

Comportamento ambiental de ^{137}Cs no Brasil de acordo com parâmetros climáticos e pedológicos

Aldrey CostaGonçalves¹; Heitor Evangelista¹; Joseph Handl²; Antônio Carlos de Freitas. ¹Universidade do Estado do Rio de Janeiro/Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes/ Depto de Biofísica/ Laboratório de Radioecologia e Mudanças Globais-LARAMG; ² Zentrum fur Radioökologie, Universidade de Hannover, Alemanha.

Copyright 2003, SBGf - Sociedade Brasileira de Geofísica

This paper was prepared for presentation at the 8th International Congress of The Brazilian Geophysical Society held in Rio de Janeiro, Brazil, 14-18 September 2003.

Contents of this paper were reviewed by The Technical Committee of The 8th International Congress of The Brazilian Geophysical Society and does not necessarily represents any position of the SBGf, its officers or members. Electronic reproduction, or storage of any part of this paper for commercial purposes without the written consent of The Brazilian Geophysical Society is prohibited.

Abstract

Atomic tests developed between 1945 e 1980 contributed to antropogenic radionuclide dispersion, included ^{137}Cs . By vertical soil profile sampling, data from ^{137}Cs deposition were correlated to climatological and geographical aspects, as annual precipitation ($r=0,72$) and topography ($r=0,44$). Contribution of dry deposition on Brazil was established. Rexalation depth was calculated to all soil samples, and mean depth correspond to 17,88 cm. Similarity between physical parameters, as sand and density, and rexalation deph was observed by cluster analysis. Climatological influence on ^{137}Cs migration was detected by correlation to annual precipitation ($r=-0,62$; $p>0,05$).

Introdução

Entre 1945 e 1980, cerca de 543 testes com armas nucleares foram realizados em diversas regiões dos Hemisférios norte e sul, muitas delas a céu-aberto e sem qualquer procedimento de proteção para o meio ambiente e para as populações de áreas circunvizinhas (UNSCEAR, 2000; Seel *et al*, 1995). O impacto ambiental causado pelos testes atômicos é de difícil estimativa, visto que as potências foram variáveis e as condições climáticas e geográficas bastantes distintas, acarretando em uma complexa dispersão atmosférica da pluma de gases e particulados contendo produtos de fissão em escalas regional e global (Ould-Dada, 2001; Mück, 1997). O grau de dispersão dos radionuclídeos produzidos durante uma explosão nuclear está diretamente associado à potência do artefato nuclear. Artefatos de baixa potência (na ordem de dezenas de kilotons) lançam o núcleo da nuvem radioativa para o interior da troposfera, onde o comportamento das correntes de ar é regulado por processos convectivos de ação local e pelas células de Hadley, o que resulta em transporte vertical, fazendo com que o material em suspensão seja distribuído a distâncias restritas de sua origem. Já artefatos de alta potência (na ordem de Megatons) lançam o material radioativo na estratosfera, onde, através de um mecanismo denominado difusão de Eddy, que corresponde a intensos ventos horizontais, carrega material particulado de maneira rápida e eficiente por grandes distâncias, podendo este atingir um outro hemisfério (UNSCEAR, 2000; Godoy *et al*; IAEA, 1985).

Na figura 1 é apresentado um modelo clássico para a circulação de ar na baixa atmosfera, empregado no caso da liberação de radionuclídeos artificiais.

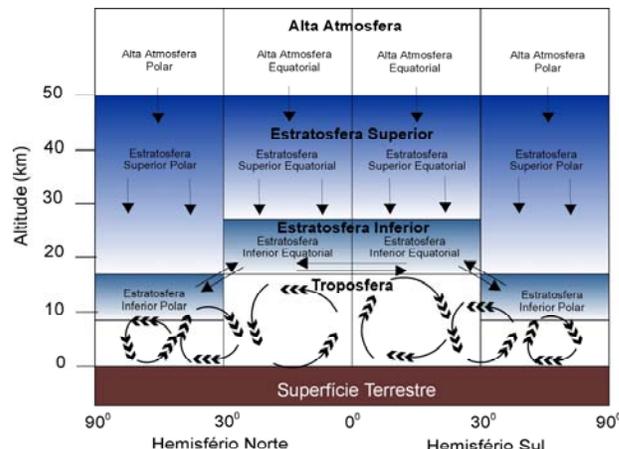


Figura 1 – Modelo de trocas gasosas no interior da baixa atmosfera (UNSCEAR, 2000).

