é cerca de 25 kg dia⁻¹ para 500 kg de peso vivo. Comparando os dois resultados, observa-se que o primeiro valor é bastante coerente, tendo em vista que cada animal dificilmente chegaria a 500 kg de peso vivo.

No sistema de produção de leite, como é o caso do presente estudo, os animais saíam da pastagem para serem ordenhados, e com isso, 12% das defecções podiam ocorrer no curral ou próxima a ele (Morton, 1984). Considerando que na propriedade estudada o esterco do curral não retornava ao pasto, os 12% de fezes produzidas neste local foram computados como perda.

Foram coletadas amostras de fezes frescas para determinação da umidade e do teor de nitrogênio. A matéria seca das fezes apresenta em média 1,45% e 2,38% de fósforo e potássio, respectivamente (Kiehl, 1985).

De acordo com Haynes e Williams (1993), a produção média de urina por micção de um bovino adulto é de 1,9 L, e o número de micções por dia é de 8,3 L (Costa, 1988). Assim, a produção média por cabeça é de 15,77 L dia⁻¹. Conforme, Gürtler et al (1987), o volume médio diário de urina é de 13 L cabeça⁻¹ dia⁻¹. Apesar dos valores similares, no presente estudo será utilizado o primeiro valor.

Para vacas leiteiras, 6% das micções podem ocorrer no curral, durante a ordenha (Morton, 1984). Assim, todo nitrogênio contido nesse percentual foi considerado como perda, já que não retornavam ao sistema.

f) Determinação da umidade das fezes e do teor N das fezes e da urina

A percentagem de N nas fezes foi determinada após coletas feitas no momento da excreção. As amostras foram acondicionadas em frascos de plástico de 50 ml, contendo 10 ml de ácido sulfúrico 0,1 N, para evitar a perda de N por volatilização. As amostras foram mantidas em caixa de isopor com gelo e enviadas ao laboratório para determinação de N. Para determinação da umidade das fezes, foram coletadas três réplicas das amostras anteriores. Estas amostras foram acondicionadas em frascos plásticos e também foram mantidas em isopor com gelo para evitar evaporação.

Para determinar o N-total da urina foram coletadas amostras, com três repetições (3 vacas), no momento da micção. Cada amostra, cerca de 30 ml de urina, foi acondicionada em frasco plástico de 50 ml, contendo 10 ml de ácido sulfúrico 0,1 N, para determinação do teor de nitrogênio pelo método Kjeldahl.

g) Lixiviação e volatilização de N dos dejetos

O modelo *NUTMON* recomenda que as taxas de lixiviação e volatilização de N dos dejetos animais sejam obtidas na literatura. Entretanto, no Brasil existem poucos estudos nesse sentido. Desta forma, para efeito de cálculo do *NUTMON*, consideraram-se os dados obtidos por Ferreira (1995). Esse autor observou que 53% e 7,4% do N aplicado em forma de urina e fezes, respectivamente, foram perdidos do sistema solo-planta. Assim, no presente estudo, assumiu-se que as perdas obtidas por Ferreira (1995) foram devidas à volatilização de NH₃ e lixiviação de NO₃⁻ dos dejetos.

5.4.4 Estimativa da erosão pela equação universal de perda de solo (USLE) em Bom Jardim, RJ e Itaperuna, RJ

A USLE é descrita pela equação a seguir (Wischmeier e Smith, 1978):

$$E = R.K.L.S.C.P$$

onde, R = fator erosividade da chuva (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹); K = fator erodibilidade do solo (Mg h MJ⁻¹ mm⁻¹); L = fator comprimento total do declive (m); S = fator grau de declive (%); C = fator uso e manejo do solo; e P = fator práticas conservacionistas. A letra E representa a perda de solo por unidade de área, por unidade de tempo (Mg ha⁻¹ ano⁻¹), ou seja, a taxa média anual de erosão.

O produto dos componentes dimensionais da USLE resulta nas perdas de solo para uma parcela padrão, em um determinado solo para condições locais específicas. Para o presente estudo os componentes da USLE foram obtidos como descrito abaixo:

a) Fator erosividade da chuva (Fator R)

O Fator R, para as duas propriedades estudadas, foi obtido em Montebeller (2005).

b) fator erodibilidade do solo (Fator K)

O Fator de erodibilidade (K) foi determinado de acordo com Roloff e Denardin (1994), conforme equação abaixo:

$$K = 0,0049PER + 0,0331Mn^{0,5}$$

Onde, Mn é o teor de silte ($g\ g^{-1}$) multiplicado pela soma de silte e areia fina ($g\ g^{-1}$), sendo a análise feita com NaOH $1\ mol\ L^{-1}$; PER, código adimensional correspondente a estrutura e permeabilidade do solo conforme descrição em Wischmeier et al. (1971).

c) Comprimento de rampa e declive (Fator L S)

Os valores de declive (S) e comprimento de rampa (L) foram obtidos por meio de um mapa do modelo digital do terreno, específico para propriedade monitorada, elaborado pela EMBRAPA-Solos (Figura 18). Em Itaperuna, a declividade foi obtida com uso de nível retangular descrito em Machado et al. (2006) e o comprimento de rampa foi obtido com uso de trena.

O fator LS foi calculado conforme proposto por Bertoni & Lombardi Neto (1999), dado pela seguinte equação:

$$LS = 0,00984 * C^{0,63} * D^{1,18}$$

onde: LS é o fator topográfico da área estudada; C = comprimento de rampa (m) e D = percentual de declividade (%).

d) manejo do solo (Fator C)

A determinação do fator C requer uma seqüência de dados obtidos em vários anos, usualmente superior a 8 anos. Desta forma, neste estudo foi utilizado o valor de 0,5 proposto por Bertoni e Lombardi Neto (1999).

e) práticas conservacionistas (fator P)

O fator P é conceituado como sendo a relação entre a quantidade de solo perdida em uma área cultivada com determinada prática conservacionista e a perda em uma área cultivada no sentido do declive do terreno (plantio morro abaixo). Na propriedade em Bom Jardim, as práticas conservacionistas mais comuns para as culturas anuais eram: plantio em faixas de contorno, cultivo em aléias e alternância de capinas. Assim os valores de P foram àqueles apresentados por Bertoni e Lombardi Neto (1999). Na propriedade em Itaperuna não existe prática conservacionista.

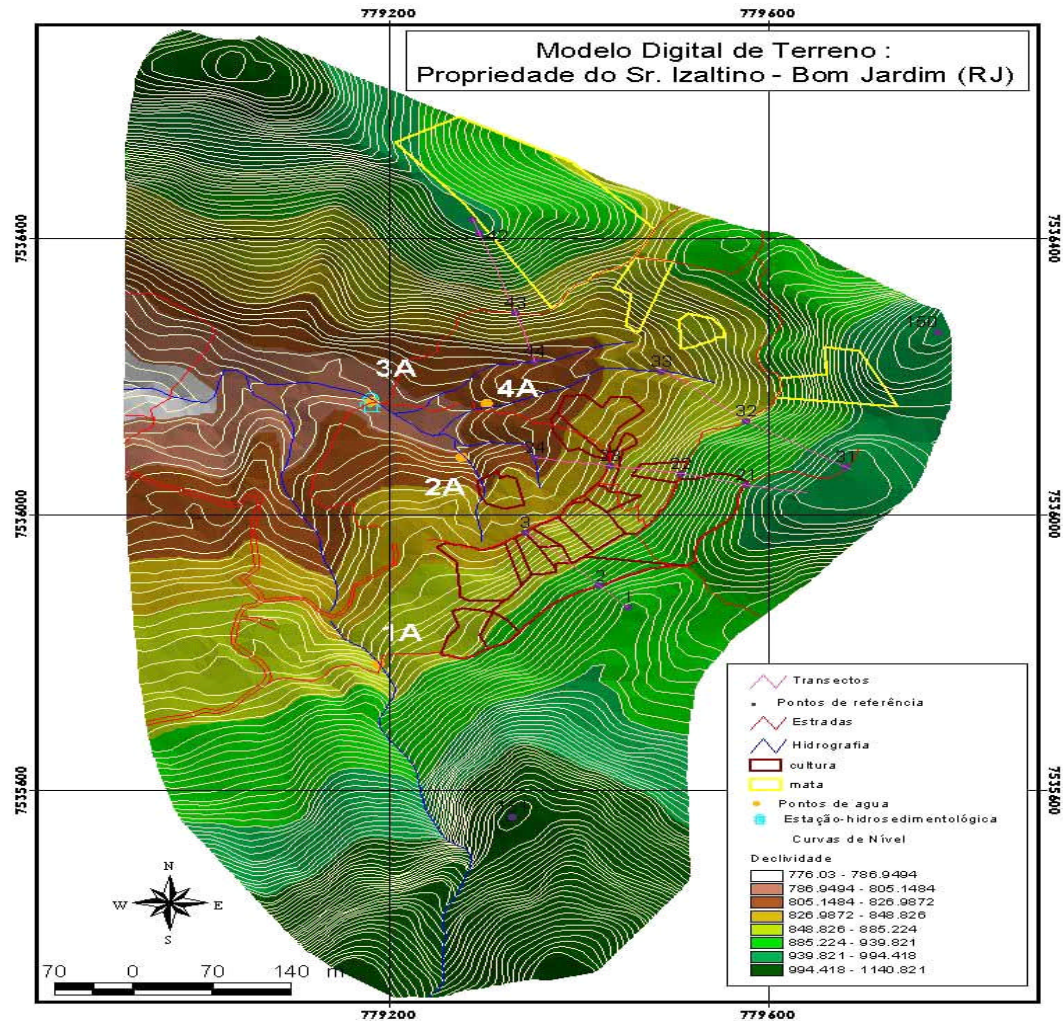


Figura 18. Modelo digital do terreno da propriedade em estudo localizada em Bom Jardim.
FONTE: EMBRAPA-Solos

5.5 Resultados e Discussão

5.5.1 Análises químicas do solo

De um modo geral as duas áreas estudadas apresentaram grandes diferenças quanto a fertilidade do solo. Em Bom Jardim, RJ o solo é naturalmente ácido e o teor de potássio é elevado em todas as glebas cultivadas. De acordo com os valores observados na Tabela 19, não há necessidade de adição de potássio em nenhuma das culturas utilizadas. É provável que parte do teor de potássio observado seja oriundo do próprio solo, pois mesmo na área de pousio, com mais de 75 anos, ainda se observa um teor de potássio de 74 mg dm^{-3} . Além disso, a entrevista e monitoramento realizados nesta propriedade não revelaram adubação que justificasse os teores de potássio observados. A calagem era efetuada de forma pontual, quando julgada necessária pelo próprio produtor, e sem a utilização de análise de solo, apesar disso, os teores de cálcio e magnésio observados eram médios. A manutenção da produtividade ao longo dos anos, na propriedade em Bom Jardim, era assegurada provavelmente pelo sistema de pousio que favorece a conservação do solo e da matéria orgânica. Entretanto, mesmo com o sistema de pousio, nas áreas cultivadas com culturas anuais foi observada uma redução do teor de matéria orgânica do solo em relação a mata e culturas como café e banana (Tabela 19).

Em Itaperuna, ao contrário de Bom Jardim, o solo possuía elevado teor de cálcio e magnésio, além disso, o pH apresentava-se com valores acima de 6,0 (Tabela 20). Nessa área, mesmo o balanço para Ca e Mg sendo negativo, é pouco provável que isso comprometa a sustentabilidade da propriedade em curto e médio prazos, por se tratar de um solo naturalmente rico em carbonato de cálcio e magnésio.

5.5.2 Análises químicas dos produtos vegetais exportados em Bom Jardim

Os dados de produtividade das culturas, teor de matéria seca e de macronutrientes nos produtos exportados na propriedade localizada em Bom Jardim, estão apresentados na Tabela 21. Os dados mostram que os dois nutrientes mais exportados são o K, na cultura de banana, e o N, na cultura do feijão. Os teores de nutrientes apresentados na Tabela 21 foram utilizados para o cálculo de exportação desses elementos nas áreas cultivadas.

Tabela 19. Teores de cálcio, magnésio, N-total, fósforo, potássio, carbono orgânico e matéria orgânica na camada de 0-5cm de profundidade em áreas na propriedade em Bom Jardim, RJ.

