

PATRIK DIOGO ANTUNES

VALORES DE REFERÊNCIA DE ^{137}Cs EM SOLOS DE TRÊS REGIÕES
EDAFOCLIMÁTICAS DE PERNAMBUCO

RECIFE - PE
2009

PATRIK DIOGO ANTUNES

**VALORES DE REFERÊNCIA DE ^{137}Cs EM SOLOS DE TRÊS REGIÕES
EDAFOCLIMÁTICAS DE PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em agronomia / Ciências do Solo na área de concentração em Química, Fertilidade do solo da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como requisito à obtenção do grau de Mestre em Agronomia/ Ciências do Solo.

Orientador:

Everardo Valadares S. B. Sampaio, D.Sc

Co-orientadores:

D.Sc. Izabel Cristina de Luna Galindo

D.Sc. Ignacio Hernán Salcedo

RECIFE - PE
2009

FICHA CATALOGRÁFICA

A636p Antunes, Patrik Diogo
Padrões de 137 cs em solos de Pernambuco / Patrik
Diogo Antunes. -- 2009.
40f. : il.

Orientador : Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio
Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade
Federal Rural de Pernambuco. Departamento de Agronomia.
Inclui anexo e bibliografia.

CDD 631.42

1. Césio - 137
2. Radionuclideo
3. Erosão
4. Pernambuco (BR)
 - I. Sampaio, Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio
 - II. Título

AGRADECIMENTOS

- A DEUS, por tudo;
- Aos meus pais, pelo amor, orientação e oportunidades;
- À minha namorada Ariane, pelo amor, compreensão e incentivo para conclusão desta jornada;
- Ao meu orientador Prof. Everardo Valadares de Sá Barreto Sampaio, pela orientação segura, pela confiança em mim depositada e, sobretudo, pela amizade;
- À Universidade Federal Rural de Pernambuco, pela oportunidade em realizar o Curso;
- À Universidade Federal de Pernambuco, pelo espaço cedido para realização deste trabalho;
- À coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq) pelo financiamento e bolsa concedida;
- Ao Instituto Agrônomo de Pernambuco – IPA, pela autorização para realização deste estudo em seus campos experimentais;
- À Prof^a Izabel Cristina de Luna Galindo, pelos conhecimentos, conselhos e orientações durante o mestrado;
- Ao Prof. Ignacio Hernán Salcedo, pelos conselhos para conclusão deste trabalho;
- Aos Coordenadores do Programa de Pós Graduação em Ciências do Solo - PPGCS, pelo apoio e confiança;
- Aos Professores do PPGCS, pelas sugestões e ensinamentos;
- Aos Amigos Antônio Ferreira e Ana Dolores pela ajuda nas coletas, para o desenvolvimento deste trabalho;
- Aos amigos Emerson, José Araújo e ao prof. Carlos Alberto Brayner de Oliveira Lira pelo socorro aos pedidos de ajuda, tantas vezes requisitada;

- Aos colegas de república Altanis, Frank e Leonardo pelo convívio durante esta nova etapa da minha vida;
- À equipe do laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Energia Nuclear/DEN pelo auxílio na condução deste trabalho;
- Aos técnicos de laboratório José Camilo de Melo e Anacleto José da Fonseca Junior, pela colaboração nas análises de solo;
- Aos funcionários do PPGCS, em especial a Maria do Socorro Santana dos Santos, pela amizade, apoio e boa vontade demonstradas;
- Aos colegas da Pós-graduação, pela convivência solidária;
- Aos colegas e amigos Laerte Bezerra de Amorim, Rômulo Vinicius Cordeiro Conceição de Souza e Maria da Conceição de Almeida, pela grande ajuda, torcida e convívio, que tornou esta etapa de minha vida muito mais alegre;
- Enfim, agradeço a todos que, direta ou indiretamente, tenham contribuído para realização deste trabalho.

SUMÁRIO

	LISTA DE FIGURAS.....	i
	LISTA DE TABELAS.....	ii
1	INTRODUÇÃO GERAL.....	1
	CAPITULO – I.....	3
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	3
	2.1 - Césio-137 e suas interações com as partículas do solo	5
	2.2 - Redistribuição do ¹³⁷ Cs no solo.....	7
	2.3 - Uso da técnica do ¹³⁷ Cs na mensuração de perdas por erosão no Brasil.....	8
	2.4 – Erosão.....	9
	2.5 – Estudos de erosão no Nordeste.....	11
3	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	14
	CAPITULO – II.....	22
	Padrões de ¹³⁷ Cs em solos de Pernambuco.....	22
	RESUMO.....	22
	SUMMARY.....	22
	INTRODUÇÃO.....	23
	MATERIAL E MÉTODOS.....	24
	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
	CONCLUSÕES.....	34
	AGRADECIMENTOS.....	34
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	35
	ANEXOS.....	39

LISTA DE FIGURAS

		Pág.
CAPITULO 1		
Figura 1	Número anual de testes nucleares atmosféricos e subterrâneos realizados.....	4
Figura 2	Deposição global de ^{137}Cs devido ao “fallout” radioativo.....	4
Figura 3	Modelo de distribuição de ^{137}Cs em diferentes ambientes.....	6
CAPITULO 2		
Figura 1	Perfil de distribuição da concentração de ^{137}Cs nos horizontes, em função da profundidade, em três áreas de Pernambuco, em amostras coletadas em camadas consecutivas até 30 cm de profundidade.....	31
Figura 2	Difratograma de raio X da fração argila saturada com K em temperatura ambiente.....	32

LISTA DE TABELAS

		Pág.
 CAPITULO 1		
Tabela 1	Perdas de solo em diferentes locais do NE, em parcelas com terra nua (TN), vegetação nativa (VN), agricultura tradicional (AT) e agricultura com alguma prática conservacionista (PC).....	12
Tabela 2	Concentrações médias de carbono do solo, atividade e estoques de ¹³⁷ Cs em função da intensidade do uso do solo (camada de 0-7,5 cm) e perdas de solo ocorridas em 35 anos (1963-1998), calculadas em relação às áreas com caatinga preservada.....	13
 CAPITULO 2		
Tabela 1	Tabela 1- Características físicas e classe textural dos solos de três áreas com diferentes características edafoclimáticas do Estado de Pernambuco, em amostras coletadas em camadas consecutivas até 30 cm de profundidade.....	26
Tabela 2	Análises químicas dos solos de três áreas com diferentes características edafoclimáticas do Estado de Pernambuco, em amostras coletadas em camadas consecutivas até 30 cm de profundidade.....	27
Tabela 3	Tabela 3- Estoque n= 4 (± erro padrão) de ¹³⁷ Cs, em amostras de solo coletadas em camadas consecutivas até 30 cm de profundidade, de três áreas em Pernambuco.....	30

1 - Introdução Geral

Um dos grandes problemas da agricultura Brasileira é o da perda de solo por erosão. O aumento da população e da demanda de produção de alimentos aumentou a necessidade e a intensidade de exploração do solo com culturas anuais, em um processo que, por muitos anos, devido às perturbações antropogênicas no equilíbrio solo-vegetação-clima, levou extensas áreas agrícolas a uma acentuada degradação. Apesar de técnicas de conservação de solos estarem sendo utilizadas mais freqüentemente por agricultores, a erosão continua sendo um processo importante na degradação dos solos. O processo de erosão não só degrada a camada superficial, rica em matéria orgânica e nutrientes para as plantas, como provoca o assoreamento dos rios e reservatórios de água, causando enchentes e diminuição do volume de água dos reservatórios. O efeito em curto prazo gerado pela erosão do solo numa área é a redução na fertilidade do solo, exigindo maior tecnologia para obter a mesma taxa de produtividade. O desmatamento descontrolado, sobretudo em áreas de relevo ondulado e atividades agrícolas que não providenciam uma cobertura adequada da superfície dos solos, são os principais fatores que contribuem para esta degradação.

Ao longo de varias décadas, vêm se utilizando, métodos convencionais para quantificação da erosão (CORRECHEL, 2003). Eles são oriundos de trabalhos empíricos, baseados em dados sobre perdas de solo, necessitando de um longo período para a determinação de algumas variáveis, com aplicação restrita a condições semelhantes às dos experimentos (AMORIM et al., 2006).

O método do ^{137}Cs tem-se apresentado como uma alternativa viável como ferramenta de avaliação direta das taxas de erosão (CORRECHEL, 2003; PORÊBA, 2006). É um método bem difundido no hemisfério Norte e vem sendo utilizado em alguns estados do Brasil, principalmente na região Sudeste (BACCHI et al., 2000; GUIMARAES, 1998; ANDRELLO et al., 2002). No Nordeste, foram estimadas perdas de solo por erosão na Paraíba (FRAGA & SALCEDO, 2004; SANTOS, 2004).

O ^{137}Cs é um radionuclídeo artificial introduzido no ambiente, principalmente pelos testes termonucleares de superfície, realizados entre o início da década de 1950 e o final da década de 1970. A maioria dos testes ocorreu no hemisfério norte e o ^{137}Cs foi transportado através da circulação inter-hemisférica para o hemisfério sul (SCHUCH et al., 1994). O ^{137}Cs introduzido no meio ambiente pelo “fallout” radioativo de explosões e acidentes nucleares é um emissor beta com meia-vida de 30,2 anos que decai para o

¹³⁷Ba que é um emissor gama com energia de 661,65 keV e uma meia-vida de 2,552 minutos. Após sua deposição na superfície do solo e adsorção pelos minerais de argila e matéria orgânica, o ¹³⁷Cs não é mais facilmente removido (NISHITA et al., 1956; HÃO et al., 2001), tendo sua subsequente redistribuição lateral associada à erosão, transporte e deposição do solo devido à chuva e ao vento. A medição da radioatividade do ¹³⁷Cs artificial no solo pode gerar informações relacionadas com a circulação deste elemento na atmosfera e também com a redistribuição de sedimentos na paisagem.

Estimativas de taxas de erosão e sedimentação usando o método do ¹³⁷Cs têm sido relatadas por muitos pesquisadores, especialmente para solos do hemisfério norte. Para a estimativa da perda de solo pelo método do ¹³⁷Cs são necessários valores de referência para comparação com os valores dos pontos em estudo. Os valores de referência correspondem ao levantamento do estoque e da distribuição de ¹³⁷Cs no perfil do solo, em locais onde não houve perdas ou ganhos de solo, desde a época da deposição de ¹³⁷Cs. Nos pontos de estudo, a erosão é calculada pelo decréscimo do estoque de ¹³⁷Cs em camadas sucessivas de solo e a deposição pelo acréscimo no estoque.

A precisão do método é fortemente dependente da qualidade do inventário de uma área de referência representativa dos pontos do estudo (RITCHIE & MCHENRY, 1990). Assim, este trabalho se propõe a estudar a distribuição de ¹³⁷Cs em alguns solos de Pernambuco, determinando, assim, parâmetros de referência para futuras determinações de erosão ou deposição.

CAPITULO 1

2 - REVISÃO DE LITERATURA

Desde a formação do planeta, a radioatividade está presente, proveniente de diferentes radionuclídeos, em concentrações que variam significativamente de lugar para lugar (UPTON, 1982; UNSCEAR, 2000). Os elementos radioativos são classificados como naturais e artificiais e podem ser encontrados na atmosfera, nas águas de rios e oceanos, no solo e nas rochas, nos vegetais, nos seres humanos e em outros animais. A radioatividade natural é proveniente tanto de raios cósmicos quanto de fontes terrestres. A artificial é originada de fontes construídas pelo homem. Os radionuclídeos artificiais têm sido criados desde a descoberta da fissão atômica e do subsequente desenvolvimento de tecnologias de energia e armas nucleares.

No mundo, existem áreas com altas concentrações de radionuclídeos produzidos pelo homem. Nestes lugares ocorreram acidentes radiológicos ou nucleares, testes ou uso de armas nucleares. Entre as décadas de 40 e início de 70, testes e uso de armas nucleares foram as principais fontes de contaminação radioativa da atmosfera. Bombas atômicas foram explodidas em Hiroshima e Nagasaki, em 1945. Entre 1945 e 1958, o Atol de Bikini (Ilhas Marshall) foi um dos lugares usados pelos EUA para testes nucleares. Outros locais foram usados pela União Soviética, Inglaterra e França. Após o tratado internacional “Limited Nuclear Test Ban Treaty” (RITCHIE & MCHENRY, 1990), os testes foram reduzidos e feitas explosões subterrâneas (Figura 1), diminuindo a contaminação atmosférica (ANDRELLO, 2004). Entre os acidentes nucleares, o de 1986, ocorrido na usina de Chernobyl, na Ucrânia, foi o mais grave.