Uma vez injetada na atmosfera, a pluma de radionuclídeos é dispersa segundo os mecanismos naturais de circulação, podendo ser depositada na superfície terrestre de acordo com aspectos da topografia e da climatologia. Os processos de deposição podem ser de dois tipos: deposição seca ou úmida. O primeiro consiste na remoção do material da pluma por meio de gravimetria (dependente de características físicas do aerossol radioativo) e impactação inercial, entre a mesma e alguma superfície terrestre. A deposição úmida pode ocorrer de duas formas: quando o aerossol radioativo é diretamente transferido para a superfície, tal como uma varredura atmosférica, pela ação da chuva (“washout”) ou quando o aerossol radioativo toma parte no processo de formação da gotícula de chuva, resultando em precipitação (“rainout”). A deposição úmida é dependente do regime pluviométrico da área em questão.

O ^{137}Cs é um radionuclídeo produzido através de fissão nuclear e liberado em situações de testes e acidentes nucleares. Devido a características químicas e físicas, é facilmente transportado pela atmosfera (UNSCEAR, 2000; IAEA, 1985). O estudo da deposição deste radionuclídeo nos solos de diversas regiões do globo pode representar um significativo produto para a compreensão da dinâmica de circulação atmosférica global e deposição, visto que seus termos-fonte estão bem caracterizados no tempo e no espaço.

Método

Para a avaliação do depósito de ^{137}Cs nos solos foram realizadas amostragens de solo em perfil vertical. Esta metodologia permite avaliar o fluxo total de ^{137}Cs depositado superficialmente entre os diferentes horizontes de solo. A escolha dos pontos de coleta, como pode ser visto na figura 2. Para a amostragem do perfil de solo tomou como principal critério a predominância de áreas não perturbadas, seja pela ação de processos erosivos naturais seja pela atividade antropogênica.



Figura 2 – Locais de amostragem realizadas no território brasileiro.

A metodologia empregada para a obtenção do perfil é bastante semelhante à descrita por Schuller, 1995, onde um quadrado de 20 x 20 cm, na forma de trincheira é demarcado, visando a coleta. A coluna de solo é dividida em estratos. O solo referente a cada camada é armazenado em saco plástico independente e devidamente identificado. O posicionamento geográfico foi realizado empregando-se um GPS (Global Positioning System) portátil.

As amostras foram peneiradas e secas em estufa a 105°C por 24 horas. Posteriormente, foram analisadas em detector de germânio hiperpuro, de eficiência relativa de 20%.

Resultados

Como já descrito anteriormente, alguns mecanismos de deposição de radionuclídeos estão relacionados a fenômenos como precipitação, na deposição úmida e impactação e gravimetria, na seca. Alguns autores analisam correlações entre o depósito de ^{137}Cs e fatores climáticos e geográficos, como precipitação e topografia (Schüller, 2002; Bossew, 2001; Blagoeva, 1995).

Na figura 3 é demonstrada a correlação entre as concentrações de ^{137}Cs (Bq m^{-2}) e as taxas anuais de precipitação para os locais de coleta de perfis. Foi encontrada correlação significativa entre a concentração de ^{137}Cs e a precipitação ($r=0,72$), embora inferior ao determinado para o Chile. Schüller encontrou $r=0,79$ na

correlação entre concentração de ^{137}Cs e a precipitação. No caso do Chile, tal correlação foi encontrada provavelmente devido ao fato das coletas terem sido realizadas em latitudes muito próximas (entre 38° e 42°S), não ocorrendo variações espaciais e climáticas que interferissem sobre os dados de forma significativa. No Brasil, além da cobertura latitudinal ter abrangido 32° (02°N a 30°S), as diferenças nos padrões de precipitação são bem maiores, sendo o menor valor 800, e o maior 2400 mm anuais.