Área	pH água	Ca	Mg	N total	P	K	Corg	MOS
		----cmol _c dm ⁻³ ----		%	-----mg dm ⁻³ -----		-----%-----	
Café	5,6ab	2,5b	0,6b	0,22b	52,9ab	475,2a	1,57a	2,71a
Banana	5,5ab	4,13a	1,01a	0,21b	44,3ab	312,6a	1,32ab	2,27ab
Cultura 1	6,3a	2,63b	0,63b	0,17c	106,7a	427,2a	1,01b	1,74b
Culturas 2	5,6ab	2,67b	0,70b	0,15c	15,17b	435,1a	1,13b	1,95b
Mata	4,5b	1c	1a	0,28a	4c	74b	1,88a	3,24a

Cultura 1, culturas anuais na encosta; Cultura 2, culturas anuais em baixada; Mata, pousio com mais de 75 anos. Letras diferentes na coluna diferem estatisticamente pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade.

Tabela 20. Teores de cálcio, magnésio, N-total, fósforo, potássio, carbono orgânico e matéria orgânica na camada de 0-5 cm de profundidade em áreas na propriedade em Itaperuna, RJ.

Área	pH água	Ca	Mg	N total	P	K	Corg	MOS
		----cmol _c dm ⁻³ ----		%	-----mg dm ⁻³ -----		-----%-----	
Baixada	6,2	5,5	3,1	0,13	19	52	0,93	1,60
Encosta	6,5	4,2	2,7	0,12	2	45	0,69	1,19
Capineira ¹	6,8	5,9	2,5	0,14	6	38	1,27	2,15

Dados de amostras composta por 30 amostras simples. 1 capineira estabelecida em 2004.

Tabela 21. Produtividade das culturas, teor de matéria seca e de macronutrientes nos produtos exportados na propriedade localizada em Bom Jardim, RJ.

Culturas	Área ¹	Prod.	MS	Nutrientes na MS				
				N	P	K	Ca	Mg
	ha	Mg ha ⁻¹	g kg ⁻¹	-----g kg ⁻¹ -----				
Banana	2,0	29,5 (78,56)	214	08,27	0,19	56,88	0,80	1,00
Café (coco)	1,7	4,31 (11,20)	888	19,01	0,95	16,80	1,82	1,80
Batata	0,1	13,87 (85,97)	140	16,30	0,58	16,06	0,87	0,77
Taro	1,6	17,29 (76,17)	238	09,57	2,29	18,72	1,05	0,71
Milho	0,62	2,7 (10,02)	899	17,14	50,1	7,36	0,12	2,63
Feijão	0,1	1,3 (13,12)	869	35,97	3,58	15,06	2,15	1,82

¹área em produção em 2004; MS, matéria seca; Prod., Produtividade. Número entre parêntesis = umidade em %.

5.5.3 Erosão do solo estimada pela USLE em Bom Jardim, RJ

Na Tabela 22, estão apresentados os dados utilizados para cálculo da erosão pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE). Entretanto é importante lembrar que o Fator C (cobertura e manejo) foi extrapolado de outra região e, além disso, o manejo adotado na propriedade é justamente a principal diferença que existe entre os sistemas de cultivo convencionais. No que diz respeito às práticas conservacionistas, na propriedade não existe uma prática conservacionista bem definida, mas sim uma aproximação de plantio em contorno, alternância de capina e construção de terraços, principalmente na cultura do taro. O somatório das práticas conservacionistas adotadas provavelmente surte um efeito superior às práticas convencionais. A taxa de erosão estimada pela USLE variou de 48 a 80 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 22). Em média, a taxa de erosão foi elevada, principalmente quando comparada com a taxa obtida pela técnica do ¹³⁷Cs (capítulo I). Essa superestimativa confirma as observações feitas por Faerge & Magid (2004). Estes autores destacaram que as altas taxas de erosão obtidas com uso da USLE podem resultar em balanços negativos de nutrientes, sendo uma das maiores limitações para a aplicação do modelo *NUTMON*.

Tabela 22. Dados utilizados na estimativa de perda de solo pela USLE - *NUTMON*

Fatores da USLE	Café	Banana	Taro	Milho	Feijão	Batata
R	8000	8000	8000	8000	8000	8000
K	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025	0,025
LS	4,5	4,90	2,88	2,88	2,88	2,88
C	0,13	0,12	0,28	0,16	0,28	0,28
P	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
A (Mg ha⁻¹)	47,9	58,9	80,5	46,0	80,5	80,5

fator C: Banana, obtido em Mendes (2006); Café, Prochnow et al. (2005); milho, Margolis *et al.* (1985); feijão, taro e batata foi utilizado um fator C médio para culturas anuais.

Os resultados obtidos neste estudo foram similares aos obtido por Mendes (2004), onde este autor utilizando a RUSLE (Equação Universal de perda de Solo Revisada), estimou perdas de solo equivalentes a 29 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para cultura de banana, e 45, 79 e 99 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ para as culturas de feijão, milho e taro, respectivamente. De acordo com Mendes (2004), um pousio de 2 anos perde em média 6 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. No presente estudo, para efeito de cálculos do *NUTMON* foram utilizadas as taxas de erosão obtidas pelo USLE e o *NUTMON* ajustado foi realizado com taxas de erosão obtidas com uso do ¹³⁷Cs (Capítulo I).

5.5.4 Balanço de nutrientes pelo modelo *NUTMON* em Bom Jardim, RJ

As Tabelas 23 a 26 apresentam os dados de balanço de nutrientes nas culturas estudadas em Bom Jardim. A cultura do café apresentou um balanço positivo para P, K, Ca e Mg e balanço negativo para nitrogênio. A quantidade de N fornecida em forma de fertilizante é praticamente igual a quantidade de N exportada nos produtos. Assim, sem considerar as perdas, o balanço foi de -0,9 kg N ha⁻¹ ano⁻¹. Considerando-se as perdas, o balanço passou para -126 kg N ha⁻¹ ano⁻¹.

Tabela 23. Balanço de nutrientes no cultivo do café em uma propriedade familiar em Bom Jardim, RJ.¹

	N	P	K	Ca	Mg
Entradas (EN)	-----kg ha ano ⁻¹ -----				
a) Fertilizante mineral	71,88	7,91	59,66	45,12	23,38
b) Deposição da atmosfera	5,24	0,86	3,37	0,00	0,00
c) Fixação não simbiótica de N ₂	2,25	-	-	-	-
Total (EN)	79,37	8,77	63,03	45,12	23,38
Saídas (SA)					
a) Produtos de colheita	72,79	0,36	6,43	0,70	0,69
c) Lixiviação	24,0	0,0	29,6	0,0	0,0
d) Perdas por volatilização de nitrogênio	12,53	-	-	-	-
e) Perda por erosão (USLE)	95,85	2,34	7,24	23,00	15,74
Total (SA)	205,20	2,71	43,31	23,70	16,43
Balanço NUTMON	-125,83	+6,06	+19,72	+21,42	+6,94
Saídas ajustadas					
Perdas por volatilização de nitrogênio	4,31	-	-	-	-
Perdas por erosão (¹³⁷ Cs)	17,6	0,431	1,33	4,22	2,89
Balanço ajustado	-39,36	+7,97	+25,62	+40,20	+19,80

¹balanço realizado para 12 meses.

A erosão do solo, estimada pela USLE, foi responsável por 47% de todo N que saiu do sistema e por 72% das perdas de N. De acordo com a equação proposta pelo *NUTMON*, a lixiviação de NO₃⁻ e volatilização de NH₃ corresponderam a 12% e 6% das perdas de N, respectivamente.

O balanço de N ajustado, com erosão medida pela técnica do ¹³⁷Cs e com volatilização medida em campo com uso de câmara coletora de N-NH₃, mostrou que o balanço de N na cultura do café foi de -39 kg N ha⁻¹ano⁻¹. É provável que a volatilização de NH₃ derivada da uréia seja um pouco superior a observada neste estudo, uma vez que durante o período de monitoramento ocorreu chuva intensa durante os 4 primeiros dias e a temperatura variou entre 18 e 22 °C, o que pode ter contribuído para baixa taxa de volatilização de amônia; cerca de 5% do N aplicado, após a correção com o fator 2 (capítulo II). Entretanto, por se tratar de solo ácido, a perda de N por volatilização não deve ter ultrapassado os 10% do N aplicado, tendo pouca influência no balanço final. Por outro lado, houve grande redução da perda de N por erosão quando comparado com o resultado anterior. Essa redução se deve, principalmente, ao fato da técnica do ¹³⁷Cs considerar tanto a perda como a deposição de solo, ao contrário da USLE que considera que somente existem perdas (Faerge e Magid, 2004), além disso, os fatores que compõem a USLE foram extrapolados de outras regiões e isso pode ter gerado resultados superestimados.

Para a cultura da banana, o balanço de N foi negativo. O resultado para o balanço de N foi similar ao observado para cultura do café. Para o K, mesmo com grande exportação na colheita, o balanço foi positivo (Tabela 24). Esse balanço evidencia equilíbrio entre as taxas de entradas e saídas de K na cultura da banana. Quando se compara o balanço com erosão estimada pela USLE e o balanço com erosão estimada pela técnica do ¹³⁷Cs, observa-se que as maiores diferenças são para N e Ca (Tabela 24). Isso é explicado pela maior concentração desses elementos no solo erodido. Já para P, como apresenta baixa concentração no solo, mesmo com grande diferença entre as taxas de erosão estimada pelos dois métodos, o balanço é praticamente o mesmo.

Tabela 24. Balanço de nutrientes na cultura da banana na propriedade familiar em Bom Jardim, RJ.¹

	N	P	K	Ca	Mg
Entradas	-----kg ha ano ⁻¹ -----				
a) Fertilizante mineral	71,88	7,91	59,66	45,12	23,38
b) Deposição da atmosfera	5,24	0,86	3,37	0,00	0,00
c) Fixação não simbiótica de N ₂	2,25	-	-	-	-
Total	79,37	8,77	63,03	45,12	23,38
Saídas					
a) Produtos de colheita	52,31	0,12	35,98	0,51	0,63
c) Lixiviação	22,8	0,0	16,7	0,0	0,0
d) Perdas por volatilização de nitrogênio	10,00	-	-	-	-
e) Perda por erosão (USLE)	117,71	0,49	4,82	39,19	6,19
Total	202,83	0,61	57,50	39,71	6,83
Balanço NUTMON	-127,28	+8,16	+5,53	+5,41	+16,55
Saídas ajustadas					
Perdas por volatilização de nitrogênio	4,31	-	-	-	-
Perdas por erosão (¹³⁷ Cs)	32,8	0,13	1,34	10,92	1,73
Balanço ajustado	-34,15	+8,51	+9,01	+33,69	+21,02

¹o balanço foi realizado para 12 meses

O taro é a cultura que recebia a maior quantidade de N e K mineral, isso resultou em maior quantidade perdida por lixiviação, principalmente para o K (Tabela 25). Além disso, essa cultura também exporta grande quantidade de K nos produtos colhidos, o que resultou em um balanço negativo para esse elemento. Considerando o balanço ajustado, houve ganho de N no solo por cada ciclo da cultura do taro. Entretanto, é importante lembrar, que a cada dois ciclos, o taro é sucedido, geralmente, por milho, que por sua vez recebe pouca adubação (Tabela 26). Desta forma, o balanço de nutrientes para a cultura do milho é negativo para N, P, K, Ca e Mg.

Tabela 25. Balanço de nutrientes no cultivo do taro em uma propriedade familiar em Bom Jardim, RJ.¹

	N	P	K	Ca	Mg
Entradas	-----kg ha ano ⁻¹ -----				
a) Fertilizante mineral	120,03	49,04	113,86	218,29	113,11
b) Deposição da atmosfera	3,49	0,57	2,24	0,00	0,00
c) Fixação não simbiótica de N ₂	1,5	-	-	-	-
Total	125,02	49,61	116,10	218,29	113,11
Saídas					
a) Produtos de colheita	39,46	9,47	77,16	4,33	2,94
c) Lixiviação	17,4	0,0	37,4	0,0	0,0
d) Perdas por volatilização de nitrogênio	10,89	-	-	-	-
e) Perda por erosão (USLE)	91,26	5,69	22,92	16,75	3,04
Total	159,03	15,16	137,52	21,08	5,98
Balanço NUTMON	-34,00	34,46	-21,42	197,22	107,13
Saídas ajustadas					
Perdas por volatilização de nitrogênio	7,2	-	-	-	-
Perdas por erosão (¹³⁷ Cs)	26,35	1,64	6,62	4,84	0,88
Balanço ajustado	+34,60	+38,50	-5,11	+209,13	+109,29

¹o balanço foi realizado para 8 meses, ciclo do taro.