Estes acidentes, testes e uso de armas produzem vários radionuclídeos. Entre eles, o ^{137}Cs e o ^{90}Sr são os mais importantes produtos de meia-vida longa (UNSCEAR, 2000). Os radionuclídeos liberados na atmosfera são espalhados pelas correntes aéreas para todo o globo. Como são pesados, são gradualmente depositados como poeira radioativa, o “fallout”. O “fallout” e seus respectivos produtos de fissão são as principais fontes de liberação de elementos artificiais no meio ambiente, em locais afastados dos testes ou acidentes. O acidente de Chernobyl resultou em um “fallout” adicional de ^{137}Cs na Europa, principalmente na Ucrânia, na Rússia e nos países próximos (XAVIER et al., 2007; HE & WALLING, 1997). O ^{137}Cs foi liberado ao nível do solo e transportado para a atmosfera a baixas altitudes. Sua deposição se deu de

forma localizada e com maior intensidade em locais próximos ao acidentes. Não há relatos de que tenha causado contaminação com radionuclídeos no hemisfério sul, como pode ser comprovado pela figura 2. RITCHIE & RITCHIE (2007), SCHUCH et al., (1994), e RITCHIE & MCHENRY (1990) relataram que a variação espacial de “fallout” é evidente em escala global, com menores deposições no hemisfério sul que no hemisfério norte (figura 2), onde foi feita a maioria dos testes nucleares.

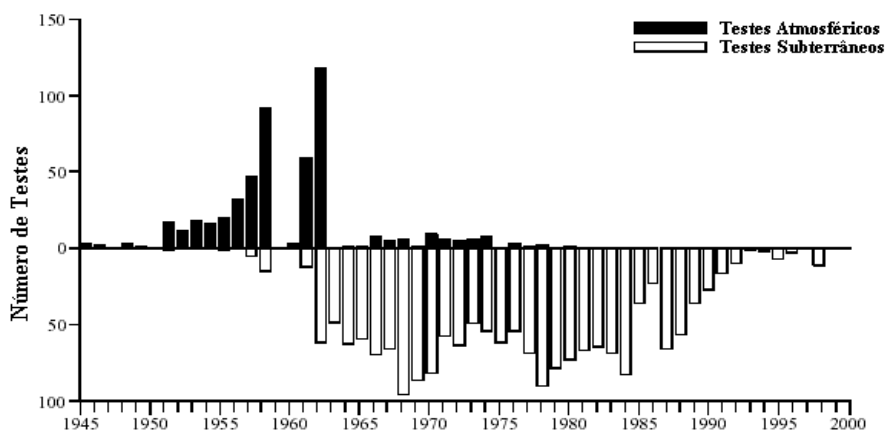


Figura 1- Número anual de testes nucleares atmosféricos e subterrâneos realizados. Extraída de Andrello (2004).

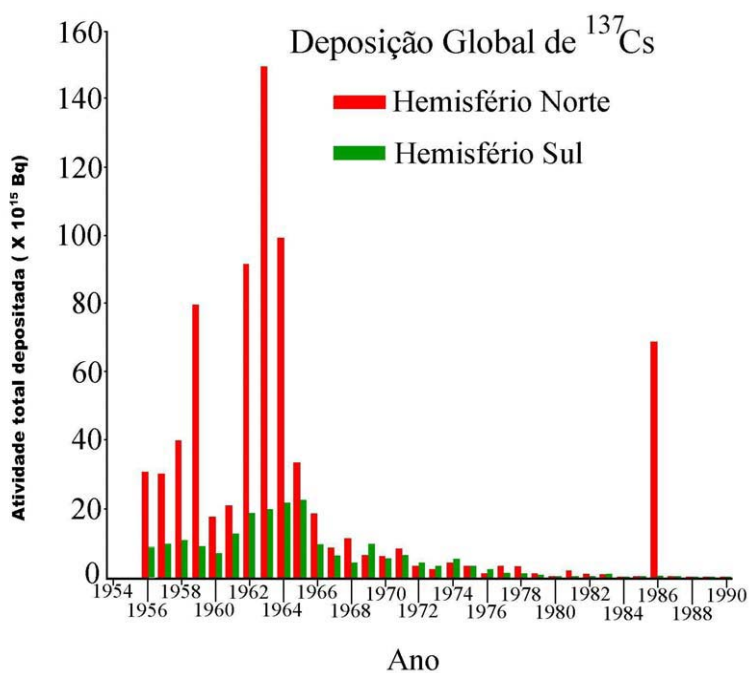


Figura 2 - Deposição global de ^{137}Cs devido ao “fallout” radioativo. Extraída de RITCHIE & RITCHIE (2007).

O “fallout” pode ocorrer por deposição seca ou através da água de chuva. A deposição seca engloba todos os processos de transferência de partículas e gases para todos os tipos de superfície (plantas, solos, rochas, água), na ausência de chuva (RODRIGUES, 2007). Esta deposição é maior nas proximidades do local onde ocorre o teste nuclear (“fallout” local). Em escala regional, alguns poucos dados disponíveis mostram correlação entre a magnitude do “fallout” e os totais anuais de precipitação pluviométrica (SAKAI, 1977; HE & WALLING, 1997). A deposição de ^{137}Cs da atmosfera para o solo varia linearmente com as chuvas, dentro de uma zona latitudinal. O transporte de ^{137}Cs em uma região envolve a transferência entre três componentes primários: a vegetação, o solo e a água. O ^{137}Cs depositado na vegetação é transferido para o solo pela lavagem ou quando a vegetação morre e se decompõe. A entrada de ^{137}Cs do solo ou da água para a vegetação é baixa e é menos importante que a deposição direta sobre a folhagem pelo “fallout”. A remoção de ^{137}Cs de uma região pela colheita dos produtos agrícolas é muito pequena (LAURIA, 2007).

2.1 - Césio-137 e suas interações com as partículas do solo.

O ^{137}Cs é um radionuclídeo artificial, produto da fissão nuclear do Urânio-238 e do Plutônio-239, introduzido no meio ambiente, principalmente, pelos testes termonucleares de superfície, realizados entre o início da década de 50 até meados da década de 70. O ^{137}Cs é depositado sobre a superfície terrestre pela precipitação radioativa dos produtos da fissão gerados após a detonação.

O ^{137}Cs é um átomo instável, com meia-vida de 30,2 anos, que decai por emissão beta (β^-) para o Bário-137, metaestável, com meia vida de 2,55 minutos, que se torna estável após a emissão de um raio gama de energia 661,6 keV. Esta emissão do ^{137}Ba , formado a partir do ^{137}Cs , é considerada característica da presença do ^{137}Cs e usada para sua detecção. Por ser a sua meia-vida relativamente longa e pelo fato de ser, em contato com o solo, fortemente adsorvido pelas argilas e pela matéria orgânica, o ^{137}Cs do “fallout” pode ser considerado como uma “marcação” no solo (TAMURA, 1964; HE & WALLING, 1997; ANDRELLO et al., 2003).

O ^{137}Cs é fortemente adsorvido às posições das bordas regulares e irregulares (“FES - Frayed Edge Sites” e “RES Regular Edge Sites”) das argilas, tendo seu movimento por processos químicos dentro do solo praticamente nulo. Uma vez adsorvido pelos minerais de argila e pela matéria orgânica, não é mais facilmente

removido (NISHITA et al., 1956; HÃO et al., 2001). Tem pronta fixação nos horizontes superiores, logo após sua deposição, e apresenta uma taxa baixa de migração vertical em solos não perturbados (ANDRELLO et al., 2002). Isto justifica o modelo de distribuição da concentração como uma exponencial negativa (figura 3) em perfis de solo não perturbado (OWENS & WALLING, 1996; RITCHIE & MCHENRY, 1990). Em solos revolvidos pelo cultivo, a distribuição torna-se relativamente uniforme na camada arável. Perturbações menores, como a abertura de passagens e o transporte de partículas por formigas, cupins, minhocas e outros animais, também alteram a distribuição de ^{137}Cs no perfil (ANDRELLO, 2005).

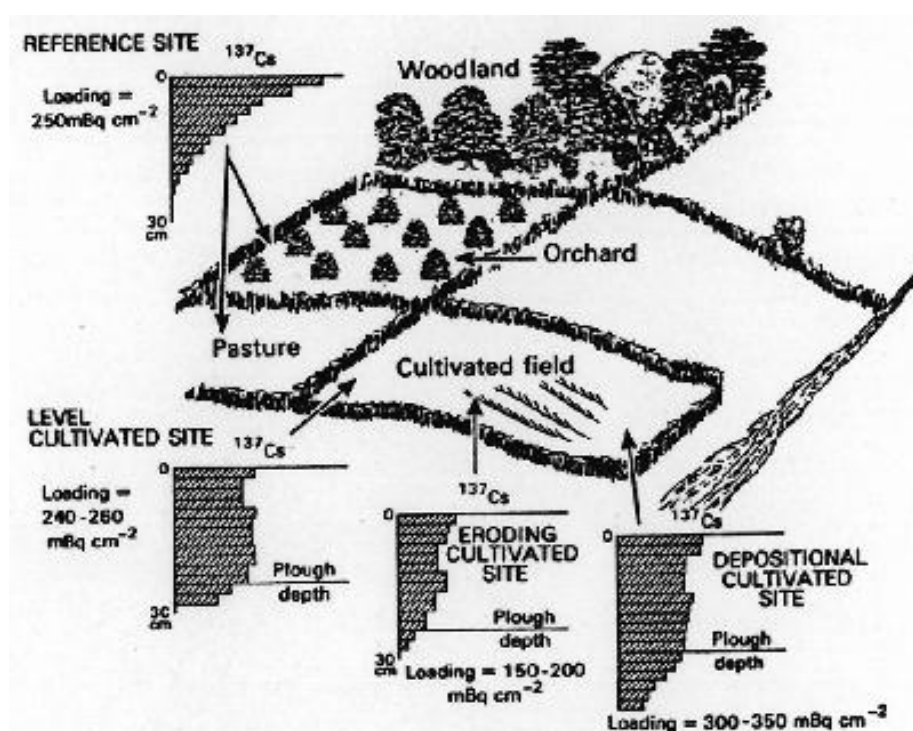


Figura 3 – Modelo de distribuição de ^{137}Cs em diferentes ambientes (MORGAN, 1975).

Vários estudos têm mostrado que a capacidade de adsorção de ^{137}Cs pelos solos depende das propriedades edafológicas, como textura, teor de matéria orgânica, pH, capacidade de troca de cátions, conteúdo de água e concentração de K (SHEMBER & ERIKSOON, 1993 a, b; LAURIA et al., 2007). A migração vertical do ^{137}Cs em diferentes tipos de solos é bastante lenta e a fração maior, anos após a deposição, concentra-se na camada superior, de 0 a 10 cm. Em solos minerais, em geral até 90% do ^{137}Cs são encontrados nos primeiros 5 cm. Em solos turfosos, onde a migração dos isótopos é mais rápida, apenas de 40 a 70% do ^{137}Cs são encontrados nesta camada (LAURIA et al., 2007).

Muitos trabalhos têm mostrado que o conteúdo de argila é o parâmetro mais importante na adsorção do ^{137}Cs (SANTOS, 2004). Quanto maior o conteúdo de argila, maior o teor de ^{137}Cs , adsorvido e menor a quantidade que pode ser trocada por outros cátions (FRAGA & SALCEDO, 2004). Dos diversos argilominerais, os expansíveis com estrutura 2:1, como illita, esmectita e vermiculita, são conhecidos por terem maiores afinidades para adsorver o ^{137}Cs . Esta seletividade de adsorção é atribuída à baixa energia de hidratação do ^{137}Cs e à presença das bordas quebradas nos minerais. A principal fonte de cargas negativas nas argilas 2:1 são as substituições isomórficas (Si^{+4} substituído pelo Al^{+3}). Para as argilas 1:1, são geradas cargas negativas no qual o ^{137}Cs pelas ligações nas bordas quebradas dos cristalitos.

Embora a adsorção de ^{137}Cs nos solos seja determinada principalmente pelo conteúdo de argila, a presença de matéria orgânica pode levar a significativa modificação na mobilidade e disponibilidade do ^{137}Cs (DUMAT & STAUNTON, 1999; CHIBOWSKI & ZYGMUT, 2002). MALBIT & BERNARD (1998) encontraram correlação entre o teor de ^{137}Cs e a matéria orgânica nas camadas que tinham maior teor do radionuclídeo. Outros constituintes sólidos do solo, incluindo quartzo, carbonatos e os óxidos de ferro, alumínio e manganês, têm afinidades muito menores, e, conseqüentemente, limitados grau de adsorção (STAUNTON & LEVACIC, 1999; STAUNTON et al., 2002). BLAGOEVA & ZIKOSKY (1995) relataram que, com o aumento das concentrações de íons que competem com o Cs^+ , como Na^+ , K^+ e H^+ , decresce muito pouco a adsorção de ^{137}Cs . Também informaram que o uso de diferentes ácidos e bases remove, em geral, menos do que 1% do ^{137}Cs adsorvido em amostras de solo e sedimento.

2.2 - Redistribuição do ^{137}Cs no solo.

Na maioria dos ambientes, quando o ^{137}Cs alcança o solo, tem sua redistribuição lateral associada à erosão, ao transporte e à deposição do solo devido à chuva e ao vento. Devido a isso, o ^{137}Cs tem sido usado no estudo dos processos de erosão do solo, como meio de quantificar as taxas de perdas e ganhos de solo de uma dada área (ANDRELLO et al., 2002; ANDRELLO, 2004).