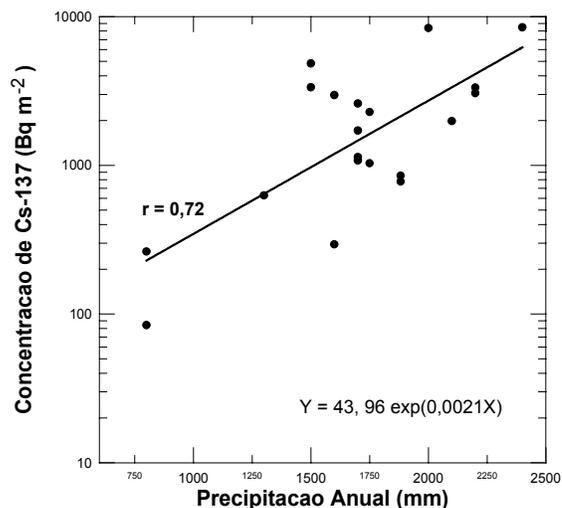


Figura 3 – Correlação entre a precipitação média anual e fluxo de ^{137}Cs .

De acordo com a função de ajuste da reta pode-se estabelecer a deposição seca, que é de $43,96 \text{ Bq m}^{-2}$. No perfil coletado em Paulo Afonso, no interior da Bahia, foi medida atividade de $84,15 \text{ Bq m}^{-2}$ de ^{137}Cs , verificando-se, portanto, que para essa região, a deposição seca é superior a 50% da atividade total presente no solo.

O relevo também foi um parâmetro estudado e verificou-se que não há correlação significativa entre os dados dos perfis e as altitudes (m), como pode ser observado na figura 4.

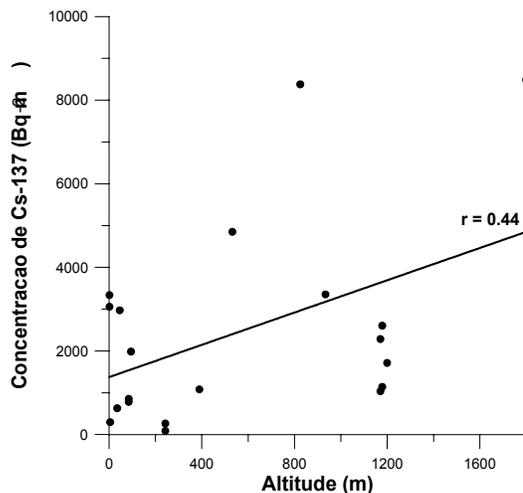


Figura 4 – Correlação entre altitude e atividade de ^{137}Cs .

O Brasil, por apresentar áreas de baixa altitude e com grande precipitação, como na planície amazônica, e outras de maior altitude e precipitação, como Itatiaia, não encontra boa correlação entre esses dois parâmetros. Se mais perfis de áreas de maior altitude fossem coletados, possivelmente os dados estariam melhor correlacionados.

Um parâmetro de estimativa da migração do ^{137}Cs nos solos é a profundidade de relaxação, que é a profundidade na qual a atividade se reduz em 63% da inicial (Schüller, 1995). Este parâmetro é bastante empregado para avaliar a migração de ^{137}Cs no perfil de solo, embora seja mais aplicado a perfis que apresentam um comportamento exponencial da atividade do radionuclídeo. As profundidades de relaxação calculadas para os perfis de solo podem ser observadas na tabela 1.

Tabela 1 - Profundidades de relaxação

Locais de Amostragem	Profundidade de relaxação (cm)
Boa Vista 1	17,57
Boa Vista 2	11,01
Monte Alegre	17,35
Paulo Afonso 1	30,80
Paulo Afonso 2	24,81
Paulista	12,22
Corumbá	19,54
Campo Grande	14,92
Brasília 1	20,11
Brasília 2	13,33
Baixo Itatiaia	18,36
Alto Itatiaia	17,27
Ilha Grande 1	17,99
Ilha Grande 2	17,84
Ouro Preto 1	19,86
Ouro Preto 2	17,77
Visconde de Mauá	13,44
Gramado	17,87
Porto Alegre	18,30
Curitiba	15,28
Barra Velha	19,91

A profundidade média de relaxação foi de 17,88 cm, sendo o menor valor (11,01 cm) encontrado para Boa Vista 2 e o maior para Paulo Afonso 1 (30,8 cm). Não foi observada relação com parâmetros geográficos. Foi construído um dendograma com os parâmetros do solo e as profundidades de relaxação a fim de avaliar-se a influência do solo na migração do ^{137}Cs , como pode ser visto na figura 5. Foram empregados o método de Ward e distância Euclideana para a elaboração do dendograma.