A cultura do feijão, também recebe pouca adubação o que resulta em balanços negativos para N, K, Ca e Mg (Tabela 27).

O agricultor não efetua a inoculação das sementes do feijão. Dessa forma, o presente estudo não considerou o N obtido via fixação biológica de N₂ atmosférico.

Tabela 26. Balanço de nutrientes no cultivo do milho em uma propriedade familiar em Bom Jardim, RJ.¹

	N	P	K	Ca	Mg
Entradas	-----kg ha ano ⁻¹ -----				
a) Fertilizante mineral	12,96	2,85	10,76	0,00	0,00
b) Deposição da atmosfera	1,75	0,29	1,12	0,00	0,00
c) Fixação não simbiótica de N ₂	0,75	-	-	-	-
Total	15,46	3,14	11,88	0,00	0,00
Saídas					
a) Produtos de colheita	41,64	12,38	17,90	0,28	6,40
c) Lixiviação	7,2	0,0	1,9	0,0	0,0
d) Perdas por volatilização de nitrogênio	2,62	-	-	-	-
e) Perda por erosão (USLE)	26,08	1,62	6,55	4,78	0,87
Total	77,59	14,01	26,35	5,07	7,27
Balanço NUTMON	-62,13	-10,87	-14,47	-5,07	-7,27
Saídas ajustadas					
Perdas por volatilização de nitrogênio	1	-	-	-	-
Perdas por erosão (¹³⁷ Cs)	8,78	0,55	2,21	1,61	0,29
Balanço ajustado	-43,00	-9,79	-10,13	-1,90	-6,69

¹o balanço foi realizado para 4 meses, ciclo do milho.

Tabela 27. Balanço de nutrientes no cultivo do feijão em uma propriedade familiar em Bom Jardim, RJ.¹

	N	P	K	Ca	Mg
Entradas	-----kg ha ano ⁻¹ -----				
a) Fertilizante mineral	24,00	5,28	19,92	0,00	0,00
b) Deposição da atmosfera	1,75	0,29	1,12	0,00	0,00
c) Fixação não simbiótica de N ₂	0,75	-	-	-	-
Total	26,50	5,57	21,04	0,00	0,00
Saídas					
a) Produtos de colheita	35,87	3,58	15,05	2,15	1,82
c) Lixiviação	7,4	0,0	3,4	0,0	0,0
d) Perdas por volatilização de nitrogênio	2,91	-	-	-	-
e) Perda por erosão (USLE)	53,68	1,422	8,72	14,81	2,32
Total	99,87	5,00	27,17	16,97	4,14
Balanço NUTMON	-73,38	+0,57	-6,13	-16,97	-4,14
Saídas ajustadas					
Perdas por volatilização de nitrogênio	1,44	-	-	-	-
Perdas por erosão (¹³⁷ Cs)	31	0,82	5,04	8,56	1,34
Balanço ajustado	-49,22	+1,17	-2,44	-10,70	-3,16

¹o balanço foi realizado para 4 meses, ciclo do feijão.

A batata foi a cultura que apresentou o balanço mais positivo para N, P, K (Tabela 28), isso ocorreu principalmente em função das altas doses de nutrientes aplicadas. De acordo com o modelo NUTMON o balanço para N foi praticamente nulo, -1,3 kg N ha⁻¹. Com a erosão estimada pela técnica do ¹³⁷Cs, o balanço passou para +17,4 kg N ha⁻¹.

Considerando a principal rotação de culturas na propriedade, taro/taro/milho/pousio, observa-se que a cultura do taro pode deixar, ao final dos dois ciclos, um balanço ajustado de +69,2, +77,0 e -10,2 kg ha⁻¹ kg de N, P e K, respectivamente. Após a cultura do milho, final da rotação, o balanço ajustado ficaria em +26,2 +67,2 e -20,3 kg ha⁻¹ para os mesmos elementos. Enquanto que o balanço conforme NUTMON seria de -130, + 58 e - 56 kg ha⁻¹ para N, P e K, respectivamente.

Para fósforo, esse resultado concorda com o resultado observado por Reis, (2002), que observou maior concentração de fósforo nas áreas cultivadas. Em média, os valores de fósforo no solo observados pelo autor foram de 41,2 mg dm⁻³ nas áreas cultivadas, 27,0 mg dm⁻³, nos pousios de 1 a 5 anos, e de 3,5 mg dm⁻³, nos pousios de 15 anos, 30 anos e mais de 75 anos. Após o período de pousio a área era desmatada e queimada. Assim, o resultado do balanço obtido neste estudo é um balanço parcial dos nutrientes no sistema. De acordo com Sampaio et al. (2003), a prática da queima como meio de limpeza do terreno apresenta baixa eficiência, uma vez que apenas um pequeno percentual da fitomassa inicial é convertida em cinzas e grande parte dessa biomassa permanece na área na forma de resíduos. Além disso, o autor observou uma considerável remoção de N, P, K, Ca, Mg e S, pela ação direta do fogo e do vento sobre as cinzas. Entretanto, é provável que a prática do pousio favoreça a reciclagem de nutrientes das camadas mais profundas e podendo contribuir para aumentar a durabilidade dos sistemas produtivos. Além disso, no período de pousio vegetal, o solo é preservado pela redução da erosão.

Quanto ao rendimento financeiro do produtor em Bom Jardim, de acordo com o custo de produção (Anexo 3), observa-se que o agricultor obtém os maiores rendimentos com as culturas de banana, taro e café. Pois estas culturas oferecem as maiores relações benefício/custo, conforme manejo adotado.

Tabela 28. Balanço de nutrientes no cultivo da batata em uma propriedade familiar em Bom Jardim, RJ.¹

	N	P	K	Ca	Mg
Entradas	-----kg ha ano ⁻¹ -----				
a) Fertilizante mineral	86,40	76,03	107,57	0,00	0,00
b) Deposição da atmosfera	1,75	0,29	1,12	0,00	0,00
c) Fixação não simbiótica de N ₂	0,75	-	-	-	-
Total	88,90	76,32	108,69	0,00	0,00
Saídas					
a) Produtos de colheita	31,73	1,13	31,26	1,69	1,52
c) Lixiviação	8,3	0,0	17,7	0,0	0,0
d) Perdas por volatilização de nitrogênio	4,56	-	-	-	-
e) Perda por erosão (USLE)	45,63	1,42	8,72	14,82	2,32
Total	90,18	2,55	57,68	16,51	3,84
Balanço NUTMON	-1,28	+73,77	+51,01	-16,51	-3,84
Saídas ajustadas					
Perdas por volatilização de nitrogênio	5,184	-	-	-	-
Perdas por erosão (¹³⁷ Cs)	26,350	0,822	5,038	8,556	1,339
Balanço ajustado	+17,38	+74,37	+54,70	-10,25	-2,86

¹o balanço foi realizado para 4 meses, ciclo da batata.

5.5.5 Produto exportado da propriedade em Itaperuna, RJ

A Tabela 29, apresenta a produção de leite na propriedade nos últimos 5 anos. A produção média anual de leite foi de 59214,6 ± 4487,2 litros. O leite apresenta baixa percentagem de N, P, K (Tabela 30), por isso, de um modo geral, a exportação de nutrientes nesse produto foi pequena.

Tabela 29. Produção mensal de leite (L) em uma propriedade familiar em Itaperuna, RJ

	-----anos-----				
	2002	2003	2004	2005	2006
jan	6606	6828	508	8386	6036
fev	5645	5592	4859	7349	5366
mar	5200	5734	5347	7185	5546
abr	2885	5234	4649	5975	4221
mai	3208	4496	4573	5474	3666
jun	3173	3480	3644	5597	3213
jul	4160	2766	2988	5584	3231
ago	3966	3384	3348	5267	4213
set	4716	5028	3432	4767	4588
out	5125	6292	3992	6172	4794
nov	5286	5922	4037	6467	5781
dez	5971	6355	5652	6373	6741
Total de leite (L)	55941	61111	47029	74596	57396
Carne (kg ms) ¹	180	180	180	180	180

¹, ms, matéria seca, média anual. Conforme informado pelo produtor, são vendidos anualmente 20 bezerros de 180 kg cada um (a umidade é 75%, Embrapa Gado de Corte, 2007). A ms foi obtida considerando 50% de carcaça.

A Tabela 30 apresenta os teores médios de nutrientes no leite, carne bovina e excreções (fezes e urina). De acordo com a literatura a urina apresenta apenas traços de fósforo (Gürtler et al.,1987) portanto, sem importância para efeito de balanço de nutrientes.

Tabela 30. Teores médios de nutrientes (%) em leite e carne e dejetos bovinos utilizados para cálculos de balanço de nutrientes na propriedade em Itaperuna, RJ.

	N	P	K
Leite bovino ¹	0,043	0,007	0,011
Carne bovina ²	30	8	2
Urina	0,25 ± 0,02 ³	traços ⁵	1,36 ⁵
Fezes ⁴	1,79 ± 0,04 ³	1,45 ⁶	2,38 ⁶

¹, Bekunda e Manzi (2003); ²,Bosch et al. (1998); ³, determinado em laboratório; ⁴, matéria seca, a fezes fresca possui 87 % de umidade; ⁵,Gürtler et al (1987); ⁶, Kiehl, (1985).

A estimativa de produção de dejetos animais na propriedade está apresentada na Tabela 31. A produção total na propriedade foi de 205890,6 L ano⁻¹ e 35642,6 kg ano⁻¹ de urina e fezes, respectivamente. A produção real deve ser superior aos valores apresentados abaixo, pois no presente estudo não foram computadas as excreções dos animais jovens.

Tabela 31. Produção anual de dejetos no pasto, na capineira e no curral

	Pasto (20 cabeças)	Capineira (16 cabeças)	Curral (16 cabeças)
Urina (L)	115121,0	81045,2	9725,4
Fezes (kg MS)	19929,0	14030,0	1683,6

MS, matéria seca. Os dados de produção de dejetos foram calculados conforme dados apresentados nos itens 5.4.3 “c” e “e”.

5.5.6 Erosão do solo estimada pela USLE em Itaperuna, RJ

A erosão do solo estimada pela USLE na propriedade em Itaperuna, foi menor que 1 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 32). Conforme esse resultado, a perda de solo está abaixo dos limites de tolerância de perda para o Argissolo. De acordo com Bertoni e Lombardi Neto (1999), em solos desenvolvidos a tolerância de perda de solo pode ultrapassar 10,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹; em solos poucos desenvolvidos a média de tolerância de perda é superior a 4,0 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Assim, a perda de solo pela erosão não está comprometendo a sustentabilidade da propriedade estudada.

Dentre os fatores da USLE, o que mais contribuiu para redução da taxa de erosão estimada foi o fator uso e manejo do solo (Fator C). As gramíneas, por apresentarem um sistema radicular fasciculado e superficial, somada a alta relação C:N, que aumenta o tempo para decomposição dos resíduos e proporcionam melhor cobertura do solo, reduzem o fator C. Donzelli et al. (1992) observaram um fator C para pastagem de 0,01. Margolis et al. (1985), observaram que o capim “sempre verde”, independente do tipo de preparo do solo, apresenta valores para o Fator C muito baixos (≤ 0,002).

As observações de campo constataram sinais de erosão somente nas trilhas dos animais. Além disso, atualmente, o produtor está concentrando a produção de leite em capineiras em áreas de baixada, o que indica que a erosão do solo na propriedade não é um fator determinante para redução da sustentabilidade da produção de leite.

Tabela 32. Dados utilizados na estimativa de perda de solo pelo USLE - *NUTMON*

	Fatores da USLE					
	R	K	LS	C	P	A (Mg ha ⁻¹)
Morro	7000	0,252	2,83	0,01	0,5	0,5
Baixada	7000	0,253	0,77	0,01	0,5	0,4

Fator C de acordo com Donzelli et al (1992) e Fator P de acordo com Bertoni & Lombardi Neto (1999).