O modelo de redistribuição de ^{137}Cs reflete o modelo de redistribuição do solo, sendo que a hipótese para o seu uso na avaliação da erosão do solo tem como base a comparação do valor do inventário de ^{137}Cs de um ponto amostrado com um valor de

referência, representando a quantidade do radionuclídeo depositado pelo “fallout” na região estudada (RITCHIE & MCHENRY, 1990). A atividade de referência do ^{137}Cs corresponde ao total depositado pela precipitação radioativa, determinada por meio de análise de amostras de solo coletadas em área não perturbada, sem sinais de perda e, ou, deposição de solo. As amostras de referência devem ser coletadas num ponto bem definido, sem irregularidades que gerem perturbação no inventário de ^{137}Cs , e em suficiente profundidade, de modo a incluir todo o ^{137}Cs presente no perfil do solo (HE & WALLING, 1997; ANDRELLO & APPOLONI, 2005). 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 neste solo (RITCHIE & MCHENRY, 1990).

O ^{137}Cs tem sido utilizado no estudo de estimativas de perdas de solo, permitindo um acompanhamento anual e pode ser aplicado para diferentes condições edafoclimáticas. Por essa razão, o seu emprego tem sido freqüente para avaliar perdas por erosão e ganhos por sedimentação dentro de paisagens (RITCHIE & MCHENRY, 1990; SCHUCH et al., 1994; FRAGA et al., 2004; SANTOS, 2004). A deposição de solo é caracterizada quando a atividade de ^{137}Cs de uma amostra é maior do que a atividade de referência. Quando essa atividade é menor, caracteriza-se a perda de solo. Vários modelos empíricos e teóricos foram desenvolvidos, correlacionando a redistribuição de ^{137}Cs na paisagem com a taxa de perda ou ganho de solo, para as condições edafoclimáticas e de conteúdo de ^{137}Cs do hemisfério norte, e podem ser encontrados em WALLING & QUINE (1990).

SCHUCH et al. (1994) relataram que, apesar de já existirem estudos com uso do ^{137}Cs no Brasil, ainda eram poucas as regiões nas quais haviam sido desenvolvidos trabalhos de avaliação de perdas de solo e áreas de referência. Em geral, estes autores observaram uma diminuição dos estoques de ^{137}Cs com a diminuição da latitude, encontrando estoques de 329, 159, 150 e 107 Bq m⁻², para latitudes de 28°, 26°, 22° e 13°S, respectivamente. A atividade dos solos do hemisfério sul está numa faixa de 0,79 a 4,79 Bq.kg⁻¹ (GUIMARÃES, 1988; SCHUCH et al., 1994).

2.3 - Uso da técnica do ^{137}Cs na mensuração de perdas por erosão no Brasil

O método do ^{137}Cs tem sido muito utilizado no exterior, porém, ainda é pouco difundido no Brasil. Esta técnica permite quantificar as perdas e acúmulos de

sedimentos através da análise da redistribuição do "fallout" do ^{137}Cs . O potencial e as limitações da técnica foram abordados detalhadamente por WALLING & QUINE (1990). A metodologia consiste na comparação dos inventários da área de referência e da área estudada (WALLING & QUINE, 1993). O método permite a avaliação das taxas de perda de solo em cada ponto de amostragem, em condições naturais de erosividade das chuvas locais.

ANDRELLO & APPOLONI (2005), em estudos com ^{137}Cs na região de Londrina, Paraná, em quatro áreas de solo não perturbado, encontraram estoques médios de referência em torno de $245 \pm 42 \text{ Bq m}^{-2}$. Também no Paraná ANDRELLO et al. (2003) encontraram estoques de referência de 292 Bq m^{-2} com precipitação pluviométrica anual em torno de 1.615 mm. BACCHI et al. (2000), em uma microbacia cultivada com cana-de-açúcar, em São Paulo, encontraram inventário médio de referência de $422 \pm 14 \text{ Bq.m}^{-2}$. ARAUJO et al. (2006), em áreas de referência na região serrana fluminense, encontraram inventário médio de 211 Bq.m^{-2} e observaram que a maior atividade encontrava - se na camada de 0 a 20 cm.

Para a região Nordeste há apenas os trabalhos de SAKAI (1977), FRAGA & SALCEDO (2004) e SANTOS (2004). SAKAI (1977), em área próxima a Salvador, na Bahia, encontrou estoques, em áreas de referência, de $94,7 \text{ Bq m}^{-2}$ para regiões com precipitação em torno de 1.700 a 2.000 mm, e $56,8 \text{ Bq m}^{-2}$, para áreas com precipitação de 700 a 1.000 mm. FRAGA & SALCEDO (2004) estudando seis áreas de caatinga preservada, em posições de meia encosta na Paraíba, determinaram um estoque médio de 118 Bq m^{-2} . As concentrações mínimas e máximas nos solos determinadas por esses autores nessas áreas de referência, foram de $0,964$ e $1,37 \text{ Bq kg}^{-1}$. Este valor confirma a baixa atividade de ^{137}Cs em latitudes próximas à linha do equador. SANTOS (2004), também na Paraíba, caracterizou a distribuição do radionuclídeo em solos de vegetação nativa, com estoques médios de $33,1 \text{ Bq m}^{-2}$, e comparou com topossequências em áreas de pastagens de regiões vizinhas, para avaliar a intensidade de erosão.

2.4 - Erosão

Pesquisas sobre erosão têm por finalidade medir a influência dos fatores que governam tal fenômeno, de forma a possibilitar uma estimativa de perdas ou acúmulos de solo, propiciando a seleção de práticas que reduzam tais perdas ao máximo (CORRECHEL, 2003). O uso irracional do solo vem causando problemas e tem

despertado cada vez mais o interesse de estudiosos e pesquisadores do mundo inteiro. O aumento da população mundial e a crescente demanda por alimentos têm levado cientistas a buscar soluções para o uso mais eficiente do solo, visando maiores produções com menores perdas de solo (PRUSKY, 2006). O aumento do processo de erosão, além de causar deterioração dos recursos naturais do solo, faz com que seja maior a demanda de corretivos e fertilizantes, elevando os custos de produção, provocando a poluição e o assoreamento de rios e lagos, diminuindo a capacidade de armazenamento e causando problemas de inundações nos períodos de maior intensidade das chuvas (AMORIM et al. 2006).

A erosão remove as camadas superficiais do solo, com todos os nutrientes e matéria orgânica que eles contêm. Isto faz com que haja uma degradação da camada de solo cultivável (SILVA, 2000). O processo de erosão é mais pronunciado em solos agrícolas nos quais o cultivo convencional é adotado sem técnicas de conservação. O preparo convencional perturba algumas propriedades físicas do solo, que são de importância no controle da erosão (BERTOL et al., 1997), como a porosidade, que influencia o escoamento da água de chuva. Se a porosidade é afetada de modo a diminuir a quantidade de macroporos no solo, há maior dificuldade na infiltração da água no solo favorecendo o escoamento superficial, podendo ocorrer a erosão.

O processo erosivo está relacionado com a topografia, chuva, tipo de solo, cobertura e manejo do solo e com a presença ou não de práticas conservacionistas. A determinação das perdas de solo por erosão pode ser feita através de métodos diretos e indiretos. Os métodos diretos são caros e demorados, o que justifica a crescente busca por modelos de predição da erosão, que permitam identificar áreas de maior risco e auxiliar na escolha de práticas de manejo mais adequadas. O método alternativo usando o radionuclídeo ^{137}Cs apresenta a vantagem de ser mais rápido e eficaz (CORRECHEL, 2003).

Um modelo muito utilizado para predizer as perdas que um solo irá sofrer sob determinadas condições de manejo e para avaliação da eficiência das práticas conservacionistas é a Equação Universal de Perdas de Solo (USLE - Universal Soil Loss Equation). É uma equação empírica utilizada para estimar a erosão, em função de fatores que representam o clima, o solo, a topografia, o uso e o manejo do solo e da vegetação (AMORIM et al., 2006). Esta equação vem sendo empregada em diversas regiões e para diferentes finalidades (SERIO et al., 2008). O modelo foi desenvolvido nos Estados Unidos, sendo amplamente utilizado na predição de erosão em

planejamentos de conservação do solo. A USLE tem dois componentes principais, dimensionais, que são os fatores R e K, e os demais fatores, adimensionais, C, P, L e S. O produto RK computa as perdas de solo para uma parcela padrão em um determinado solo em uma região, onde o R representa a erosividade da chuva e K a erodibilidade do solo. O fator L representa o comprimento da parcela padrão, o S o declive da parcela padrão, o C o fator uso e manejo do solo e das culturas e o P as práticas conservacionistas.

AMORIM et al. (2006) fizeram um breve histórico sobre o surgimento da USLE, suas aplicações e desvantagens, e sobre outros modelos de predição de perdas de solo: RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), o CREAMS (Chemical Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems) e o WEPP (Water Erosion Prediction Project). A RUSLE é baseada na USLE e também no fluxo hidráulico e nos processos de desagregação, transporte e deposição dos sedimentos. O WEPP foi desenvolvido para predição de perdas de solo por erosão hídrica. No Brasil, a USLE vem sendo empregada em projetos de planejamento ambiental e de conservação do solo por diversos pesquisadores (MARGOLIS et al., 1985), mas a carência de dados básicos é um problema para sua utilização de maneira rotineira. Os outros modelos, como a RUSLE, o CREAMS e o WEPP, ainda estão em fase de geração de dados básicos e estudo dos modelos para as condições brasileiras.

Diante de tantas dificuldades, tanto em relação à obtenção de dados básicos como à determinação de um método padrão para estimar as perdas ou deposições de sedimentos, a técnica do “fallout” do ^{137}Cs mostra-se como uma excelente ferramenta em estudos de redistribuição de sedimentos, indicando pontos de perda ou deposição.

2.5 - Estudos de erosão no Nordeste

O processo de degradação dos solos é acelerado pelo homem através de práticas agrícolas inadequadas, como o desmatamento e as queimadas, que promovem o desgaste da camada arável, prejudicando seu potencial produtivo para a agricultura, devido ao empobrecimento do solo, através da remoção de nutrientes e matéria orgânica pelo processo de erosão.

O semi-árido do Nordeste brasileiro vem sofrendo há décadas com a falta de práticas conservacionistas, aliada à irregularidade dos fatores agroclimáticos (SEGANFREDO et al., 1997; CANTALICE & MARGOLIS, 1993; ALBUQUERQUE

et al., 1994) e dos fatores fisiográficos, como a declividade e comprimento de rampa (BERTONI et al., 1975; BERTOL et al., 1997), forma do terreno (RESENDE, 1985), a classe de solo e tipos de cultivo.

A tabela 1 resume dados de vários estudos de perdas de solos no Nordeste brasileiro. Espera-se que maiores declividades correspondam à maior erosão de sedimentos das encostas, mas isto nem sempre acontece, como pode ser observado nos dados de vários estudos que foram resumidos na Tabela 1.

Tabela 1 - Perdas de solo em diferentes locais do NE, em parcelas com terra nua (TN), vegetação nativa (VN), agricultura tradicional (AT) e agricultura com alguma prática conservacionista (PC).

Local	Declividade	Solo	Anos	Chuva	Perdas de solo				Ref.
					TN	VN	AT	PC	
	%			mm	Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹				
Quixadá, CE	3	RL	13	800	-	-	60	-	1
Patu, RN	2,5	PVA	-	750	-	-	8	-	2
Cruzeta, RN	12	T	4	790	-	<0,1	-	-	3
Sumé, PB	7-9,5	T	1	600	5	0,06	-	3,9	4
Sumé, PB	6-7	T	1	600	-	0,01	-	0,4-0,5	4
Sumé, PB	6	T	8	695	-	0,1	-	-	5
C. Rocha, PB	9	N	2	1203	147-268	-	27-130	0,2-175	6
Alagoinha, PB	12	N	3	916	57-150	-	6-48	0,0-35	7
S.Talhada, PE	4	-	8	930	-	-	-	0,3-4	8
Caruaru	12	RR	21	725	-	-	2,2-3,8	-	9
Caruaru, PE	12	RL	4-10	630	29	-	0-11	0,0-1,3	10
Pesqueira, PE	11,5	RR	22	730	-	-	56-100	8,2	11
Pesqueira, PE	11,5	RR	18	730			11-23	0,3-11	12
G. Goitá, PE	12	PVA	4	1100	45-131	-	-	-	13
G. Goitá, PE	12	PVA	9	959	-	-	0-39	0,0-15	14

T = Luvissole; N = Nitossolo; RL= Neossolo litólico; RR = Neossolo regolítico; PVA = Argissolo vermelho amarelo. 1-SILVA & SILVA, 1997; 2-MOURA & OLIVEIRA, 1989; 3-ANDRADE & LIMA, 1998; 4-CADIER et al., 1983; 5- ALBUQUERQUE et al., 2001; 6- CANTALICE, 1987; 7- SILVA et al., 1986; 8- NUNES F^o et al., 1990; 9- SILVA et al., 1999; 10- MARGOLIS et al., 1985a, b; 11- FREITAS et al., 1981; 12- FREITAS et al. 1981; 13- CAMPOS F^o et al. 1991; 14- MARGOLIS et al. 1991.

Adaptada de SALCEDO & SAMPAIO (2008).