5.5.7 Balanço de nutrientes pelo modelo *NUTMON* em Itaperuna, RJ

Apesar de a atividade principal ser a produção de leite, esta não é a principal fonte de exportação de nutrientes da propriedade. A exportação de carne (venda de 20 bezerros) resulta em exportação de nutrientes superior àquela observada na produção de leite (Tabela 33). A principal fonte de nutrientes é a adubação mineral, realizada nas áreas de cana-de-açúcar e, atualmente, na capineira que possui área total de 12000 m².

O balanço de nutrientes na propriedade (57,6 ha) está apresentado na Tabela 33. Em média, a propriedade recebe 641 kg de N, 58,0 kg de P e 266,0 kg de K por ano em forma de fertilizante. Entretanto, esses nutrientes não foram distribuídos uniformemente na propriedade. Por isso, existem áreas na propriedade que nunca receberam qualquer tipo de nutriente via fertilizante.

O balanço parcial (entrada de nutrientes via fertilizantes e concentrado – saída de nutrientes exportado em produtos - leite e carne) em Itaperuna foi +10 kg de N, +197 kg de P e +79 kg de K.

O balanço completo estimado pelo *NUTMON* foi +548,4 kg N, +138,4 kg P e +38,5 kg K propriedade⁻¹ano⁻¹. Isso equivale a +9,5 kg N, 2,4 kg P e +0,67 kg de K ha⁻¹ ano⁻¹. As entradas de nitrogênio via deposição da atmosfera e fixação biológica não simbiótica de N₂ representaram 31% do total de entrada de N no sistema. As perdas por lixiviação e volatilização de nitrogênio do fertilizante e dos dejetos (urina e fezes) representaram 67% das perdas deste nutriente. A erosão do solo não foi uma via importante de perda de nutrientes, que é explicado pela permanente cobertura do solo pelas gramíneas, principalmente durante o período chuvoso.

Bekunda & Manzi (2003) observaram um balanço parcial de nutrientes no sudoeste de Uganda, em propriedades com culturas anuais, de -22,6 a -41,7 kg N ha⁻¹ ano⁻¹; balanço de K e P entre -18,5 a -29,6 kg ha⁻¹ ano⁻¹ e -1,1 a 3,9 kg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. As entradas de nutrientes nas propriedades estudadas por esses autores eram de 100 a 148 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, 34 a 48 kg P ha⁻¹ ano⁻¹ e 63 a 76 kg K ha⁻¹ ano⁻¹. É importante, lembrar que a sustentabilidade dos sistemas produtivos depende não apenas de um balanço de nutrientes positivo, mas de um equilíbrio. Pois, não é suficiente compensar perdas com maior taxa de adubação, é necessário utilizar os nutrientes de forma racional.

Van den Bosch et al. (1998), observaram balanço negativo para N e K e positivo para P em várias propriedades agrícolas na África. Os autores observaram que o balanço parcial (sem perdas) foi positivo para N, K e P. Entretanto as perdas ocasionaram balanço de -71 kg N ha⁻¹ e -9 kg K ha⁻¹. Nas propriedades estudadas, os autores constataram que a erosão teve pouca importância no resultado final do balanço *NUTMON*. As principais perdas ocorreram através de lixiviação e volatilização.

No presente estudo, a estimativa de perda de N por volatilização obtida pelo *NUTMON* foi apenas 14,5 % do total volatilizado, conforme medições de campo. A equação proposta pelo *NUTMON* para estimar a taxa de volatilização de N não possui o pH como parâmetro. A equação foi desenvolvida principalmente para solos ácidos por representar a maior parte dos solos dos trópicos. Assim, em uma condição com elevado pH, cerca de 6,5

(Tabela 20), esse fator deve contribuir para as altas taxas de volatilização observadas (até 47% do N-uréia e 40% do N-urina, capítulo II), ocasionando dados subestimados pelo modelo *NUTMON* (6% do N-uréia aplicado).

Tabela 33. Balanço de nutrientes na propriedade inteira (57,6 ha) em Itaperuna, RJ.

	N	P	K
	-----(kg ano^{-1})-----		
Entradas			
a) Fertilizante mineral	641,49	201,68	266,00
b) concentrado	129,49	13,68	54,00
c) Deposição da atmosfera	279,35	0,80	3,12
d) Contribuição da fixação não simbiótica de N_2	72,00	-	-
Total entradas (EN)	1122,33	216,16	323,12
Saídas (SAa)			
a) Leite	25,46	4,15	6,51
b) Carne	54,00	14,4	3,6
c) Lixiviação	39,10	0,0	17,2
d) Perdas por volatilização de nitrogênio	40,31	-	-
e) Erosão ¹	7,73	0,11	0,31
Subtotal SAa	166,62	18,66	27,58
Saídas (SAb)			
Lixiviação e volatilização da urina	259,9	-	-
Lixiviação e volatilização das fezes	45,0	-	-
Perda no curral (urina)	29,4	0,0	160,1
Perda no curral (fezes)	72,9	59,1	97,0
Sub total SAb	407,3	59,1	257,1
Total SA	573,89	77,75	284,64
Balanço <i>NUTMON</i> na propriedade	+548,44	+138,4	+38,48
Balanço <i>NUTMON</i> por hectare	+9,52	+2,4	+0,67
Saídas ajustadas			
Perdas por volatilização de nitrogênio	311,12	-	-
Balanço ajustado na propriedade	+277,63	+138,4	+38,48
Balanço ajustado por hectare	+4,82	+2,4	+0,67

¹, erosão estimada pela Equação Universal de Perda de Solo

A Tabela 34 apresenta o balanço anual de nutrientes na capineira (1,2 ha). O balanço parcial foi +422 kg N, +24 kg P e +68 kg K. O balanço completo de acordo com o *NUTMON* foi +197 kg N, +0,71 kg P e -64 kg K. As perdas por lixiviação e volatilização de nitrogênio do fertilizante e dos dejetos (urina e fezes) representaram 78% do total computado.

O balanço negativo de K foi resultado da grande quantidade de dejetos retidos no curral. Essa via correspondeu a 76% das perdas desse elemento. O balanço ajustado, com N volatilizado medido no campo, mostrou que o balanço foi de +6,6 kg N. Esse valor positivo é resultado da alta dose de N aplicada, pois em média 50% do N-uréia aplicado é perdido somente através da volatilização de amônia (Capítulo II).

A propriedade em Itaperuna, RJ, por apresentar pH acima de 6,0 ocasiona uma perda de N-NH₃ acima do esperado para solos brasileiros. Entretanto, cabe ressaltar que essa área é representativa para o município de Itaperuna, sendo uma das principais regiões produtoras de leite do noroeste do estado do Rio de Janeiro.

Tabela 34. Balanço de nutrientes na capineira (1,2 ha) em Itaperuna, RJ

	N	P	K
	-----(kg ano^{-1})-----		
Entradas			
a) Fertilizante mineral	432,00	25,87	70,88
b) Deposição da atmosfera	4,85	0,80	3,12
c) Contribuição da fixação não simbiótica de N_2	4,85	-	-
		-	-
Total entradas (EN)	438,10	26,67	74,00
Saídas (SAa)			
a) Leite	9,46	1,54	2,42
b) Lixiviação	36,4	0,0	30,2
c) Perdas por volatilização de nitrogênio	25,55	-	-
d) Erosão [†]	1,213	0,005	0,033
Subtotal SAa	72,61	1,55	32,62
Saídas (SAb)			
Lixiviação e volatilização da urina	107,38	-	-
Lixiviação e volatilização das fezes	18,58	-	-
Perda no curral (urina)	12,16	0,00	66,13
Perda no curral (fezes)	30,14	24,41	40,07
Sub total SAb	168,26	24,41	106,20
Total SA	240,87	25,96	138,83
Balanço NUTMON	+197,48	+0,71	-64,83
Saídas ajustadas			
Perdas por volatilização de nitrogênio	216,42	-	-
Balanço ajustado	+6,60	+0,71	-64,83

O modelo *NUTMON* foi desenvolvido com estudos em solos ácidos, por isso, para sua utilização em solos com pH elevado, é recomendável utilizar outras técnicas para quantificar o total de N perdido por volatilização de amônia. Pois, o pH tem grande influência nesse processo e não é um parâmetro da equação do *NUTMON*. Esse fato ficou evidente na propriedade estudada em Itaperuna.

Outra grande limitação do *NUTMON* foi a estimativa da erosão do solo com uso da USLE, pois conforme observado no capítulo I, ocorre redistribuição do solo erodido dentro das próprias áreas cultivadas. Desta forma, mesmo com o conhecimento exato de todos os fatores que compõem a USLE, a estimativa de perda de nutrientes pela erosão seria superestimada, pois essa técnica assume que todo solo erodido é perdido. Assim, para estudos de balanço de nutrientes, a técnica do ^{137}Cs (Capítulo I) se apresenta como uma alternativa. Pois, com essa técnica se pode identificar o solo realmente perdido, já que é possível descontar o solo redistribuído dentro de área em estudo. Cabe ressaltar, que a USLE apresenta grande potencial para estudo de predição de perda de solo. Isso pode orientar os produtores e técnicos na tomada de decisão. Além disso, em áreas com declive e sem pontos de sedimentação, onde, de fato o solo é perdido, a USLE pode ser utilizada com sucesso principalmente pela rapidez na obtenção dos dados após o conhecimento correto dos parâmetros envolvidos na equação.

O desenvolvimento deste trabalho permitiu observar que, em estudos com *NUTMON*, a entrevista com o produtor, por si só, pode levar a aquisição de dados irreais referente a

quantidade de produtos, principalmente quando se trata de pequenos produtores que às vezes desconhecem a área exata cultivada e a sua produção média anual. Desta forma, no monitoramento deve-se incluir, também, medição das áreas cultivadas e a estimativa da produção por meio de amostragem. Esses dados complementam os dados de produção obtidos por entrevista.

5.6 Conclusões

Em Bom Jardim, RJ o modelo *NUTMON* superestimou a erosão do solo e em Itaperuna, RJ o modelo subestimou a perda de N por volatilização de NH_3 .

O modelo *NUTMON*, conforme proposto pela FAO, mostra que as culturas perenes da propriedade agrícola estudada em Bom Jardim, RJ apresentam balanço negativo para N, positivo para P e praticamente nulo para K. O modelo ajustado mostrou o mesmo resultado, diferindo apenas na magnitude dos valores. Quanto às culturas anuais, de acordo com o modelo *NUTMON* a principal rotação (taro/taro/milho) resultou em um balanço negativo para N e K. Entretanto o modelo ajustado, com erosão estimada com ^{137}Cs , mostrou que o balanço foi negativo apenas para K.

O modelo *NUTMON* mostrou que a propriedade agrícola em Itaperuna, RJ apresenta, no geral, balanço positivo para NPK. Entretanto, a capineira apresenta balanço positivo para N, negativo para K e nulo pra P. O modelo ajustado, com volatilização de NH_3 medida com uso do coletor SALE, mostrou que o balanço foi praticamente nulo para N e P e negativo para K.

6 CONCLUSÕES GERAIS

O modelo *NUTMON* conforme proposto pelas Nações Unidas, não pode ser utilizado diretamente para avaliação da sustentabilidade de sistemas agrícolas nas condições das propriedades estudadas, sendo recomendável utilizar taxa a erosão obtida pela técnica do ^{137}Cs e a quantidade de N perdida por volatilização de amônia obtida com uso de coletor de amônia. Entretanto, a utilização da técnica do ^{137}Cs para determinar a erosão do solo possui custo elevado. Desta forma, estudos para obtenção dos fatores da USLE, principalmente o fator C, devem ser priorizados já que essa equação, após a obtenção dos seus fatores para as condições do estudo, permite a estimativa da erosão do solo com rapidez e com baixo custo.

A hipótese não foi confirmada, pois o sistema de pousio na propriedade em Bom Jardim, desde que otimizadas as práticas de controle de erosão, não proporcionará empobrecimento do solo em curto e médio prazo. Da mesma forma que não há indícios de contaminação ambiental por excesso de fertilizantes. Considerando a localização da propriedade em terrenos com altos níveis de declividade, o sistema de pousio deveria servir de modelo para outros proprietários.

Em Itaperuna, o sistema de manejo adotado, não ocasionará o empobrecimento do solo em curto e médio prazo. Entretanto, é a aplicação de altas doses de nitrogênio que compensa a elevada taxa de perda desse elemento. Desta forma, deve-se buscar formulações e formas de aplicação de adubos nitrogenados que minimizem as perdas de N por volatilização de amônia, contribuindo, assim, para o uso racional deste nutriente.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBUQUERQUE, A. W; FILHO, G M; SANTOS, J. R; COSTA, J. P. V; SOUZA, J. L. Determinação de fatores da equação universal de perda de solos em Sumé, PE. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, v. 9, p.153-160, 2005.
- ALFSEN, K.H.; De FRANCO, M.A.; GLOMSRØD, S. & JOHNSEN, T. The cost of soil erosion in Nicaragua. Ecol. Econ., v. 16 p.129-145, 1996.
- ALVES, B. J. R.; SANTOS, J.C.F.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Métodos de determinação do nitrogênio em solo e planta. In: HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R.S. (Org.). Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola. Brasília: Embrapa-SPI, 1994. p. 449-469.
- ALVES, G. D. SAMPAIO, E. V. B. SALCEDO, I. H. SILVA, V. M. Potencial de mineralização de N e C em vinte solos de Pernambuco. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 23, p. 245-256, 1999.
- ANDRELLO, A. C. Aplicabilidade do ¹³⁷Cs para medir erosão do solo: modelos teóricos e empíricos. 2004. 174 p. (Tese, Doutorado em Física)-Departamento de física, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR. 2004.
- ANDRELLO, A. C., APPOLONI, C. R., GUIMARÃES, M. F. Uso do Césio-137 para avaliar taxas de erosão em cultura de soja, café e pastagem. R. Bras. Ci. Solo, v. 27, p. 223-229, 2003.
- BAIJUKYA, F. P; STEENHUIJSEN DE PITERS, B. Nutrient balances and their consequences in the banana-based land use systems of Bukoba district, northwest Tanzania. Ag., Ecosys. Env., v. 71, p. 147-158, 1998.
- BEKUNDA, M & MANZI, G. Use of the partial nutrient budget as an indicator of nutrient depletion in the highlands of southwestern Uganda. Nutrient Cycling in Agroecosystems, v. 67, p. 187-195, 2003.
- BENBI, D. K. & BISWAS, C. R. Nutrient budgeting for phosphorus and potassium in a long-term fertilizer trial. Nutrient Cycling in Agroecosystems, v.54, p. 125-132, 1999.
- BERTOL, I.; SCHICK, J.; BATISTELA, O. Razão de perdas de solo e fator C para as culturas de soja e trigo em três sistemas de preparo em um Cambissolo Húmico Alumínico. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 25, p. 451-461, 2001.
- BERTOL, I; GUADAGNIN, J. C.; CASSOL P. C; AMARAL, A. J.; BARBOSA, F. T. Perdas de Fósforo e Potássio por Erosão Hídrica em Um Inceptisol sob Chuva Natural. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.28, p. 485-494, 2004.
- BERTOL, I; PAZ GONZALEZ, A; VIDAL VAZQUEZ, E. Soil surface roughness with different doses of corn residue submitted to simulated rainfall. Pesq. agropec. bras., Brasília, v. 42, 2007.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. São Paulo: ed. Ícone, 4a ed. 1999. p. 355.
- BISWAS, C. R.; BENBI, D. K. Long term effects of manure and fertilizer on wheat-based cropping systems in semi arid alluvial soils. Fert News, v. 34, p. 33-38, 1989.

- BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Aust. J. Agric. Res.*, v. 46, p.1459-1466, 1995.
- BOUWMEESTER, R.J.B.; VLEK, P.L.G.; STUMPE, J.M. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from urea-fertilized soils. *Soil Science Society of America Journal*, v.49, p.376-381, 1985.
- BRADY, N.C. *Natureza e propriedades dos solos: aspectos econômicos do enxofre e do nitrogênio dos solos*. 7 ed., Rio de Janeiro, F. Bastos, 1989. p. 323-372.
- CAMPBELL, C. A.; READ, D. W. L.; WINKELMAN, G. E., MCANDREW, D. W. First 12 years of long-term crop rotation study in south western Saskatchewan- Bicarbonate P distribution in soil and P uptake by the plant. *Can J Soil Sci.*, v. 64, p. 125–137, 1984.
- CANTARELLA, H.; MATOS, D. Jr.; QUAGGIO, J.A.; RIGOLIN, A.T. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilizer with different N sources and the loss of applied N. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 67, p. 215-223, 2003.
- CANTARELLA, H.; ROSSETO, R.; BARBOSA, W.; PENNA, M.J. & RESENDE, L.C.L. Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia e resposta da cana-de-açúcar à adubação nitrogenada, em sistema de colheita de cana sem queima prévia. *CONGRESSO NACIONAL DA STAB*, 7., Londrina, 1999. *Anais. Álcool Subpr.*, Londrina, p.82-87, 1999.
- CASSOL, E.A.; CANTALICE, IR.B.; REICHERT, J.M.; MONDARDO, A. Escoamento superficial e desagregação do solo em entressulcos em solo franco-argilo-arenoso com resíduos vegetais. *Pesquisa agropecuária brasileira*, Brasília, v.39, n.7, p.685-690, 2004.
- CASTRO FILHO, C.; MUSILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade de agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico num Latossolo Roxo distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. *R. Bras. Ci. Solo*, v. 22, p. 527-538, 1998.
- CLAYTON, H.; McTAGGART, I.P.; PARKER, J.; SWAN, L.; SMITH, K.A. Nitrous oxide emissions from fertilized grassland: A 2-year study of the effects of the N fertilizer form and environmental conditions. *Biology and Fertility of Soils*, v. 25, p. 252-260, 1997.
- CNPGL, CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE GADO DE LEITE/EMBRAPA, Folheto: Biogás: Energia do meio rural para o meio rural, 1990.
- CORRECHEL, V. Avaliação de índices de resistência do solo à erosão através da técnica da análise da redistribuição do fallout" do ^{137}Cs , 2003. Tese de Doutorado em Ciências (Energia Nuclear na Agricultura). Universidade de São Paulo, USP. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/64/64132/tde-13042004-111210/> acessado em: 26/12/2007.
- COSTA, M.C.G; VITTI, G.C; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH_3 de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 27, 2003.
- COSTA, M.J.R.P. Padrões de comportamento de defecções e micção de vacas holandesas em lactação. In. *IV Encontro Anual de Ecologia*. Florianópolis, SC. P. 152, 1988.
- DANIEL, T.C.; SCHARPLEY, A.N.; EDWARDS, D.R.; WEDEPOHL, R. & LEMUNYON, J.L. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorus management. *J. Soil Water Conserv.*, v. 40, p.30-38, 1994.
- DeMARIA I.C.; LOMBARDI NETO F. Razão de perdas de solo e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 21, p. 263-270, 1997.

- DENARDIN, J.E. Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. Piracicaba. 1990. 114 p. Tese (doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – Universidade de São Paulo.
- DOBBIE, K.E.; MCTAGGART, I.P.; SMITH, K.A. Nitrous oxide emission from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research*, v. 104, p. 26891-26899, 1999.
- DONZELI, P.L.; VALÉRIO FILHO, M.; PINTO, S.A.F.; NOGUEIRA, F.P.; ROTTA, C.L.; LOMBARDI NETO, F. Técnicas de sensoriamento remoto aplicadas ao diagnóstico básico para planejamento e monitoramento de microbacias hidrográficas. Campinas: IAC, Boletim 29, 1992.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de Métodos de Análise de Solos. Rio de Janeiro, 1979.
- FAERGE, J.; MAGID, J. Evaluating NUTMON nutrient balancing in Sub-Saharan África. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* v. 69, p.101-110, 2004.
- FAPERJ. Anuário estatístico do estado do Rio de Janeiro – 1980. Rio de Janeiro: Fundação de Amparo à Pesquisa do estado do Rio de Janeiro 506p, 1980.
- FERREIRA, E. A excreção de bovinos e as perdas de nitrogênio nas pastagens tropicais. 1995. 124 p. (Dissertação, Mestrado em Agronomia-Ciência do Solo) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 1995.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Assessment of soil nutrient balance. Approaches and methodologies. *FAO fertilizer and plant nutrition bulletin* 14. 87p, 2003.
- FREITAS, P.L.; CASTRO, A.F. Estimativas das perdas de solo e nutrientes por erosão no Estado do Paraná. *B. Inf. SBCS*, v. 8, p. 43-52, 1983.
- FREITAS, M.M. Funcionalidade Hidrológica dos cultivos de banana e territorialidades na paisagem do Parque Municipal de Grumari-Maçiço da Pedra Branca – RJ. Disponível em: http://www.anuario.igeo.ufrj.br/anuario_2003/anuario_igeo_2003_ppgg_doutorado.pdf, acessado em 05/02/2008. 2003.
- FRENEY, J.R.; DEANMEAD, O.T.; WOOD, A.W.; SAFFIGNA, P.G.; CHAPMAN, L.S.; HAM, G.J.; HURNEY, A.P.; STEWART, R.L. Factors controlling ammonia loss from trash covered sugarcane fields fertilized with urea. *Fertil. Res.*, v. 31, p.341-349, 1992.
- FRIED, M.; SOPER, R.J.; BROESHART, H. 15N-Labelled single-treatment fertility experiments. *Agron. J.*, v. 67, p. 393-396, 1974.
- GALDINO, S.; RISSO, A.; SORIANO, B. M. A.; VIEIRA, L. M.; PADOVANI, C. R.; POTT, A.; MELO, E. C.; ALMEIDA JÚNIOR, N. Perdas de Solo na Bacia do Alto Taquari. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento* n. 44, Embrapa-Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal. 2003.
- GUADAGNIN, J. C.; BERTOL, I.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J. DO. Perdas de Solo, Água e Nitrogênio por Erosão Hídrica em Diferentes Sistemas de Manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, p.277-286, 2005.
- GUEDES, C. A. B. Volatilização de N e alterações químicas do solo sob cultivo de cana-de-açúcar com aplicação de vinhaça e diferentes formas de colheita. 2005. 78 p. (Dissertação, Mestrado em Agronomia-Ciência do Solo) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2005.

- GUIMARÃES, M. F.; NASCIMENTO, V. F. RITCHIE, J. C. Application of Cesium-137 in a study of soil erosion and deposition in Southeastern Brazil. *Soil Science*, v. 168, p. 45-53, 2003.
- GÜRTLER, H.; KETZ, H.A.; KOLB, E.; SCHRÖDER, L.; SEIDEL, H. *Fisiologia veterinária*. Capítulo 10: Fisiologia dos rins, 306-325, 4 ed., Ed. Guanabara, Rio de Janeiro, 1987.
- HAAS, G.; CASPARI B.; KOPKE, U. Nutrient cycling in organic farms: stall balance of a suckler cow herd and beef bulls. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 64, p. 225–230, 2002.
- HANSON, R.G.; CASSMAN, K.G. Soil management and sustainable agriculture in the developing world. In: 15th World Congress of Soil Science. Acapulco, Mexico, Vol. 7: Commission VI Symposia. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, México, pp 17-33.1994. <http://cnpab.embrapa.br/publicacoes/sistemasdeproducao/vocoroca/autores.htm>, acessado em janeiro de 2007.
- HAYNES, R.J.; WILLIAMS, P.H. Nutrients cycling and soil fertility in grazed pastures ecosystem. *Advances in Agronomy*, v. 49, p. 119-199, 1993.
- HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; CAMPO, R. J.; CRISPINO, C. C.; MORAES, J. Z.; SIBALDELLI, R. N. R.; MENDES, I. C.; ARIHARA, J. Nitrogen nutrition of soybean in Brazil: Contributions of biological N₂ fixation and N fertilizer to grain yield. *Canadian Journal of Plant Science*, v. 46, p 937-939. 2006
- IAEA. Report on the second research co-ordination meeting on the coordinated research projects on assessment of soil erosion through the use of ¹³⁷Cs and related techniques as a basis for soil conservation. Sustainable Agriculture Production and Environmental Protection. Viena, Austria. 1998.
- INCRA/FAO. Novo retrato da agricultura familiar no Brasil - O Brasil redescoberto. 74p. Brasília, 2000.
- IPCC- Intergovernmental Panel on Climate Change. Revised 1997 IPCC Guidelines for National greenhouse gas inventories; reference manual. Suíça. 1997.
- KACHANOSKI, R. G. JONG, E. Predicting the temporal relationship between soil Cesium-137 and erosion rate. *Journal of Environmental Quality*, v. 13, p. 301-304, 1984.
- KIEHL, J.E. Fertilizantes orgânicos. Cap. 6: Fertilizantes orgânicos simples, 142-228, Ed. Agronômica Ceres Ltda., São Paulo, SP, 1985.
- KISSEL, D.E.; BREWER, H.L.; ARKIN, G.F. Design and test of a field sampler for ammonia volatilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Madison, v. 41, p. 1133-1138, 1977.
- LAL, R Soil erosion by wind and water: Problems and prospects. In: LAL, R Soil erosion and research methods. Wageningen: SWCS, 1988.
- LANGDALE, G.W.; LEONARD, R.A. & THOMAS, A.W. Conservation practice effects on phosphorus losses from Southern Piedmont watersheds. *J. Soil Water Conserv.*, 40:157-160, 1985.
- LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O. Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação de N-NH₃ volatilizado da uréia aplicada ao solo. *R. Bras. Ci. Solo.*, 14:345-352, 1990.