As perdas de solo não são dependentes apenas da declividade, mas do tipo de solo, do tipo de cobertura, das práticas conservacionistas e das precipitações. Conforme a tabela 1, áreas com solos do tipo Luvisolo tiveram menores perdas que as dos demais solos, assim como as áreas sob vegetação nativa tiveram perdas insignificantes quando comparadas com as de áreas sem nenhuma cobertura ou cultivadas. As perdas tendem a ser maiores nos locais de maior precipitação. O uso de práticas conservacionistas contribui para redução da erosão destas áreas. Os estudos foram realizados com uma declividade máxima de 12%, não refletindo as condições de cultivo das terras de boa parte dos pequenos produtores rurais do semi-árido brasileiro, que cultivam suas lavouras morro abaixo, em encostas mais declivosas, sem nenhuma prática de conservação. Nestes casos, as perdas e o processo de degradação do solo podem ser bem maiores, reduzindo a fertilidade e conseqüentemente o rendimento das culturas, fazendo com que novas áreas sejam desmatadas para que se consiga uma maior produção. FREITAS et al. (2008), utilizando simulador de chuva em diferentes tipos de cultivos, com a mesma declividade de 9,6 %, observaram perdas de solo variando de 1,2 t ha⁻¹, em caatinga semi-arbustiva, a 52,9 t ha⁻¹, em solo descoberto.

Perdas de solos obtidas utilizando a técnica do ¹³⁷Cs em encostas com declividades variando de 4 a 40% (Tabela 2), foram melhor relacionadas com o histórico de uso e o grau de cobertura do solo do que com a declividade (FRAGA, & SALCEDO 2004).

Tabela 2. Concentrações médias de carbono do solo, atividade e estoques de ¹³⁷Cs em função da intensidade do uso do solo (camada de 0-7,5 cm) e perdas de solo ocorridas em 35 anos (1963-1998), calculadas em relação às áreas com caatinga preservada.

Intensidade de uso do solo	COT	Atividade	Perda	Dens. do	Estoque de	Perdas de solo	
		¹³⁷ Cs	relativa	solo	¹³⁷ Cs	Massa	Camada
	g kg ⁻¹	Bq kg ⁻¹	%	kg dm ⁻³	Bq m ⁻²	Mg ha ⁻¹	cm
Caatinga Preservada	17,8	1,17	0	1,34	118	-	-
Caatinga Raleada	13,2	0,79	32	1,39	83,2	307	2,2
Cultivada e Preservada	12,6	0,89	23	1,44	96,6	196	1,4
Cultivada e Degradada	8,9	0,59	50	1,43	63,0	500	3,5

Extraída de FRAGA & SALCEDO (2008).

3 - Referências bibliográficas

- ALBUQUERQUE, A.W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V.S. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole de Sumé-PB. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 25, n. 1, p. 121-128, 2001.
- ALBUQUERQUE, A.W.; CHAVES, I.B.; VASQUES FILHO, J. Características físicas da chuva correlacionadas com as perdas de solo num regossolo eutrófico de Caruaru (PE). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.18, n 2, p.279-283, 1994.
- AMORIM, R.S.S.; SILVA, D D.; PRUSKY, F.F. Principais modelos para estimar as perdas de solo em áreas agrícolas In: PRUSKY, F.F. *Conservação de solo e água: praticas mecânicas para o controle da erosão hídrica*. Ed. UFV, Viçosa - MG, 240 p., 2006.
- ANDRADE, G.C. & LIMA, W.P. Efeito do desmatamento da vegetação nativa e do reflorestamento com *Prosopis juliflora* (SW) DC sobre a perda de solos e de nutrientes em microbacias no semi-árido do Rio Grande do Norte. Resumos Expandidos da XII Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água, Fortaleza, p. 275-276, 1998.
- ANDRELLO, A.C.; APPOLONI, C.R. Inventário de ^{137}Cs em área de solo não perturbado da região de Londrina. In: INAC - International Nuclear Atlantic Conference, Santos, p.148 -158, 2005.
- ANDRELLO, A.C. Aplicabilidade do ^{137}Cs para medir erosão do solo: modelos teóricos e empíricos. Tese de Doutorado - Universidade Estadual de Londrina, Londrina - PR, 173 p, 2004.
- ANDRELLO, A.C.; APPOLONI, C.R.; GUIMARÃES, M.F. Uso do césio-137 para avaliar taxas de erosão em cultura de soja, café e pastagem. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, n. 2, p. 223-229, 2003.

- ANDRELLO, A.C.; APPOLONI, C.R.; NASCIMENTO FILHO, V.F. Distribuição vertical de Cs-137 em solos de mata virgem da Região de Londrina (Paraná). *Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento*, v. 4, n. 3, p. 1546-1549, 2002.
- ARAÚJO, E.S.; ANDRELLO, A.C.; APPOLONI, C.R.; RESENDE, A.S.; CAMPELLO, E.F.C.; BODDEY, R.M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R. Avaliação do manejo agrícola adotado em propriedades familiar da região de Serrana Fluminense quanto ao potencial de conservação do solo (circular técnico EMBRAPA). Seropédica, RJ, 4 p, 2006.
- BACCHI, O.O.S.; REICHARD, K.; SPAROVEK, G.; RANIERI, S.B.L. Soil erosion evaluation in a small watershed in Brazil through ^{137}Cs fallout redistribution analysis and conventional models. *Acta Geologica Hispanica*, v. 35, n. 3-4, p. 251-259, 2000.
- BERTOL, I. Erosão hídrica em Cambissolo Húmico Distrófico sob diferentes sistemas de preparo e cultivo do solo e rotação de cultura. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.18, n 2, p.267-271, 1994.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. Piracicaba: Livroceres, 368 p, 1985.
- BLAGOEVA, R.; ZIKOSKY, L. Geographic and vertical distribution of Cs-137 in soils in Canada. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 27, p. 269- 274, 1995.
- CADIER, E.; FREITAS, B.J.; LEPRUN, J.C. Bacia experimental de Sumé: instalação e primeiros resultados. Recife, SUDENE, p. 87, Série Hidrologia 16, 1983.
- CAMPOS FILHO, O.R.; SILVA, I.F.; ANDRADE, A.P.; LEPRUN, J.C. Avaliação de perdas de solos e água num Podzólico Vermelho-amarelo orto do agreste de Pernambuco. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 26, p.1057-1062, 1991.

- CANTALICE, J.B.R. Efeito de práticas conservacionistas sobre as perdas por erosão de uma Terra Roxa Estruturada eutrófica de Catolé do Rocha - Paraíba. Areia, UFPB. Dissertação de mestrado, p. 53, 1987.
- CANTALICE, J.R.B.; MARGOLIS, E. Características das chuvas e correlação de índices de erosividade com as perdas de solo do agreste de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.17, n.2, p.275-281, 1993.
- CHIBOWSKI, S.; ZYGMUNT, J. The influence of the sorptive properties of organic soils on the migration rate of ^{137}Cs . *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 61, p. 213 - 223, 2002.
- CORRECHEL, V. Avaliação de índices de erodibilidade do solo através da técnica da análise da redistribuição do “fallout” do ^{137}Cs . Tese de doutorado, Piracicaba, p.199, 2003.
- DUMAT, C.; STAUNTON, S. Reduced adsorption of caesium on clay minerals caused by various humic substances. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 46, p.187 - 200, 1999.
- FRAGA, V.S.; SALCEDO, I.H. Declines of organic nutrient pools in tropical semi-arid soils under subsistence farming. *Soil Science Society of America Journal*, v.68, n.1, p. 215- 224, 2004.
- FRAGA, V.S.; SALCEDO, I.H. Estimativas de perdas de matéria orgânica por mineralização e erosão utilizando a técnica do Cs-137. In: MENEZES, R.S.C.; SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H. (Org.), *Fertilidade do solo e produção de biomassa no semi-árido*. Recife: Universitária - UFPE, p. 63 - 88, 2008.
- FREITAS, M.B.; CHOUDHURY, E.N.; FARIA, C.M.B. Manejo e conservação de solo no agreste pernambucano. Petrolina, CPATSA-EMBRAPA. 44p. *Boletim de pesquisa* 6, 1981.

- FREITAS, F.J.; CANTALICE, J.R.B.; BEZERRA, S.A.; OLIVEIRA, M.D.R.; CORREA, R.M.; LIMA, P.A. & FIGUEIRA, S.B. Erosão em entressulcos sob caatinga e culturas agrícolas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, vol.32, n.4, p. 1743 - 1751, 2008.
- GUIMARÃES, M.F. ^{137}Cs da precipitação radioativa ("fallout") no estudo da erosão e sedimentação de solo. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, p.136, 1988.
- HÃO, YL.; LAL, R.; OWENS, L.B.; IZAURRALDE, R.C. Soil organic carbon assessment by cesium-137. *Lewis Publishers, Boca Raton*, p. 451-465, 2001.
- HE, Q. & WALLING, D.E. The distribution of fallout ^{137}Cs and ^{210}Pb in undisturbed and cultivated soils. *Applied Radiation and Isotopes*, v. 48, n. 5, p. 677- 690, 1997.
- LAURIA, D.C.; MARTINS, N.S.F.; ZENARO, R. Monitoramento radiológico ambiental. Rio de Janeiro, IRD/CNEN, p. 166, 2007.
- MALBIT, L.; BERNORD, C. Relationship between soil ^{137}Cs inventories and chemical properties in a small intensively cropped watershed. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences – Series IIA – Earth and Planetary Science*, v. 327, n 8, p. 527 - 532, 1998.
- MARGOLIS, E.; SILVA, A.B. JACQUES, F.O. Determinação dos fatores da equação universal de perda de solo para as condições de Caruaru-PE. *Revista Brasileira de Ciência de Solo*, v.9, p.165-169, 1985.
- MARGOLIS, E.; GALINDO, I.C.L.; NETTO, A.V.M. Comportamento de sistemas de cultivo da mandioca em relação à produção e às perdas de solo. *Revista Brasileira de Ciência de Solo*, v.15, p. 357-362, 1991.
- MOURA, R.B.M. & OLIVEIRA, M. 1989. Estimativa de perdas de solo por erosão em um Podzólico Vermelho-amarelo (Alfisol) na região do médio oeste do estado do

Rio Grande do Norte. Mossoró, Relatório ESAM/CNPq. 112p. Citado em Leprun & Silva 1995.

NISHITA, H.; KOWALEWSKY, B.W.; STEEN, A.J.; LARSON, K.H. Fixation and extractibility of fission products contaminating various soils and clays: 1. ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{106}Ru , ^{137}Cs , and ^{144}Ce . *Soil Science*, v. 81, p. 317- 326, 1956.

NUNES FILHO, J.; SOUSA, A.R.; MAFRA, R.C.; SILVA, A.B. Práticas conservacionistas e as perdas por erosão na cultura do milho isolado e consorciado no sertão do Pajeú (PE). *Revista Brasileira de Ciência de Solo*, v.14, p.69-72, 1990.

OWENS, P.N.; WALLING, D.E. Spatial variability of caesium-137 inventories at reference sites: an example from two contrasting sites in England and Zimbabwe. *Applied Radiation and Isotopes*, v. 47, n. 7, p. 699- 707, 1996.

PRUSKY, F.F. Prejuízos decorrentes da erosão hídrica e tolerância de perdas de solo. In: PRUSKY, F.F. *Conservação de solo e água: praticas mecânicas para o controle da erosão hídrica*. ed. UFV, Viçosa - MG, 240 p., 2006.

RESENDE, M. Aplicações de conhecimentos pedológicos à conservação de solos. *Informe Agropecuário*, v.11, p.3-18, 1985.

RITCHIE, J.C., RITCHIE. C. A. Bibliography of publications of $^{137}\text{cesium}$ studies related to erosion and sediment deposition. Beltsville; United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service - USA, 2007. Disponível em: <http://hydrolab.arsusda.gov/cesium/Cesium137bib.htm>. Acesso em: 2 nov. 2007.

RITCHIE, J.C. & J.R. MCHENRY. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review. *Journal of Environmental Quality*, v. 19, p. 215-233, 1990.

- RODRIGUES, R.A.R.; MELLO, W. Z.; SOUZA, P.A. Aporte atmosférico de amônio, nitrato e sulfato em área de floresta ombrófila densa montana na Serra dos Órgãos, RJ. *Química Nova*, v. 30, n. 8, p. 1842 - 1848, 2007.
- SAKAI, T. Distribuição do ^{137}Cs nos solos do Estado da Bahia. Dissertação (Mestrado em Geofísica) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 70 p, 1977.
- SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Dinâmica da matéria orgânica no bioma Caatinga. In: SANTOS, G.R.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.), *Fundamentos da matéria orgânica dos solos*. Porto Alegre: Metrópole, p. 419 – 441, 2008.
- SAMPAIO, E.V.S.B.; ARAÚJO, M.S.B.; SAMPAIO, Y.S.B. Impactos ambientais da agricultura no processo de desertificação no nordeste do Brasil. *Revista de Geografia*, v. 22, p. 93 - 117, 2005.
- SANTOS, A.C. Redistribuição de ^{137}Cs em distintas profundidades e posições topográficas em solo sob pastagem e vegetação nativa. Tese de doutorado - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p. 48 – 68, 2004.
- SCHUCH, L.A.; NORDENMAN, D.J.R.; BARRETO, W.O.; CARDOSO, A.; ZAGO, A. Natural and artificial radionuclides in soils from Paraná, Brasil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, v. 1, n.177, p. 39-40, 1994.
- SEGANFREDO, M.L.; ELTZ, F.L.F.; BRUN, A.C.R. Perdas de solo, água e nutrientes por erosão em sistemas de culturas em plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.21, p.287-291, 1997.
- SERIO, J.; COSTA, C.A.G; TEIXEIRA, A.S.; ORTEGA, E. Aplicação da USLE e SIG na caracterização de três microbacias hidrográficas no Brasil. *Revista Acadêmica de Ciências Agrárias Ambientais*, v. 6, n. 2, p. 213 - 221, 2008.
- SHEMBER, M.A.; ERIKSOON, A. Sorption behavior of caesium in various soils, *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 19, p. 41 - 51, 1993a.

- SHEMBER, M.A, ERIKSOON, A. Exchangeability of caesium in various soils. *The Science of the Total Environmental*, v. 138, p. 271 - 279, 1993b.
- SILVA, J.R.C. Erosão e produtividade do solo no semi-árido. In: OLIVEIRA, T.S.; ASSIS JR. R.N.; ROMERO, R.E.; SILVA, J.R.C. (Ed.), *Agricultura, sustentabilidade e o semi-árido*. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará – Sociedade Brasileira Ciência Solo, p.168- 213, 2000.
- SILVA, A. B.; RESENDE, M.; SOUSA, A. R.; MARGOLIS. E. Mobilização do solo, erosão e produtividade de milho e feijão em um Regossolo no agreste pernambucano. *Pesquisa agropecuária Brasileira*, v. 34, n. 2, p. 299 - 307, 1999.
- SILVA, J.R.C. & SILVA, F.S. Eficiência de cordões de pedra em contorno na retenção de sedimentos e melhoramento das propriedades de um solo Litólico. *Revista Brasileira de Ciência de Solo*, v.21, p. 441 - 446, 1997.
- SILVA, I.F.; ANDRADE, A.P.; CAMPOS FILHO, O.R.; OLIVEIRA, F.A.P. Efeito de diferentes coberturas vegetais e práticas conservacionistas no controle da erosão. *Revista Brasileira de Ciência de Solo*, v. 10, n. 3, p. 289 - 292, 1986.
- STAUNTON, S.; DUMAT, C.; ZSOLNAY, A. Possible role of organic matter in radiocaesium adsorption in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 58, n. 2-3, p. 163 - 173, 2002.
- STAUNTON, S.; LEVACIC, P. Cs adsorption on the clay-sized fraction of various soils: effect of organic matter destruction and charge compensating cation. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 45, n 2, p. 161 - 172, 1999.
- TAMURA, T. Selective sorption reactions of cesium with mineral soil. *Nucleic Safety*, v. 5, p. 262 - 268, 1964.

- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation)
Sources and effects of ionizing radiation. *Journal of Radiological Protection*. v.21,
p. 83 - 85, 2000.
- UPTON, A.C. Biological effects of low-level ionizing radiation, United States. *Sci.
Am.*, v. 246, n. 2, p. 41 - 49, 1982.
- WALLING, D.E. & QUINE, T.A. Calibration of caesium-137 measurements to provide
quantitative erosion. *Land Degradation and Rehabilitation*, v. 2, p. 161 - 175,
1990.
- WALLING, D.E. & QUINE, T.A. Use of caesium-137 as a tracer of erosion and
sedimentation. Handbook for application of the caesium-137 technique.
University of Exeter, UK. UK Overseas Development Administration Research
Scheme R4579, Department of Geography, 196p, 1993.
- XAVIER, A. M.; LIMA, A.G.; VIGNA, C.R.M.; VERBI, F.M.; BORTOLETO, G.G.;
GORAIEB, K.; COLLINS, C.H.; BUENO, M.I.M.S. Marcos da história da
radioatividade e tendências atuais - Revisão. *Química Nova*, v. 30, n. 1, p. 83 - 91,
2007.

CAPITULO 2

DISTRIBUIÇÃO DE ^{137}Cs EM SOLOS DE PERNAMBUCO

RESUMO

O ^{137}Cs tem sido usado para quantificar perdas ou deposição de solo, com base em valores das concentrações em áreas de referência, que tiveram pouca perturbação nas últimas décadas. Determinações em áreas assim ainda não foram feitas na região Nordeste do Brasil. Em Pernambuco, foram selecionadas três áreas com topografia plana, vegetação nativa e solos não perturbados, em Goiana, Sertânia e Araripina. Em cada área, foram marcados quatro pontos, distantes 20 a 50 metros um do outro e, em cada um, retiradas amostras de solo, em camadas consecutivas de 3 cm de profundidade, até 30 cm. As atividades de ^{137}Cs foram determinadas usando espectrometria gama com detector de germânio hiperpuro (HPGe). Os estoques médios de ^{137}Cs (Bq m^{-2}) foram $71,6 \pm 6,3$ em Goiana, $64,0 \pm 13,8$, em Araripina, e $95,5 \pm 9,8$, em Sertânia. Valores nesta faixa têm sido relatados na Paraíba e na Bahia e mais altos na região Sudeste, confirmando a diminuição dos estoques em áreas mais próximas do Equador. As maiores atividades ocorreram nas camadas superficiais, variando de $0,50$ a $2,06 \text{ Bq kg}^{-1}$, e decresceram linearmente com a profundidade, até os limites de detecção: 18 cm em Araripina, 15 cm em Goiana e 9 cm em Sertânia. Em Goiana, a camada superficial correspondia a um horizonte orgânico e tinha a mais alta atividade ($2,06 \text{ Bq kg}^{-1}$). Atividades e estoque altos e menor aprofundamento em Sertânia poderiam ser explicados pela predominância de argilominerais 2:1 em contraposição à de argilominerais 1:1 nos outros locais. Houve correlações positivas entre a atividade de ^{137}Cs e os valores de pH em água e KCl e correlação negativa com as concentrações de Al. Confirma-se que, em áreas de referência, a maior atividade do ^{137}Cs está na camada superior, com decréscimos regulares ao longo do perfil do solo.

Palavras Chave: césio-137, radionuclídeo, erosão.

DISTRIBUTION OF ^{137}Cs IN SOILS OF PERNAMBUCO, BRAZIL

Abstract

Soil ^{137}Cs contents have been used to quantify losses or accumulations, based on values from reference sites with little soil disturbance in the last decades. Determinations in such sites have not been made in Northeast Brazil. Three areas with flat topography, native vegetation and undisturbed soils were selected in the municipalities of Goiana, Araripina and Sertânia, Pernambuco state. In each area, four locations were marked, 20 to 50 m distant from each other, and, in each one, soil samples were collected in consecutive 3 cm deep layers, down to 30cm. ^{137}Cs activities were determined using gamma spectrometry with a hyperpure germanium detector (HPGe). Average contents of ^{137}Cs (Bq m^{-2}) were 71.6 ± 6.3 in Goiana, 64.0 ± 13.8 in Araripina and 95.5 ± 9.8 in Sertânia. Values in this range have been reported in Paraíba and Bahia, and higher ones in the Southeastern region, confirming the reduction of stocks in areas closer to the equator. The highest activities occurred in the surface layers, ranging from 0.50 to 2.06 Bq kg^{-1} , and they decreased linearly with depth until the detection limits: 18 cm in Araripina, 15 cm in Goiana, and 9 cm in Sertânia. In Goiana, the surface layer corresponded to an organic horizon and had the highest activity ($2.06 \pm 1.0 \text{ Bq kg}^{-1}$). High activities and stock and lower depth in Sertânia could be explained by the predominance of 2:1 clay minerals in opposition to 1:1 clay minerals in the other areas. ^{137}Cs activities were positively correlated with water and KCl pH values and negatively correlated with Al concentrations. The results confirm that, in reference areas, the largest ^{137}Cs activities are in the surface layers, with regular decreases down the soil profile.

Keywords: cesium-137, radionuclide, erosion

INTRODUÇÃO

A região semi-árida tem o processo erosivo como o principal fator de degradação do solo (SAMPAIO et al., 2005; SILVA, 2000). O aumento da população e da demanda de produção de alimentos aumentou a necessidade e a intensidade de exploração do solo com culturas anuais, em um processo que, por muitos anos, devido a manejos inadequados, levou extensas áreas agrícolas a uma acentuada degradação. A erosão não só degrada a camada superficial, rica em matéria orgânica e nutrientes para

as plantas, como provoca o assoreamento dos rios e reservatórios de água, causando enchentes e diminuição do volume de água dos reservatórios.

Os métodos convencionais para quantificação da erosão que vêm sendo utilizados há muito tempo, São oriundos de trabalhos empíricos, baseados em dados sobre perdas de solo, necessitando de um longo período para a determinação de algumas variáveis, com aplicação restrita a condições semelhantes às dos experimentos (AMORIM et al., 2006, CORRECHEL, 2003). O método do ^{137}Cs tem-se apresentado como uma alternativa viável como ferramenta de avaliação direta das taxas de erosão (CORRECHEL, 2003; PORÊBA, 2006). Este método é bem difundido no hemisfério Norte e vem sendo utilizado em alguns estados do Brasil, principalmente na região Sudeste (BACCHI et al., 2000; GUIMARAES, 1998; ANDRELLO et al., 2002). No Nordeste, foram estimadas perdas de solo por erosão na Paraíba (FRAGA et al., 2004; SANTOS, 2004).

Para a estimativa da perda de solo pelo método do ^{137}Cs são necessários valores de referência para comparação com os valores dos pontos em estudo. Os valores de referência correspondem ao levantamento do estoque e da distribuição de ^{137}Cs no perfil do solo, em locais onde não houve perdas ou ganhos de solo, desde a época da deposição de ^{137}Cs . Nos pontos de estudo, a erosão é calculada pelo decréscimo do estoque de ^{137}Cs em camadas sucessivas de solo e, a deposição, pelo acréscimo no estoque.

A precisão do método é fortemente dependente da qualidade do inventário de uma área de referência representativa dos pontos do estudo (RITCHIE & MCHENRY, 1990). Até hoje não foram determinados valores de referência para solos de Pernambuco, atendendo ao critério de ausência de perdas ou ganhos de solo. Assim, este trabalho se propõe a estudar a distribuição de ^{137}Cs em alguns solos de Pernambuco, determinando, assim, parâmetros de referência para futuras determinações de erosão ou deposição, e a correlacionar as concentrações do radionuclídeo com os atributos mineralógicos, químicos e físicos dos solos.

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo e amostragem.

Foram selecionadas três áreas, em Pernambuco, em latitudes variando de 7° 30'' a 8° 00'', formando um transecto no sentido leste – oeste, ao longo do Estado: 1) em

Goiana, na região da Mata Norte, próximo à costa, com precipitação média anual de 1754 mm, vegetação de mata atlântica e solo classificado como Espodosolo Vermelho Amarelo latossólico textura média; 2) em Sertânia, na microrregião do Moxotó, 300 km a oeste da costa, com precipitação média anual de 528 mm, vegetação de caatinga hiperxerófila e solo classificado como Neossolo Litólico; e 3) em Araripina, na microrregião da chapada do Araripe, cerca de 600 km da costa, com precipitação média anual de 712 mm, vegetação ecotonal dos biomas cerrado e caatinga e solo classificado como Latossolo Vermelho Amarelo distrófico. As precipitações foram fornecidas pelo LAMEPE (2008). Os solos foram coletados próximos a perfis classificados por Jacomine et al. (1972). Todas as áreas estão localizadas em estações experimentais do Instituto Agrônomo de Pernambuco – IPA, e são áreas de reserva, com vegetação nativa bastante preservada. Todas possuem topografia plana e solos não perturbados pelo homem, não tendo sido desmatados, arados, gradeados, plantados ou cultivados há pelo menos 50 anos.

Em cada área, foram coletadas amostras de solo, em quatro pontos, distantes entre 20 e 50 m uns dos outros. Em cada ponto, as amostras foram retiradas em camadas sucessivas de 3 cm de profundidade, até 30 cm ou até encontrar-se substrato rochoso. Em Goiana, o horizonte superficial orgânico, com profundidade média de 2,2 cm, foi coletado separadamente. Cada amostra continha cerca de 3 kg de solo, suficientes para a realização de análises químicas, físicas, mineralógicas e para quantificação da atividade do ^{137}Cs . Para determinação da densidade global do solo de cada camada foram retiradas, em cada local, na lateral da trincheira que ia sendo aberta, amostras indeformadas, utilizando o coletor de Uhland com anel (EMBRAPA, 1997).

As amostras foram levadas para análises nos Laboratórios de Fertilidade e de Instrumentação Nuclear, do Departamento de Energia Nuclear da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, e no Laboratório de Física do Solo, do Departamento de Agronomia da Universidade Federal Rural de Pernambuco - UFRPE.

Análises físicas, químicas e mineralógicas das amostras de solo.

As amostras foram secas ao ar por um período de 72 horas, destorroadas e passadas em peneira de malha de 2 mm. Sub-amostras foram retiradas para determinação da granulometria (Tabela 1) pelo método da EMBRAPA (1997), e para análise dos cátions trocáveis (Tabela 2), sendo o cálcio e magnésio determinados por

espectrometria de absorção atômica, após extração com KCl 1 mol L⁻¹ e o sódio e potássio determinados por fotometria de chama, após extração com solução duplo-ácida (Mehlich 1). O alumínio foi determinado pelo método volumétrico, por titulação com hidróxido de sódio, após extração com KCl 1 mol L⁻¹, e o pH em água e em KCl 1 mol L⁻¹, na relação 1:2,5. Também foram determinados os teores de carbono orgânico do solo, usando o método Walkley-Black modificado (determinado por oxidação via úmida com dicromato de potássio). As metodologias seguiram as recomendações da EMBRAPA (1997).