- LARA CABEZAS, W.A.R.; TRIVELIN, P.C.O.; BENDASSOLLI, J.A. & GASCHO, G.J. Calibration of a semi-open static collector for determination of ammonia volatilization from nitrogen fertilizers. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 30:389-406, 1999.
- LIMA, E.R.V. de; KUS, H.J.H.; SAUSEN, T.M. Sistemas de Informações Geográficas e Técnicas de Sensoriamento Remoto na Elaboração de Mapas de Risco de Ersoão no Sertão da Paraíba. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 16, p. 257-263, 1992.
- LIMA, P.M. de P. Índices de erodibilidade diretos e indiretos para dois latossolos do município de Lavras - Minas Gerais. *Ciência e Prática*, v.15, p.186-193, 1991.
- LOMBARDI NETO F, DeMARIA IC, CASTRO, O.M, DECHEN SCF, VIEIRA SR Efeito da quantidade de resíduos culturais de milho nas perdas de solo e água. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 12, 71-75, 1988.
- MACHADO, R. L.; CAMPELLO, E. F. C.; RESENDE, A. S.; MENEZES, C. E. G.; SOUZA, C. M.; FRANCO, A. A. Recuperação de Voçorocas em Áreas Rurais. *Embrapa agrobiologia*, sistema de produção 3. 2006.
- MANNIGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 24, p. 1335-1340, 2002.
- MARGOLIS, E.; SILVA, A. B. da; JACQUES, F. de O. Determinação dos Fatores da Equação Universal de Perdas de Solo para as Condições de Caruaru, PE. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 9, p. 165-169, 1985.
- MARQUES, J. J. G. S. M.; CURTI, N.; LIMA, J. M.; FERREIRA, M. M.; SILVA, M. L. M.; FERREIRA, D. F. Estimativa da erodibilidade a partir de atributos de solos com horizonte B textural no Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 21, p. 457-465, 1997.
- MARTINS, S.G. Erosão hídrica em povoamento de eucalipto sobre solos coesos nos Tabuleiros Costeiros, ES. 2005. 106p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.
- MARSOLA, T. MIYAZAWA, M. PAVAN, M. A. Desenvolvimento e calibração de um sistema coletor de amônia volatilizado do solo. *RESUMOS...*, Cd-rom Fertibio 2000, Santa Maria, RS. 2000.
- MARTZ, L.W.; De JONG, E. Using Cs-137 to assess the variability of net soil erosion and its association with topography in a Canadian prairie landscape. *Catena*, v.14, p. 439-451, 1987.
- MATTOS, L.C. Formulação de hipóteses na busca de sustentabilidade dos sistemas agrícolas. In: Oliveira, T.S. de et al., (Eds.), *Agricultura, sustentabilidade e o semi árido*. Soc. Bras. Ci. Solo, Viçosa – Univ. Fed. do Ceará, Fortaleza-CE, p. 58-69, 2000.
- MCGARITY, J.W.; RAJARATNAM, J. A. Apparatus for the measurement of losses of nitrogen as gas from the field and simulated environments. *Soil Biol. Biochem.*, Oxford, v. 5, p. 121-131, 1973.
- MENDES, C. A. R. Erosão Superficial em Encosta Íngreme sob Cultivo Perene e com Pousio no Município de Bom Jardim – RJ. 2006. Tese de Doutorado (Universidade Federal do Rio de Janeiro-COPPE). Disponível em http://www.coc.ufrj.br/teses/doutorado/inter/2006/Teses/MENDES_CAR_06_t_D_int.pdf. Acessado em 26/12/2007.
- MEURER, E. J. Potássio. In: Fernandes, M. S (Editor). *Nutrição Mineral de Plantas*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 282-, 2006.

- MONTEBELLER, C. A. Variabilidade Espacial do Potencial Erosivo das Chuvas no Estado do Rio de Janeiro. 2005. 103 p. (Dissertação, Mestrado em Agronomia-Ciência do Solo) – Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2005.
- MORTON, J.D. The spatial distribution of excretas and its contribution to soil fertility. Undertaken while working as a NRAC. Scholar on the Hill Farming Research. p. 51, Organization Edinburg from March 1983 to August, 1984.
- MUCTCHLER, C.K.; GREER, J.D. Reduced tillage for soybeans, Trans. ASAE, Saint Joseph, vol. 27, p. 1364-1369, 1984.
- NISKANEM, A. Value of external environmental impacts of reforestation in Thailand. Ecological Economics, Amsterdam, v. 26, p. 287-297, 1998.
- NÖNMIK, H. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soils. Plant Soil., v. 39, p. 309-318, 1973.
- PIMENTEL, D.; HARVEY, C.; RESOSUDARMO, P.; SINCLAIR, K.; KURZ, D.; McNAIR, M.; CRIST, S.; SHPRITZ, L.; FITTON, L.; SAFFOURI, R. & BLAIR, R. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. Sci., v. 267, p. 117-1.123, 1995.
- PORT, O.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto. Pesq. agropec. bras., Brasília, v. 38, p. 857-865, 2003.
- PROCHNOW, D.; DECHEN, S. C. F. DE MARIA, I, C.; CASTRO, O. M.; VIEIRA, S. R. Razão de Perdas de Terra e Fator C da Cultura do Cafeeiro em Cinco Espaçamentos, em Pindorama (SP). Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 29, p.91-98, 2005.
- QUINE, T.A., ZHANG, Y. An investigation of spatial variation in soil erosion, soil properties, and crop production within an agricultural field in Devon, United Kingdom. Journal of Soil and Water Conservation, v.57, p.55-65, 2002.
- RAISON, R.J.; CONNEL, M.J.; KHANNA, P.K. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N in situ. Soil Biol. Biochem. v. 19, p. 521-530, 1987.
- RAMOS, M.G.; VILLATORO, M.A.A.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M. Quantification of the contribution of biological nitrogen fixation to tropical green manure crops and the residual benefit to a subsequent maize crop using ¹⁵N-isotope techniques. Journal of Biotechnology, v. 91, p. 105-115, 2001.
- REIS, L.L. Sistema de agricultura migratória na Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro: Avaliação de indicadores de sustentabilidade. 2002. 126 p Dissertação (Mestrado em Agronomia-Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2002.
- REYNOLDS, C.M.; WOLF, D.C. & ARMBRUSTER, J.A. Factors related to urea hydrolysis in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., v. 49, p.104-108, 1987.
- RITCHIE, J.C.; McHENRY, J.R. Application of radioactive fallout Cesium-137 for measuring erosion and sediment accumulation rates and patterns: A Review. Journal of Environmental Quality., v. 19, p. 215-233, 1990.
- RITCHIE, J. C.; McHENRY, J. R. Fallout ¹³⁷Cs: a tool in conservation research. Journal of Soil and Water Conservation, v. 30, p. 283-286, 1975.

- RITCHIE, J.C.; SPRABERRY, J.A.; MCHENRY, J.R. Estimating soil erosion from the redistribution of fallout ¹³⁷Cs. *Soil Science of American Proceedings*, v. 38, p. 137-139, 1974.
- RODRIGUES, M.B. & KIEHL, J.C. Distribuição e nitrificação da amônia proveniente da uréia aplicada ao solo. *R. Bras. Ci. Solo.*, v. 16, p. 403-408, 1992.
- ROLOFF, G. DENARDIN, J. E. Estimativa simplificada da erodibilidade do solo: In: REUNÃO BRASILEIRA DE MANEJO E COSNERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 10; Florianópolis, 1994. Resumos. Florianópolis SBCS, p. 150-151. 1994.
- ROOSE, E. I. Application of the universal soil loss equation of Wischmeier and I Smith in West Africa. In: GREENLAND, D. J.; LAL, R. Soil conservation and management in the humid tropics. Chichester: John Wiley & Sons, 1977. p. 177-187.
- RUFINO, R. L.; HENKLAIN, J. C.; BISCAIA, R. C. M. Influência das práticas de manejo e cobertura vegetal do cafeeiro nas perdas de solo. *Revista Brasileira de Ciência Solo*, Campinas, v. 9, n. 3, p. 277-280, set./dez. 1985.
- SALCEDO, I. H. Fertilidade do Solo e Agricultura de Subsistência: Desafios para o Semi-árido Nordeste. CD-ROM, Fertbio, Lages, SC, 19 a 23 julho. *Palestra*. 2004.
- SAMPAIO, F. A. R.; FONTES L. E. F.; COSTA L. M.; JUCKSCH, I. BALANÇO DE NUTRIENTES E DA FITOMASSA EM UM ARGISSOLO AMARELO SOB FLORESTA TROPICAL AMAZÔNICA APÓS A QUEIMA E CULTIVO COM ARROZ. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, p. 1161-1170, 2003.
- SCHWAB, A.P.; OWENSBY, C.E.; KULYINGYONG, S. Changes in soil chemical properties due to 40 years of fertilization. *Soil Sci.*, v. 149, p. 35-43, 1990.
- SHELDRIK, W.F.; SYERS, J.K.; LINGARD, J. A conceptual model for conducting nutrient audits at national, regional, and global scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 62, p. 61-72, 2002.
- SHELDRIK, W.F.; SYERS, K.J. LINGARD, J. A conceptual model for conducting nutrient audits at national, regional, and global scales. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 62, p. 61-72, 2002.
- SHEPHERD K.D.; OHLSSON E.; OKALEBO J.R.; NDUFA J.K. Potential impact of agroforestry on soil nutrient balances at the farm scale in the East African Highlands. *Fert. Res.* v. 44, p. 87-99, 1996.
- SILVA, A. M. DA; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M. DE; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. *Pesquisa agropecuária brasileira*, Brasília, v.40, n.12, p.1223-1230, 2005.
- SIMPSON, J. R. AND STOBBS, T. H. Nitrogen supply and animal production from pastures. In: Morley, F. H. W. (ed.), *Grazing Animal World Animal Science*, p.261-287, Chapter 14, Elsevier, Scientific Publs., Amsterdam, 1979.
- SMALING, E. M. A. Nutrient balances as indicators of productivity and sustainability in Sub-Saharan African agriculture. Special issue. *Ag., Ecosys. Env.*, v. 71, 1998. 346p.
- SMALING, E. M. A.; FRESCO, L. O. A decision support model for monitoring nutrient balances under agricultural land use (NUTMON). *Geoderma*, v. 60, p. 235-256, 1993.
- SMALING, E. M. A.; STOORVOGEL J. J.; WINDMEIJER P. N. Calculating soil nutrient balances in Africa at different scales II. District scale. *Fert. Res.*, v. 35, p. 237-250, 1993.