Tabela 1 - Características físicas e classe textural dos solos de três áreas de Pernambuco, com diferentes características edafoclimáticas, em amostras coletadas em camadas consecutivas até 30 cm de profundidade.

Prof.cm.....	Densidadeg.cm ⁻³	Areiag.kg ⁻¹	Silte	Argila	Classe textural
Goiana					
0-3	1,09	882	65	53	Areia
3-6	1,25	882	55	63	"
6-9	1,28	887	55	58	"
9-12	1,26	890	48	63	"
12-15	1,32	887	55	58	"
15-18	1,30	887	55	58	"
18-21	1,47	897	45	58	"
21-24	1,44	897	40	63	"
24-27	1,43	905	33	63	"
27-30	1,46	907	35	58	"
Sertânia					
0-3	1,18	687	145	168	Franco Arenoso
3-6	1,34	677	135	188	"
6-9	1,32	672	163	165	"
9-12	1,39	662	173	165	"
12-15	1,35	670	175	155	"
15-18	1,37	677	153	170	"
18-21	1,31	667	168	165	"
21-24	1,38	672	158	170	"
24-27	1,40	687	150	163	"
27-30	1,42	692	135	173	"
Araripina					
0-3	1,31	732	45	223	Franco-argilo-arenoso
3-6	1,43	707	40	253	"
6-9	1,39	702	35	263	"
9-12	1,38	727	20	253	"
12-15	1,35	707	38	255	"
15-18	1,39	717	30	253	"
18-21	1,40	712	35	253	"
21-24	1,43	722	40	238	"
24-27	1,44	727	20	253	"
27-30	1,49	727	25	248	"

Tabela 2- Análises químicas dos solos de três áreas de Pernambuco, com diferentes características edafoclimáticas, em amostras coletadas em camadas consecutivas até 30 cm de profundidade.

Prof.	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	Na	K	Al ³⁺	Ca	Mg	C.org
Cm		mg.kg ⁻¹cmolc.kg ⁻¹			g.kg ⁻¹
Goiana								
0-3	3,93	2,54	40,9	296,2	1,04	3,23	1,54	65,55
3-6	4,03	2,44	26,9	195,7	0,96	1,23	0,50	26,25
6-9	4,10	2,61	14,6	122,8	0,73	1,00	0,29	13,42
9-12	4,04	2,60	16,6	114,0	0,80	1,09	0,32	9,83
12-15	4,07	2,70	11,6	97,4	0,72	0,69	0,17	10,30
15-18	4,07	2,74	11,1	54,3	0,73	0,84	0,18	9,52
18-21	4,28	2,86	8,8	62,1	0,59	0,59	0,07	8,00
21-24	4,34	2,91	5,6	38,9	0,51	0,58	0,05	7,77
24-27	4,30	2,94	7,8	36,7	0,50	0,47	0,06	6,76
27-30	4,60	3,01	5,6	37,8	0,45	0,55	0,05	6,27
Sertânia								
0-3	6,18	5,78	21,4	236,6	0,14	4,67	1,21	22,79
3-6	5,86	5,16	19,2	200,7	0,24	2,97	0,83	12,62
6-9	5,67	4,84	18,9	175,4	0,27	2,76	0,80	11,26
9-12	5,64	4,64	19,7	141,7	0,10	2,44	0,79	8,63
12-15	5,52	4,41	22,9	124,8	0,17	2,28	0,85	7,85
15-18	5,46	4,14	27,7	110,1	0,26	2,00	0,91	7,37
18-21	5,45	4,05	34,2	91,1	0,17	1,93	1,02	7,08
21-24	5,43	3,91	42,3	91,1	0,20	1,98	1,30	6,05
24-27	5,65	4,01	40,6	96,7	0,15	2,12	1,04	6,13
27-30	5,74	3,92	49,0	57,3	0,16	2,28	1,68	5,97
Araripina								
0-3	4,28	3,59	4,8	303,9	0,68	1,07	0,28	11,20
3-6	3,97	3,40	3,8	405,5	0,73	0,78	0,16	11,18
6-9	3,92	3,42	4,3	374,6	0,83	0,72	0,12	9,94
9-12	3,79	3,45	3,3	299,5	0,79	0,66	0,09	9,92
12-15	3,70	3,47	3,6	264,2	0,79	0,57	0,06	7,74
15-18	3,73	3,51	3,3	224,4	0,70	0,64	0,06	7,78
18-21	3,79	3,55	2,6	197,9	0,78	0,54	0,06	8,09
21-24	3,72	3,58	2,1	162,6	0,69	0,57	0,05	7,67
24-27	3,80	3,61	2,6	144,9	0,75	0,52	0,04	7,83
27-30	3,75	3,63	2,3	114,0	0,73	0,51	0,03	7,39

A composição mineralógica foi determinada por difratometria de raios-X (DRX). A preparação das lâminas orientadas das frações silte e argila, saturadas com K, foi feita segundo Jackson (1975). As lâminas saturadas com potássio foram processadas somente à temperatura ambiente.

Análise da atividade do ^{137}Cs .

Para determinação da atividade do ^{137}Cs nas amostras de solo, foi utilizada a espectrometria gama com detector de germânio hiperpuro (HPGe), Canberra, com 8.192 canais e “software” Genie-2000 Canberra. O analisador multicanal permite a transformação dos pulsos lineares em sinais digitais, realizando o processamento de separação por intervalos de energia. O ^{137}Cs é um átomo instável, com meia-vida de 30,2 anos, que decai por emissão beta (β^-) para o Bário-137, metaestável, com meia vida de 2,55 minutos, que se torna estável após a emissão de um raio gama de energia 661,6 keV. Esta emissão do ^{137}Ba , formado a partir do ^{137}Cs , é considerada característica da presença do ^{137}Cs e usada para sua detecção.

O resultado é apresentado no monitor do computador na forma de um gráfico, que correlaciona o número de contagens e a amplitude de pulso (energia). Foi determinado o cálculo da eficiência de contagem do detector de germânio, utilizando uma solução padrão aquosa, com atividade conhecida de 30,70 kBq L⁻¹, do IRD (Instituto de Radioproteção e Dosimetria, Rio de Janeiro), misturada a uma amostra de solo cuja contagem da atividade era conhecida. Após a adição da solução contendo ^{137}Cs , a amostra foi seca em estufa por 24 horas e cuidadosamente homogeneizada, para contagem no dia seguinte. As atividades de ^{137}Cs das amostras de solo são expressas em Bq kg⁻¹ de solo e não foram corrigidas pelo decaimento radioativo, pois as amostras foram coletadas e analisadas durante um intervalo de tempo curto, comparado com a meia vida do ^{137}Cs , de 30,2 anos.

O solo foi colocado em um béquer tipo Marinelli de 3 litros, com massa constante de 1700g. Segundo Bajracharya et al. (1998), as amostras devem ser contadas por um período de 80.000 segundos, mas optou-se por contagens acumuladas durante 86.400 segundos (um dia), tanto para as amostras de solo como do padrão, para garantir uma melhor precisão de resultados. A eficiência de detecção foi determinada a partir da seguinte equação (KACHANOSKI & JONG, 1984):

$$Ef = \frac{(cgs_{solo+padr\tilde{a}o} - cgs_{solo})}{(Bq_{padr\tilde{a}o} * 0,84cgsBq^{-1})}$$

Onde: Ef = Eficiência de contagem, cgs = contagem gama por segundo.

A densidade do solo foi usada para converter as concentrações do ^{137}Cs para estoques (Bq m^{-2}), por camada de 3 cm de profundidade.

Análise dos Dados

Os dados de atividade do ^{137}Cs de cada área foram ajustados a modelos matemáticos, com regressões em função da profundidade, usando o programa Statistica (STATSOFT 1995). Os estoques totais por local foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de tukey ($p < 0,05$). Foram determinadas as correlações dos teores de ^{137}Cs nos três solos, por camadas, com seus teores de argila, matéria orgânica, pH e cátions trocáveis.

Resultados e Discussão

Foram detectadas atividades de ^{137}Cs até 18, 15 e 9 cm de profundidade, em Araripina, Goiana e Sertânia, respectivamente (Figura 1). As camadas superficiais do solo tinham as maiores concentrações, variando de 0,50 até 2,06 Bq kg^{-1} . Nas camadas abaixo, as concentrações decresciam linearmente, mostrando um perfil bastante típico de distribuição de ^{137}Cs em áreas de referência (WALLING & QUINE, 1990; WALLBRIK et al., 1999).

Os estoques de ^{137}Cs , na camada superficial, correspondem a 30, 30 e 59%, respectivamente, do estoque total, em Goiana, Araripina e Sertânia (Tabela 3). Isto confirma o que foi descrito por Zygmunt et al. (1998) e por Lauria et al. (2007), que a maior fração deste radionuclídeo concentra-se nas camadas superiores do solo, mesmo muitos anos após sua deposição. A alta atividade encontrada na camada superficial em Goiana (Tabela 3), pode ser explicada pela grande concentração de ^{137}Cs no horizonte orgânico ($2,06 \pm 1,0 \text{ Bq Kg}^{-1}$), enquanto a encontrada em Sertânia pode ter ocorrido pela menor precipitação anual na área e pelo fato do solo conter argilominerais 2:1, ausentes nas demais áreas (Figura 2). Sabe-se que o ^{137}Cs pode ser fixado pelos argilominerais 2:1, entre os quais estão a illita e a vermiculita, e em menor proporção, pelos óxidos de Fe e argilominerais 1:1, como a caulinita (DUMAT & STAUNTON, 1999; CHIBOWSKI & ZYGMUT, 2002; CREMERS et al., 1988).

Em Sertânia, o uso da metodologia do ^{137}Cs só permite estimativas de perdas de solo por erosão até 9 cm. Nestas estimativas, deve-se levar em conta o estoque encontrado em cada camada, pois a distribuição do ^{137}Cs em profundidade não é uniforme e as maiores concentrações estão nos 6 cm superficiais. A estimativa em camadas mais espessas, considerando a concentração como média em toda a profundidade, leva à superestimação da camada de solo perdida.

Tabela 3- Estoque (\pm erro padrão) de ^{137}Cs , em amostras de solo coletadas em camadas consecutivas até 30 cm de profundidade, de três áreas em Pernambuco.

Camadacm.....	Goiana	Araripina Bq m⁻²	Sertânia
Horizonte orgânico	21,9 \pm 13,4	-	-
0-3	19,0 \pm 5,6	19,5 \pm 7,1	56,6 \pm 16,3
3-6	9,6 \pm 4,1	16,7 \pm 4,8	28,4 \pm 11,7
6-9	9,5 \pm 3,1	10,4 \pm 2,1	10,5 \pm 14,0
9-12	6,9 \pm 4,8	10,9 \pm 3,3	0
12-15	4,8 \pm 4,5	3,7 \pm 4,1	0
15-18	0	2,7 \pm 4,7	0
18-21	0	0	0
Total	71,6 \pm 6,3ab	64,0 \pm 13,8b	95,5 \pm 9,8a

Médias seguidas da mesma letra na linha não diferem significativamente pelo teste de Tukey ($P < 0,05$).

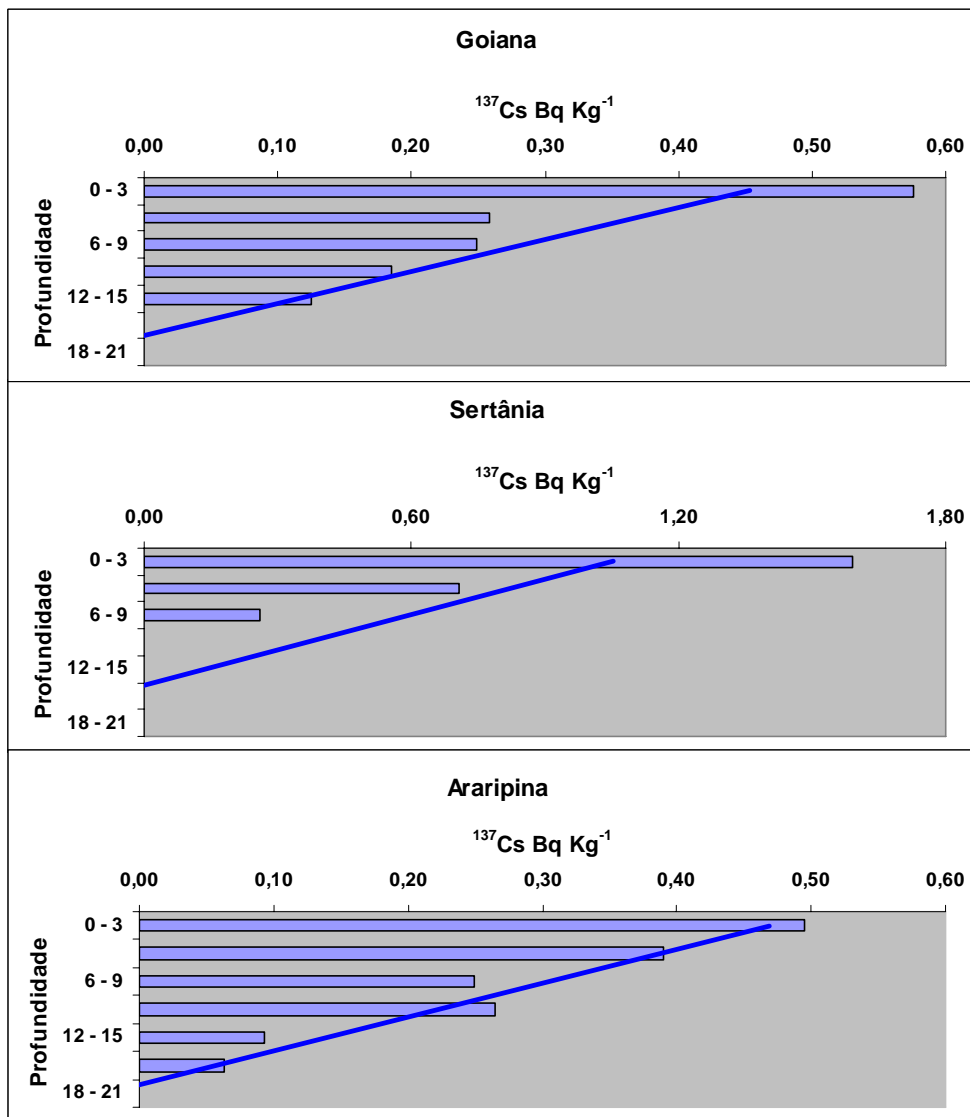


Figura 1- Perfil de distribuição da concentração de ^{137}Cs nos horizontes, em função da profundidade, em três áreas de Pernambuco, em amostras coletadas em camadas consecutivas até 30 cm de profundidade.

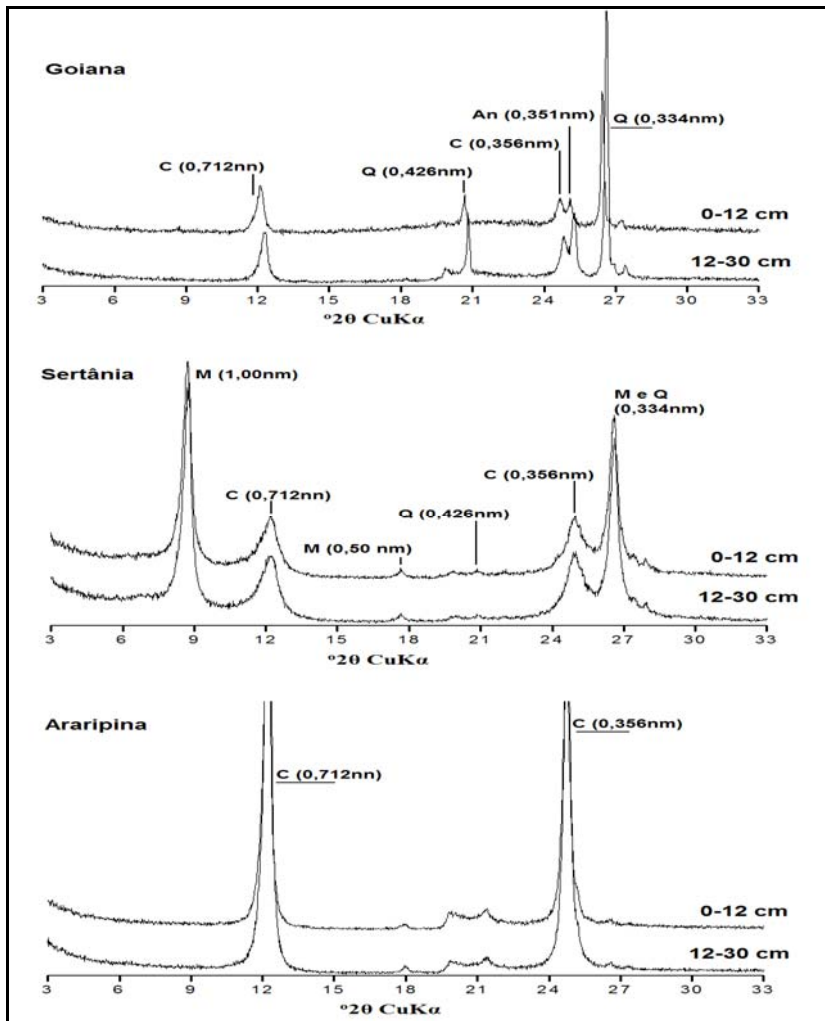


Figura 2- Difratoograma de raio X da fração argila saturada com K em temperatura ambiente. Q: quartzo, Na: Anastásio, C: caulinita e M: mica.

As análises mineralógicas confirmaram a presença de ilita e de mica no solo de Sertânia, e ausência destes argilominerais nos solos de Goiana e Araripina, nos quais predominaram argilominerais 1:1, principalmente caulinita. A adsorção do ^{137}Cs em minerais do solo afeta significativamente a sua taxa de migração no solo (ZYGMENT et al., 1998). As diferenças nos argilominerais poderiam explicar a menor migração em profundidade no solo de Sertânia (9 cm) que nos de Goiana (15 cm) e de Araripina (18 cm). A menor precipitação em Sertânia (528 mm) também poderia ter contribuído para a menor migração. Entretanto, em Araripina (712 mm) chove menos que em Goiana (1754 mm) e o ^{137}Cs foi encontrado a maior profundidade (18 contra 15 cm). Sem dúvida, vários condicionantes ambientais influenciam a migração vertical. A camada orgânica em Goiana, com alta concentração de ^{137}Cs , pode ter contribuído para uma menor migração nesta área.

Os estoques de ^{137}Cs no perfil do solo (Tabela 3) foram maiores em Sertânia ($95,5 \pm 9,8 \text{ Bq m}^{-2}$) que em Araripina ($64,0 \pm 13,8 \text{ Bq m}^{-2}$), ficando Goiana ($71,6 \pm 6,3 \text{ Bq m}^{-2}$) em uma situação intermediária. Os valores encontrados confirmam a tendência de decréscimo com a diminuição da latitude referida por Schuch et al. (1994). Estes autores encontraram estoques de ^{137}Cs de 329, 159, 150 e 107 Bq m^{-2} nas latitudes de 28° , 26° , 22° e 13° S, respectivamente. Fraga & Salcedo (2004), em estudo realizado no semi-árido da Paraíba, na latitude de 8° S, encontraram estoque de 118 Bq m^{-2} , valor próximo ao encontrado na latitude de 13° S e maior que os estoques, (64 a 96 Bq m^{-2}) encontrados nas áreas deste estudo, em Pernambuco em latitudes variando de $7^\circ 30''$ a 8° . Santos (2004), também na Paraíba, encontrou estoques médios de 33 Bq m^{-2} em vegetação nativa e de 58 Bq m^{-2} em área de pastagem. Os pontos na vegetação nativa foram coletados na meia encosta e poderiam ter sofrido perdas de solo. Os estoques encontrados na região Sudeste do Brasil são bem maiores que os encontrados no Nordeste. Em geral, estes resultados confirmam tendência de diminuição dos estoques quanto mais próximo do equador (RITCHIE & MCHENRY, 1990; SCHUCH et al., 1994), no entanto, mostram que pode haver variação nos valores encontrados em uma mesma latitude.

Sakai (1977), na Bahia, encontrou maiores estoques de ^{137}Cs (95 Bq m^{-2}) em áreas com maiores precipitações (1700 e 2000 mm) e menores (57 Bq m^{-2}) em áreas com menores precipitações (700 a 1000 mm). Esses resultados diferiram dos resultados encontrados neste trabalho, já que os estoques de ^{137}Cs foram maiores em Sertânia ($95,5 \text{ Bq m}^{-2}$), com precipitação média anual de apenas 524 mm, que nas áreas de Goiana e Araripina, com precipitações médias de 1754 e 712 mm, respectivamente. Porém, no trabalho realizado na Bahia, não foram tomadas todas as precauções na escolha dos pontos amostrados dentro da área de referência, pois, em alguns casos realizaram coletas em locais onde ocorria acúmulo de água. As amostras foram coletadas apenas até 9 cm de profundidade e não obedeceram ao mesmo critério nas áreas do estudo quanto ao grau de preservação da vegetação. Devem ser tomadas algumas precauções na escolha dos pontos a serem amostrados dentro da área de mata nativa, como não amostrar pontos próximos às bordas das matas, próximos a troncos de árvores caídas, próximos de buracos deixados por árvores mortas e com visível perturbação causada por animais (lagartos, tatus, besouros, cupins e formigas).

Houve correlações positivas ($P < 0,05$) entre a atividade de ^{137}Cs e o pH em água ($r = 0,82$) e o pH em KCl ($r = 0,80$) e correlação negativa com o alumínio ($r = -0,72$).

Giannakopoulou et al. (2007) observaram que solos com pH entre 5 e 8 tinham maior capacidade de adsorção do ^{137}Cs , e que solos com pH menor que 5 apresentavam menor adsorção, propiciando o movimento do ^{137}Cs dentro do perfil. Essas observações foram confirmadas neste estudo, pois nos solos de Goiana e Araripina, com pH menor que 4,3, o ^{137}Cs desceu até 15 e 18 cm, enquanto em Sertânia, que tinha um pH acima de 5,5, desceu apenas a 9 cm (Tabela 3; Figura 2). Uma das prováveis causas da adsorção do ^{137}Cs nas camadas superficial em Sertânia, foi a presença das cargas negativas geradas pela substituição isomórfica, que são cargas permanentes independentes da mudança de pH (INDA JUNIOR et al.2006). Não houve correlação significativa entre a atividade de ^{137}Cs e a do carbono orgânico do solo, embora ambos tenham diminuído com a profundidade. Malbit & Bernard (1998) encontraram correlação entre o teor de ^{137}Cs e a matéria orgânica nas camadas que apresentavam maior teor do radionuclídeo. Os cátions trocáveis e os teores de argila não tiveram correlações com a atividade de ^{137}Cs por profundidade.

Conclusões

1. Foram encontrados valores de referências de 72, 64 e 96 e Bq m^{-2} em Goiana, Araripina e Sertânia, respectivamente, com o ^{137}Cs atingindo profundidades de 15, 18 e cm. A pequena profundidade em Sertânia limita as medidas de erosão nesta área.
2. As concentrações foram maiores nas duas camada superficial (cerca de 6 cm), correspondendo a 57, 57 e 89% dos estoques totais em Goiana, Araripina e Sertânia, respectivamente, e apresentaram decréscimo linear com a profundidade. Em Goiana, o horizonte orgânico, tinha alta atividade de ^{137}Cs ($2,06 \text{ Bq Kg}^{-1}$).
3. Comparando os estoques encontrados neste trabalho com os de latitudes maiores confirma-se a diminuição dos estoques quanto mais perto da linha do equador.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq) pela concessão de bolsa e pelo financiamento deste trabalho.

Referências bibliográficas

- AMORIM, R.S.S.; SILVA, D.D.; PRUSKY, F.F. Principais modelos para estimar as perdas de solo em áreas agrícolas In: PRUSKY, F.F. Conservação de solo e água: praticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. Ed. UFV, Viçosa, p. 173-108, 2006.
- ANDRELLO, A.C.; APPOLONI, C.R.; NASCIMENTO FILHO, V.F. Distribuição vertical de Cs-137 em solos de mata virgem da Região de Londrina (Paraná). **R. Bras. Pesq. Desenvol.**, v. 4, n. 3, p. 1546-1549, 2002.
- BACCHI, O.O.S.; REICHARD, K.; SPAROVEK, G.; RANIERI, S.B.L. Soil erosion evaluation in a small watershed in Brazil through ^{137}Cs fallout redistribution analysis and conventional models. **Acta Geolog. Hispan.**, v. 35, n. 3-4, p. 251-259, 2000.
- BAJRACHARYA, R.M.; LAL, R.; KIMBLE, J.M. Use of radioactive fallout cesium-137 to estimate soil erosion on three farms in west central Ohio. **Soil Sci.**, v. 163, p. 133-141, 1998.
- CHIBOWSKI, S.; ZYGMUNT, J. The influence of the sorptive properties of organic soils on the migration rate of ^{137}Cs . **J. Environ. Radioact.**, v. 61, p. 213-223, 2002.
- CORRECHEL, V. Avaliação de índices de erodibilidade do solo através da técnica da análise da redistribuição do “fallout” do ^{137}Cs . Tese de doutorado, Piracicaba, P.199, 2003.
- CORRECHEL, V.; BACCHI, O.O.S.; REICHARDT, K.; MARIA, I.C. Random and systematic spatial variability of ^{137}Cs inventories at reference sites in south-central Brazil. **Sci. Agric.**, v. 62, n. 2, p. 173-178, 2005.
- CREMERS, A.; ELSEN, A.; DEPRETER, P.; MAES, A. Quantitative analyses of radiocaesium retention in soils. **Nature**, v. 335, p. 247-249, 1988.