- SMITH, J. L. & MYUNG, H. U. Rapid procedures for preparing soil and KCL extracts for ¹⁵N analysis. *Commun. In Soil Sci. and Plant Anal.*, v. 21, p. 2173-2179, 1990.
- SMITH, K. A.; THOMSON, P. E.; CLAYTON, H.; MCTAGGART, I. P.; CONEN, F. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilization on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmosphere and Environment*, v. 32, p. 3301–3309, 1998.
- SOMMER, S.G.; OLSEN, J.E. Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface applied cattle slurry. *Journal of Environmental Quality*, v.20, p.679- 683, 1991.
- SOUZA, S. R.; FERNANDES, M. S. NITROGÊNIO In:Fernandes , M. S (Editor). *Nutrição Mineral de Plantas*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 215-252, 2006.
- STOORVOGEL, J. J.; SMALING, E. M. A. Assessment of soil nutrient depletion in sub-Saharan Africa: 1983-2000. Report 28. Wageningen, The Netherlands, Winand Staring Centre, 1990.
- SURENDRAN, U. MURUGAPPAN, V. BHASKARAN, A. JAGADEESWARAN, R. Nutrient Budgeting Using NUTMON - Toolbox in an Irrigated Farm of Semi Arid Tropical Region in India - A Micro and Meso Level Modeling Study. *World Journal of Agricultural Sciences*, v.1, p. 89-97, 2005.
- SWARUP, A . & GHOSH, A. B. Effect of intensive fertilizer use based on soil tests on the available potassium status in soil and potassium content of crops. *Indian J. Agron.*, v. 23, p. 289–294, 1978.
- TAMURA, T. Selective sorption reactions of cesium with soil minerals. *Nuclear Safety*, v.5, p.262-268, 1964.
- URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Dinâmica de N no solo. In. I SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE NITROGÊNIO EM PLANTAS . anais... Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Itaguaí, RJ. P. 127-149. 1993.
- VAN BREEMER, F. M. Soil as biotic construct favouring net primary productivity. *Geoderma*, v. 57, p.183-211, 1993.
- VAN DEN BOSCH H., DE JAGER A. AND VLAMING J. Monitoring nutrient flows and economic performance in African farming systems NUTMON. II. Tool development. *Agric. Ecosyst. Environ.*, v. 71, p. 49–62, 1998b.
- VAN DEN BOSCH H., GITARI J.N., OGARO V.N., MAOBE S. AND VLAMING J. Monitoring nutrient flows and economic performance in African farming systems NUTMON. III. Monitoring nutrient flows and balances in three districts in Kenya. *Agric. Ecosyst. Environ.* v. 71, p. 63–80, 1998a.
- VAN DER POL, F. Soil mining: an unseen contributor to farm income in Southern Mali. *Bull. 35*. Amsterdam, The Netherlands, The Royal Tropical Institute, 1992.
- VIEIRA, S. R.; DE MARIA, I. C. Delineamento experimental e análise estatística na pesquisa em conservação do solo. In: Castro Filho e Muzilli. *Manejo integrado de solos em microbacias hidrográficas*. Londrina, PR, IAPAR. p. 257-268, 1996.
- VLAMING, J., VAN DEN BOSCH, H., VAN WIJK, M.S., DE JAGER, A., BANNINK, A. & VAN KEULEN, H. Monitoring nutrient flows and economic performance in tropical farming systems (NUTMON) – Part I: Manual for the NUTMON-Toolbox. Wageningen, The Netherlands, Alterra. 2001.

- VOLK, L. B. S.; COGO, N. P.; STRECK E. V. Erosão Hídrica Influenciada por Condições Físicas de Superfície e Subsuperfície do Solo Resultantes do Seu Manejo, na Ausência de Cobertura Vegetal. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 28, p.763-774, 2004.
- VOLK, M.G. Volatile loss of ammonia following surface application of urea to turf of bare soils, *Agron. J.*, v. 51, p. 746-749, 1959.
- WALLING, D. E.; HE. Q. Improved models for estimating soil erosion rate from Cesium-137 measurements. *Journal of Environmental Quality*, v. 28, p. 6111-622, 1999.
- WALLING, D.E.; QUINE, T. A. Use of ¹³⁷Cs measurements to investigate soil erosion on arable field in UK: potential application and limitations. *J. Soil Sci.*, n.42, p.147-165, 1991.
- WALLING, D.E.; QUINE, T.A. Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion rate data. *Land Degradation and Rehabilitation*, v.2, p.161-175, 1990.
- WALLING, D.E.; QUINE, T.A. Use of fallout radionuclide measurements in soil erosion investigations. In: *Nuclear Techniques in soil-plant studies for Sustainable Agriculture and Environmental Preservation*, IAEA, Vienna, 1995.
- WHITBREAD, A.M.; BLAIR, G.J.; LEFROY, R.D.B. Managing legume leys, residues and fertilisers to enhance the sustainability of wheat cropping systems in Australia. *Soil & Tillage Research*, v. 54, p. 63-75, 2000.
- WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B. CROSS, B.W. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 26, p. 189-193, 1971.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH D.D. Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. Department of Agriculture. Washington, USDA., U.S. Agricultural Handbook, n. 537. 58 pp, 1978.
- ZAPATA, F.; GARCIA-AGUDO, E.; RITCHIE, J. C. APPLEBY, P.G. Introduction. In. ZAPATA, F. (Ed.). *Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p 1-13. 2002.

8 ANEXOS

Anexo 1. Modelo das planilhas utilizadas para monitoramento das propriedades

Anexo 1a. Compra de Insumos (fertilizantes, ração, sementes, inseticidas etc.)

Produto	data	Quantidade	preço	Destino (Área utilizada)	Quantidade utilizada

Anexo 1b. Venda de produtos (banana, taro, café, batata, etc.)

Produto	data	Quantidade	Preço	Área colhida

Anexo 1c. Serviços prestados na propriedade

Operação (capina, plantio, abertura de covas, colheita, pulverização, etc)	Data	Área	Número de horas	Executor: terceiro ou proprietário	Cultura

Anexo 2 - Descrição dos Perfis na Propriedade de Sr. Antonio

Perfil nº 01

Número de campo: past 01

Data: 17.11.2005

Classificação: ARGISSOLO AMARELO. Eutrófico, A fraco, fase floresta subperenifólia, relevo ondulado

Localização: terço inferior, pasto da margem direito do riacho da onça, propriedade do Sr. Antonio, Palanquinho distrito de Itaperuna, RJ. Coordenadas 21° 17' 2,8''S e 41° 43' 15,0'' W Gr.

Situação, declive e cobertura vegetal sobre o perfil: terço inferior, declive 18 a 20%

Litologia, formação geológica cronologia: Mármore, unidade Italva, Pré-Cambriano.

Material originário: Produto de alterações das litologias supracitadas.

Pedregosidade: não pedregosa.

Rochosidade: não rochosa.

Relevo local: ondulado

Relevo regional: ondulado.

Altitude: 130 m

Erosão: laminar ligeira

Drenagem: moderadamente drenado.

Vegetação primária: Floresta tropical subperenifólia

Uso atual: pastagem, brachiária há 8 anos

Clima:

Descrito e coletado por: E. da S. Araújo.

Descrição Morfológica

- Ap** 0-17 cm; bruno-avermelhado-escuro (5YR 3/3, úmido; 5YR 5/6, seco), franco argilosa; forte/moderada pequena granular; ligeiramente dura; muito friável, plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e gradual.
- AB** **17-43 cm;** bruno-avermelhado-escuro (5YR 3/3, úmido; 5YR 5/4, seco) argilosa, forte pequena blocos angulares e subangulares pequenos; ligeiramente dura; muito friável; ligeiramente plástica e pegajosa; transição clara.
- BA** **43-74 cm;** bruno-avermelhado escuro (5YR 3/3, úmido; 5YR 5/4, seco) argilosa, forte pequena blocos angulares; muito dura; muito friável; plástica e pegajosa; transição clara.
- Bt1** **74-119 cm;** bruno-avermelhado (5YR 4/3, úmido); muito argilosa, forte pequena blocos angulares; muito dura; muito friável; plástica e pegajosa; transição clara.
- Bt2** **119-150 cm+;** bruno-avermelhado (5YR 4/3, úmido); muito argilosa; moderada pequena blocos angulares; muito dura; muito friável; plástica e pegajosa.
- Tradagem** 150-200 cm, idem ao anterior
- Raízes** Muitas e finas no horizonte Ap; poucas no horizonte AB; muito poucas no horizonte B1 e B2 e ausente no B3.

Perfil nº 02**Número de campo:** past 02**Data:** 17.11.2005**Classificação:** CAMBISSOLO, Eutrófico, A fraco, fase floresta subperenifólia, relevo ondulado.**Localização:** terço médio, pasto da margem direito do riacho da onça, propriedade do Sr. Antonio, Palanquinho distrito de Itaperuna, RJ. Coordenadas 21° 17' 54,6''S e 41° 43' 17,1'' W Gr.**Situação, declive e cobertura vegetal sobre o perfil:** terço médio, declive 21 a 23%**Litologia, formação geológica cronologia:** Mármore, unidade Italva, Pré-Cambriano.**Material originário:** Produto de alterações das litologias supracitadas.**Pedregosidade:** não pedregosa.**Rochosidade:** rochosa.**Relevo local:** ondulado**Relevo regional:** ondulado.**Altitude:** 180 m**Erosão:** laminar ligeira**Drenagem:** moderadamente drenado.**Vegetação primária:** Floresta tropical subperenifólia.**Uso atual:** pastagem, brachiária há 8 anos**Clima:****Descrito e coletado por:** E. da S. Araújo.**Descrição Morfológica**

- Ap** 0-20 cm; bruno-escuro (10YR 3/3, úmido; 10YR 5/4, seco); franco argilosa; moderada pequena granular; ligeiramente dura; friável, plástica e ligeiramente pegajosa; transição clara.
- Bi** 20-40 cm; bruno-escuro (10YR 3/3, úmido; 10YR 5/4, seco); argilosa, moderada pequena blocos angulares e subangulares; ligeiramente dura; friável; ligeiramente plástico e ligeiramente pegajosa; transição clara.
- C** 40-63 cm; bruno-escuro (10YR 3/3); argilosa, pequena blocos angulares; muito dura; muito friável; plástica e ligeiramente pegajosa; transição clara.
- R** 63 cm+; rocha
- Raízes** Muitas e finas no horizonte Ap, poucas e finas no BC.

Perfil nº 03**Número de campo:** past 03**Data:** 18.11.2005**Classificação:** ARGISSOLO VERMELHO AMARELO. Eutrófico, A fraco, fase floresta subperenifólia, relevo ondulado.**Localização:** terço médio, pasto da margem esquerda do riacho da onça, propriedade do Sr. Antonio, Palanquinho distrito de Itaperuna, RJ. Coordenadas 21° 17' 57,0''S e 41° 43' 4,7,0'' W Gr.**Situação, declive e cobertura vegetal sobre o perfil:** terço médio, declive 28 a 30 %**Litologia, formação geológica cronologia:** Mármore, unidade Italva, Pré-Cambriano.**Material originário:** Produto de alterações das litologias supracitadas.**Pedregosidade:** não pedregosa.**Rochosidade:** não rochosa.**Relevo local:** ondulado**Relevo regional:** ondulado.**Altitude:** 180 m**Erosão:** laminar ligeira**Drenagem:** bem drenado**Vegetação primária:** Floresta tropical subperenifólia**Uso atual:** pastagem, brachiária há 10 anos (ou mais)**Clima:****Descrito e coletado por:** E. da S. Araújo.**Descrição Morfológica**

- Ap** 0-15 cm; bruno-avermelhado-escuro (5YR 3/3 , úmido; 2,5YR 4/4, seco), franco argilosa; moderada pequena granular, ligeiramente dura; muito friável, plástica e ligeiramente pegajosa; transição plana e gradual.
- AB** 15-32 cm; bruno-avermelhado (5YR 4/3, úmido; 2,5YR 5/6, seco RED) argilosa, moderada pequena blocos angulares/subangulares; ligeiramente dura; muito friável; ligeiramente plástico e pegajosa; plana e gradual
- BA** 32-69 cm; bruno-avermelhado (5YR 4/3, úmido; 2,5YR 4/8, seco) muito argilosa, moderada blocos subangulares pequenos; ligeiramente dura; muito friável; plástico e pegajosa; transição plana e gradual.
- Bt1** 69-99 cm; bruno-avermelhado (5YR 4/3, úmido; 2,5YR 4/8) muito argilosa, forte blocos angulares pequenos; ligeiramente dura; muito friável; plástico e pegajosa; plana e gradual
- Bt2** 99-200 cm +; bruno-avermelhado (5YR 4/4, úmido) muito argilosa; moderada, blocos angulares pequenos; ligeiramente dura; muito friável; plástico e pegajosa.
- Raízes** Muitas e finas no horizonte Ap; poucas no horizonte AB; muito poucas no horizonte B1 e B2 e ausente no B3.