- DUMAT, C.; STAUNTON, S. Reduced adsorption of caesium on clay minerals caused by various humic substances. **J. Environ. Radioact.**, v. 46, p. 187-200, 1999.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, 212p, 1997.
- FRAGA, V.D.; SALCEDO, I.H. Declines of organic nutrient pools in tropical semi-arid soils under subsistence farming. **Soil Sci. Soc. Am. J.** v. 68, n. 1, p. 215-224, 2004.
- GIANNAKOPOULOU, F.; HAIDOUTI, C.; CHRONOPOULOU, A.; GASPARATOS, D. Sorption behavior of cesium on various soils under different pH levels. **J. Hazard. Mater.**, v. 149, p. 553–556, 2007.
- GUIMARÃES, M.F. ^{137}Cs da precipitação radioativa ("fallout") no estudo da erosão e sedimentação de solo. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, p.136, 1988.
- IRD – Instituto de Radioproteção e Dosimetria. Comissão Nacional de Energia Nuclear. Gama em água, Rio de Janeiro, 2007.
- JACKSON, M. L. **Soil chemical analysis**: advanced course. 29. ed. Madison, 895 p. 1975.
- JACOMINE, P.K.T.; CAVALCANTI, A.C.; BURGOS, N.; PESSOA, S.C.P; SILVEIRA, C.O. Levantamento exploratório – reconhecimento de solos do Estado de Pernambuco (CONVÊNIO DE MAPEAMENTO DE SOLOS MA/DNPE-SUDENE/DRN), Recife v. II, 1972.
- KACHANOSKI, R.G.; JONG, E. Predicting the temporal relationship between soil cesium-137 and erosion rate. **J. Environ. Qual.**, v. 13, p. 301-304, 1984.

LABORATÓRIO DE METEOROLOGIA DE PERNAMBUCO - LAMEPE Disponível em: <http://www.itep.br/LAMEPE.asp>. Acesso em 01 set. 2008.

LAURIA, D.C.; MARTINS, N.S.F.; ZENARO, R. Monitoramento radiológico ambiental. Rio de Janeiro, IRD/CNEN, 166 p., 2007.

MALBIT, L.; BERNORD, C. Relationship between soil ^{137}Cs inventories and chemical properties in a small intensively cropped watershed. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences – Series IIA – Earth Planet. Sci.*, v. 327, n. 8, p. 527-532, 1998.

MEURER, E.J.; Fundamentos de química do solo In: INDA JUNIOR, A.V.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C. Composição da fase sólida mineral do solo. Ed. Evangraf, Porto Alegre, p. 31-60, 2006.

PORÊBA, G. J.; Caesium-137 as a soil erosion tracer: A review. **J. Meth. Applic. Absol. Chronol.**, vol. 25, p 37-46, 2006.

RITCHIE, J.C. & J.R. MCHENRY. Application of radioactive fallout cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review. **J. Environ. Qual.**, v. 19, p. 215-233, 1990.

SAKAI, T. Distribuição do ^{137}Cs nos solos do Estado da Bahia. Salvador, Universidade Federal da Bahia, 70 p., 1977. (Dissertação Mestrado).

SAMPAIO, E.V.S.B.; ARAÚJO, M.S.B.; SAMPAIO, Y.S.B. Impactos ambientais da agricultura no processo de desertificação no Nordeste do Brasil. **Rev. Geog.** v. 22, p. 93-117, 2005.

SANTOS, A.C. Redistribuição de ^{137}Cs em distintas profundidades e posições topográficas em solo sob pastagem e vegetação nativa. Tese de doutorado - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, p.48-68. 2004.

SCHUCH, L.A.; NORDENMANM, D.J.R.; BARRETO, W.O.; CARDOSO, A.; ZAGO, A. Natural and artificial radionuclides in soils from Paraná, Brasil. **J. Radioanal. Nucl. Chem.**, v. 1, n.177, p. 39-40, 1994.

SILVA, J.R.C. Erosão e produtividade do solo no semi-árido. In: OLIVEIRA, T.S.; ASSIS JR. R.N.; ROMERO, R.E.; SILVA, J.R.C. (Ed.), Agricultura, sustentabilidade e o semi-árido. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.168- 213, 2000.

STATSOFT. Statistica for windows, version 5.0. Copyright Statsoft, 1995.

WALLBRINK, J. P.; MURRAY, A. S.; OLLY, J. M. Relating suspended sediment to its original soil depth using fallout radionuclides. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 63, p. 369-378, 1999.

WALLING, D.E. & QUINE, T.A. Calibration of caesium-137 measurements to provide quantitative erosion. **Land Degrad. Rehab.**, v. 2, p. 161-175, 1990.

ZYGMUNT, J.; CHIBOWSKI, S.; KLIMOWICZ, Z. The effect of sorption properties of soil minerals on the vertical migration rate of cesium in soil. **J. Radioanal. Nucl. Chem.**, vol. 231, n. 1-2, p. 57-62, 1998.

Anexos

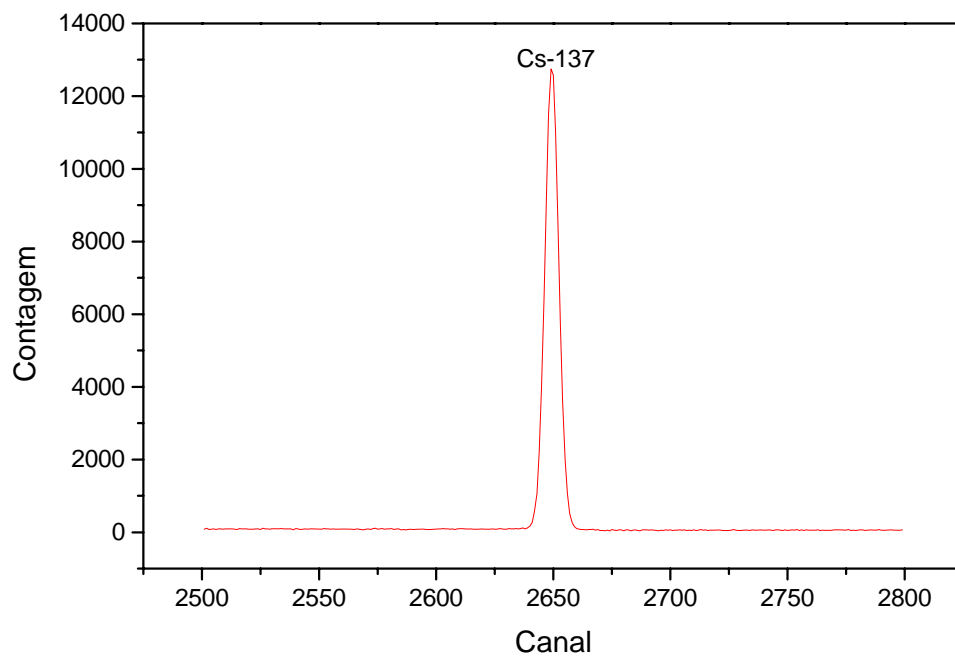


Figura 1 - Espectro da amostra de solo com o padrão de ^{137}Cs .

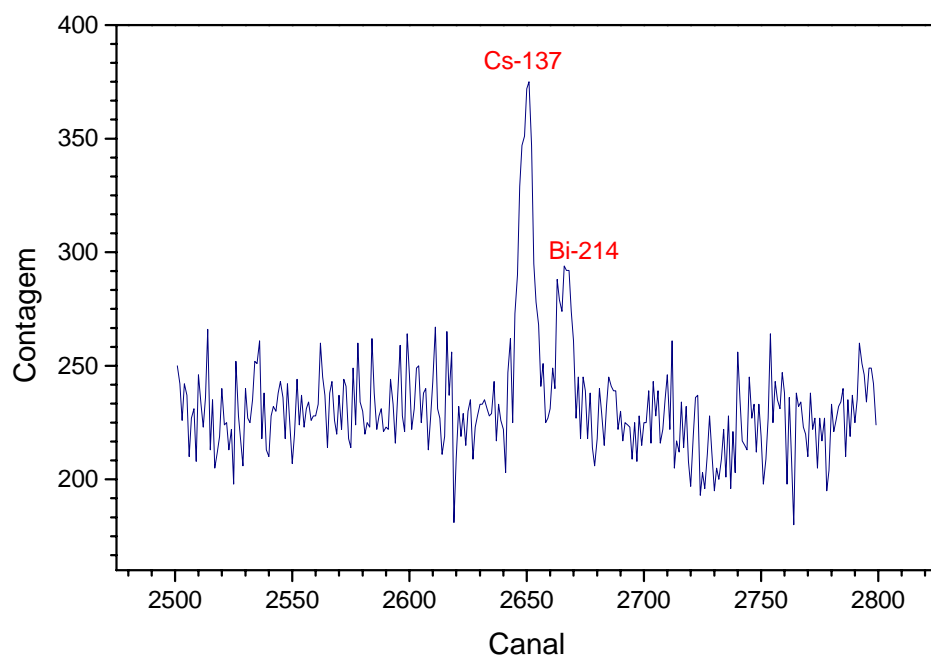


Figura 2 - Espectro da amostra da camada de serapilheira, em Goiana.

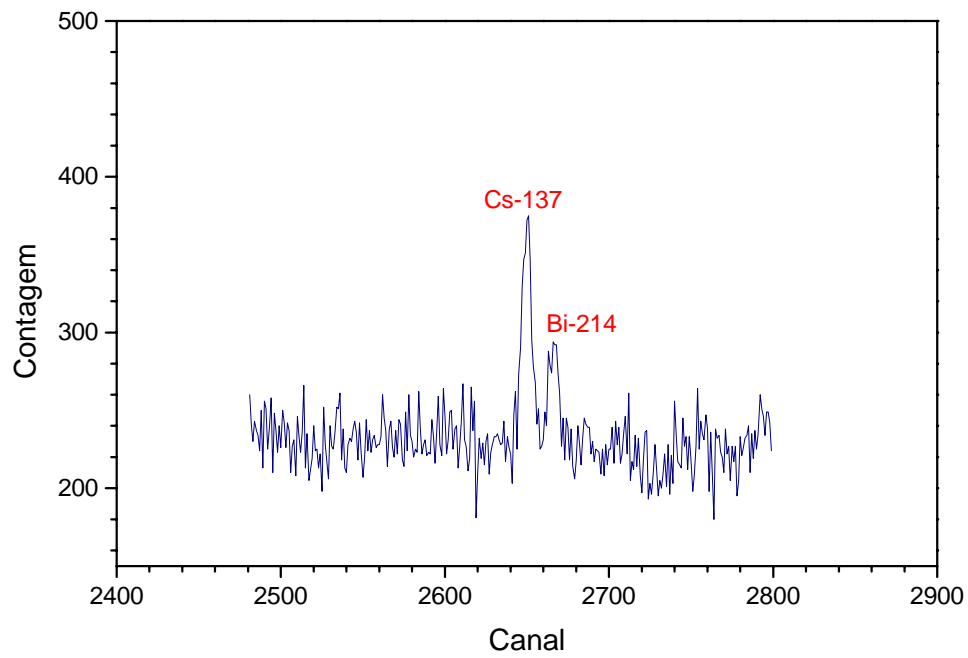


Figura 3 - Espectro da amostra de solo da camada de 0 – 3 cm, em Sertânia

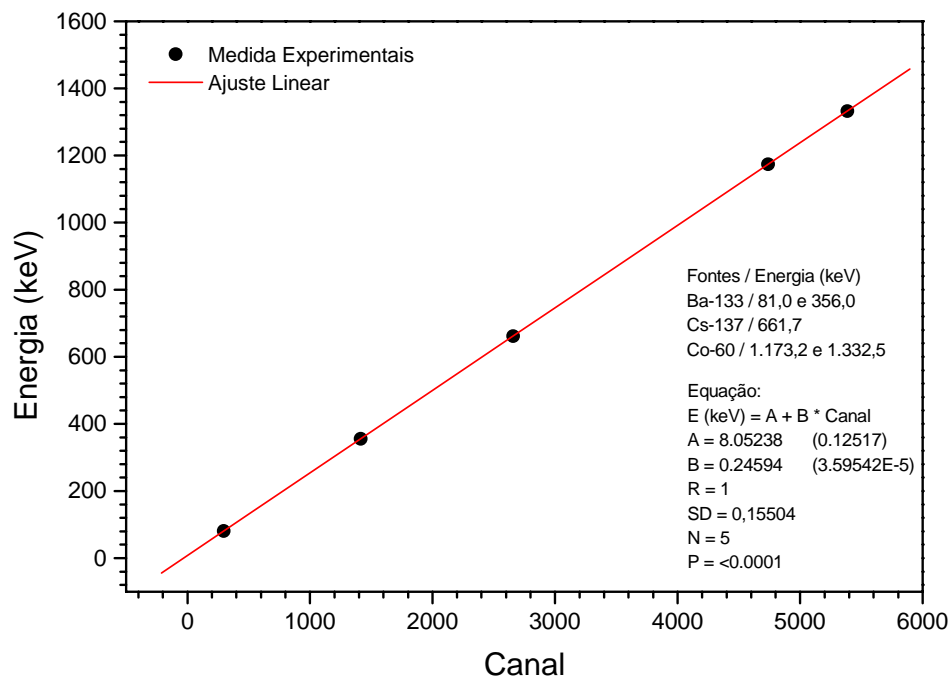


Figura 4 - Curva de calibração para HPGe_MCA 8. 196 canais.