Anexo 3. Custo de produção de algumas culturas em Bom Jardim, RJ

Anexo 3a. Cultura: taro (*Colocasia esculenta*). Produção esperada: 720,5 caixas de 24 kg por hectare. Número de plantas por ha: 41667

DESCRIÇÃO	ESPECIFICAÇÃO	v.u.(R\$)	Qtde	valor
A. OPERAÇÕES				
a1. implantação				
derrubada	Hora-Homem	1,87	130	243,1
enleiramento	Hora-Homem	1,87	24	44,9
calagem	Hora-Homem	1,87	14,19	26,5
seleção de sementes	Hora-Homem	1,87	14,19	26,5
adubação cova	Hora-Homem	1,87	15,77	29,5
plântio	Hora-Homem	1,87	126,1	235,9
a2. manutenção/colheita				
aplic. Herb.	Hora-Homem	1,87	28,38	53,1
colheita	Hora-Homem	1,87	135	252,5
Subtotal A				911,9
B. INSUMOS				
MATERIAIS				
calcário	kg	0,02	788,4	15,0
fert. 4-14-8	kg	0,51	315,3	160,8
fert. 12-6-12	kg	0,46	630,7	290,1
herbicida	ml	0,04	252,3	10,1
sementes	cx	4,00	53,61	214,4
Subtotal B				690,4
C. ADMINISTRAÇÃO				
Conser./Deprec. Benf.	% custos (A+B)	0,01	1	16,5
Comercialização	% receita	0,01	1	38,5
Impostos	% receita	0,01	1	38,5
Subtotal C				49,0
Custo total				1651,3
Receita Bruta Total				5043,5
Receita líquida				3392,2
Preço médio dos últimos 5 anos		R\$	6,00/caixa	
Preço médio em 2005		R\$	7,00/caixa	
Custo de produção		R\$	2,292/caixa	

Anexo 3b. Cultura: feijão (*Phaseolus vulgaris*). Produção esperada: 23 sacos de 50 kg por hectare.

DESCRIÇÃO	ESPECIFICAÇÃO	v.u.(R\$)	Qtde	valor
A. OPERAÇÕES				
a1. implantação				
derrubada	Hora-Homem	1,87	15	28,1
enleiramento	Hora-Homem	1,87	9	16,8
destoca	Hora-Homem	1,87	-	-
plantio	Hora-Homem	1,87	13,5	25,2
a2. manutenção/colheita				
apl. inseticida	Hora-Homem	1,87	29	54,2
capina	Hora-Homem	1,87	120	224,4
colheita	Hora-Homem	1,87	55	102,9
Subtotal A				451,6
B. INSUMOS				
MATERIAIS				
fert. 12-6-12	kg	0,51	200	102,0
sementes	kg	5,00	60	300,0
inseticida	ml	0,20	600	120,0
Subtotal B				522,0
C. ADMINISTRAÇÃO				
conser./Deprec. Benf.	% custos (A+B)	0,01	1	11,00
comercialização	% receita	0,01	1	20,00
impostos	% receita	0,01	1	20,00
Subtotal C				51,00
Custo total				1024,6
Receita Bruta Total				1430,0
Receita líquida				405,4
Preço médio dos últimos 5 anos		R\$	50,00/saco 50kg	
Preço médio em 2005		R\$	55,00/saco 50kg	
Custo de produção		R\$	39,41/saco 50kg	

Anexo 3c. Cultura: milho (*Zea mays*). Produção esperada: 54 sacos de 50 kg por hectare.

DESCRIÇÃO	ESPECIFICAÇÃO	v.u.(R\$)	Qtde	valor
A. OPERAÇÕES				
a1. implantação				
derrubada	Hora-Homem	1,87	20	37,4
enleiramento	Hora-Homem	1,87	22	41,1
adubação	Hora-Homem	1,87	15	28,1
plantio	Hora-Homem	1,87	36	67,3
a2. manutenção/colheita				
fungicida/acaricida	Hora-Homem	1,87	22	41,1
apl. herbicida		1,87	14	26,2
capina	Hora-Homem	1,87	97	181,4
colheita,	Hora-Homem	1,87	135	252,5
Subtotal A				675,1
B. INSUMOS E				
MATERIAIS				
fert. 12-6-12	kg	0,51	108	55,1
fementes	kg	2,00	18	36,0
Subtotal B				91,1
C. ADMINISTRAÇÃO				
conser./Deprec. Benf.	% custos (A+B)	0,01	1	9,48
comercialização	% receita	0,01	1	18,90
impostos	% receita	0,01	1	18,90
Subtotal C				47,28
Custo total				813,4
Receita Bruta Total				1890,0
Receita líquida				1076,6
Preço médio dos últimos 5 anos	R\$		30,00/saco 50kg	
Preço médio em 2005	R\$		35,00/saco 50kg	
Custo de produção	R\$		15,06/saco 50kg	

Anexo 3d. Cultura: café (*Coffea arabica*). Produção anual esperada por mil pés de café: 60 sacas de 60 kg de café em coco

DESCRIÇÃO	ESPECIFICAÇÃO	v.u.(R\$)	Fase improdutiva (Formação)						Fase produtiva	
			Ano 1		Ano 2		Ano 3		anos 4 a 20	
			Qtde	valor	Qtde	valor	Qtde	valor	Qtde	valor
A. OPERAÇÕES										
a1. implantação										
derrubada	Hora-Homem	1,87	9	16,83						
enleiramento	Hora-Homem	1,87	3	5,61						
Abert.de covas	Hora-Homem	1,87	60	112,2						
Calagem	Hora-Homem	1,87	10	18,7						
Adubação cova	Hora-Homem	1,87	30	56,1						
Transp. mudas	Hora-Homem	1,87	7	13,09						
Plantio	Hora-Homem	1,87	15	28,05						
a2.										
manutenção/colheita										
Capina na linha										
(1,2,2x)	Hora-Homem	1,87	5	9,35	10	18,70	10	18,70		
Desbrota (2,1,1x)	Hora-Homem	1,87			30	56,1	15	28,05	15	28,05
Calagem	Hora-Homem	1,87					10	18,70	10	18,70
Adub. Cobert.	Hora-Homem	1,87	7	13,09	7	13,09	10	18,70	10	18,70
Aplic. Herb. (entre										
linha)	Hora-Homem	1,87					6,7	12,53	13,4	25,06
Coroamento	Hora-Homem	1,87			22,5	42,075	45	84,15	45	84,15
Colheita	Hora-Homem	1,87					105	196,35	245	458,15
Secagem	Hora-Homem	1,87					5	9,35	5	9,35
Arruação/esparr.	Hora-Homem	1,87					20	37,40	20	37,40
Beneficiamento	Hora-Homem	1,87					20	37,40	20	37,40
Subtotal A				273,02		129,97		461,33		716,96

Anexo 3d. Cultura: café (*Coffea arabica*) Produção esperada: 60 sc de 60 kg de café em coco por 1000 pés (continuação)

B. INSUMOS E MATERIAIS										
Calcário	kg	0,02	133	2,527			133	2,52	133	2,53
Fert. 4-14-8	kg	0,51	50	25,5						
Fert. 20-5-20	kg	0,46	200	92	200	92	200	92	200	92,00
Herbicida	ml	0,04							534	21,36
Mudas	unidade	0,23	1050	241,5						
Sacarias/colh.	unidade	2,66					5	13,3	10	26,60
Subtotal B				361,527				107,82		142,49
C. ADMINISTRAÇÃO										
Conser./Deprec.										
Benf.	% custos (A+B)	0,03	1	19,036	1	3,899	1	17,07	1	25,78
Comercialização	% receita	0,01	1				1	1,950	1	39,00
Impostos	% receita	0,03	1					5,85		117,00
Subtotal C				19,036		3,899		24,87		181,78
Custo total (R\$/1000 pés)				653,583		133,86		594,03		1041,23
Receita Bruta total (R\$/1000 pés)								195,00		3900,00
Resultado acumulado (R\$/1000 pés)				-653,58		-787,45		-1186,48		47412,64
Receita líquida anual (R\$/1000 pés)										2370,63
Preço médio dos últimos 5 anos								R\$		60,00/sc 60 kg
Preço médio em 2005								R\$		65,00/sc 60 kg
Custo de formação de 1000 pés (ano 1 a 3)								R\$		1381,48/1000 pés
Custo de produção durante 18 anos								R\$		17,35/sc 60 kg

Anexo 3e. Cultura: banana (*Musa ssp.*). Produção esperada: 17,4 na fase de formação e 34,7Mg ha⁻¹ na fase de produção.

DESCRIÇÃO	ESPECIFICAÇÃO	v.u.(R\$)	Fase de formação		Produção crescente			Produção estável		
			Ano 1	Ano 2	Ano 3	anos 4 a 16				
			Qtde	valor	Qtde	valor	Qtde	valor	Qtde	valor
A. OPERAÇÕES										
a1. implantação										
derrubada	Hora-Homem	1,87	130	243,1						
enleiramento	Hora-Homem	1,87	24	44,88						
abertura de covas	Hora-Homem	1,87	109	203,83						
calagem	Hora-Homem	1,87	6	11,22						
adubação cova	Hora-Homem	1,87	42	78,54						
sel. transp. mudas	Hora-Homem	1,87	109	203,83						
distribuição de mudas	Hora-Homem	1,87	63	117,81						
plantio	Hora-Homem	1,87	55	102,85						
a2. Tratos culturais/colheita										
adubação	Hora-Homem	1,87			36	67,32	36	67,32	36	67,32
desbaste/limpeza folhas										
senescidas	Hora-Homem	1,87			80	149,6	100	187,00	109	203,83
calagem	Hora-Homem	1,87			12	22,44	12	22,44	12	22,44
aplic. Herb. (entre linha)	Hora-Homem	1,87	14	26,18	14	26,18	14	26,18	14	26,18
colheita	Hora-Homem	1,87	45	84,15	80	149,6	130	243,10	180	336,60
Subtotal A				1116,39		415,14		546,04		656,37
B. INSUMOS E MATERIAIS										
calcário	kg	0,02	221,22	4,20			133	2,527	133	2,53
fert. 4-14-8	kg	0,51	82,69	42,17						
fert. 20-5-20	kg	0,46	333,2	153,27	200	92	200	92	200	92,00
herbicida (gramoxone)	litro(l)	19,00	4	76,00	4	76	5	95	5	95,00
mudas (filhote)	unidade	0,20	1666	333,2						
Subtotal B				608,84708				189,53		189,53
C. ADMINISTRAÇÃO										
conser./Deprec. Benf.	% custos (A+B)	0,01	1	17,252	1	4,1514	1	7,36	1	8,46
comercialização	% receita	0,01	1				1	45,00	1	60,00

Anexo 3e. Cultura: banana (*Musa ssp.*). Produção esperada: 17,4 na fase de formação e 34,7 Mg ha⁻¹ na fase de produção (**continuação**)

DESCRIÇÃO	ESPECIFICAÇÃO	v.u.(R\$)	Fase de formação		Produção crescente				Produção estável		
			Ano 1		Ano 2		Ano 3		anos 4 a 16		
			Qtde	valor	Qtde	valor	Qtde	valor	Qtde	valor	
	impostos	% receita	0,01	1				1	45	1	60,00
Subtotal C					17,25		4,15		97,35		128,46
Custo total (R\$/ha)					1742,48		419,29		832,93		974,36
Receita Bruta total (R\$/ha)					1740,00		3470,00		4500,00		6000,00
Resultado acumulado em 12 anos (R\$/ha)					-2,49		3048,22		6715,30		67023,02
Custo total anual a partir de 4 anos (R\$/ha)											974,36
Receita Bruta anual a partir de 4 anos (R\$/ha)											6000,00
Receita líquida anual											5025,64
Preço médio dos últimos 5 anos											R\$ 100,00/tonelada
Preço médio em 2005											R\$ 100,00/tonelada
Custo de formação de 1 ha (ano 1)											R\$ 742,49 /ha
Custo de produção durante 3 anos											R\$ 28,08/tonelada