Analisando-se em conjunto com os parâmetros físicos e químicos do solo, observa-se que as profundidades de relaxação encontram-se agrupadas com características tais como a areia e a densidade (DENS). Esses dois parâmetros podem estar afetando o comportamento

migratório do ^{137}Cs no solo, visto que solos mais arenosos favorecem sua percolação para camadas mais profundas. Já a densidade pode atenuar essa migração (Zehnder, 1995).

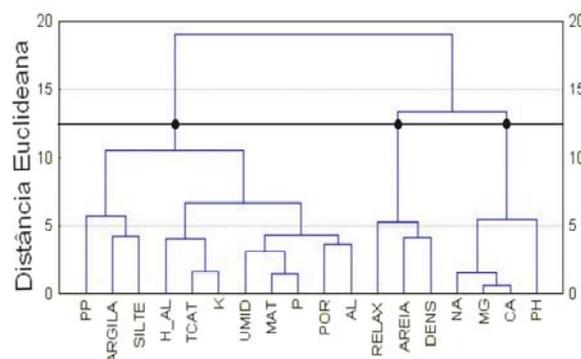


Figura 5 - Dendograma dos parâmetros de solo e profundidades de relaxação

Não foi observada correlação entre a profundidade de relaxação e quaisquer aspectos físico ou químico do solo. No entanto, foi verificada a influência da climatologia como agente interferente no processo de migração vertical do ^{137}Cs no solo. Verificou-se correlação significativa com a precipitação média anual ($r=-0,62$; $p>0,05$). Resultados semelhantes foram descritos por Schüller, 1995, para solos da Península Ardley, na Ilha Rei George, Antártica, onde foram encontradas poucas e baixas relações entre a penetração de ^{137}Cs nos solos e as propriedades edáficas. A autora sugere que a precipitação em excesso satura o solo, dificultando a percolação da água e a conseqüente migração do radionuclídeo. No ambiente, o ^{137}Cs se apresenta na forma de compostos solúveis, Cs_2CO_3 e CsOH . Em áreas com alta taxa de precipitação, os solos ficam mais facilmente saturados de água, o que aumenta o espalhamento horizontal do radionuclídeo. Regiões como Paulo Afonso, onde o volume de chuva é pequeno (800 mm ano^{-1}), acarretam uma maior percolação vertical do radionuclídeo, pois possivelmente não ocasiona espalhamento horizontal significativo.

Conclusões

A deposição de ^{137}Cs no Brasil foi avaliada e verificou-se correlação significativa com a precipitação média anual ($r=0,72$; $p<0,05$). Não foi verificada correlação significativa entre topografia e deposição de ^{137}Cs no Brasil. A profundidade de relaxação foi calculada para todos os perfis, sendo estabelecida uma profundidade média de 17,88 cm, sendo o menor valor (11,01 cm) encontrado para Boa Vista 2 e o maior para Paulo Afonso 1 (30,8 cm). Não foi observada relação com parâmetros geográficos. O dendograma construído evidenciou agrupamento entre profundidade de relaxação e características físicas do solo, como teor de areia e densidade. Foi verificada correlação entre a profundidade de relaxação e a precipitação média anual ($r=-0,62$; $p<0,05$).

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a Fundação Volkswagen, pelo apoio financeiro para a realização de coletas e aquisição de equipamentos e ao Laboratório de Ciências radiológicas pela infra-estrutura cedida durante a realização deste trabalho.

Referências

Blagoeva, R., & Zikovskiy, L. 1995. Geographic and vertical distribution of Cs-137 in soils in Canada. *Journal of Environmental Radioactivity* 27:269-274.

Bossey, P.; Strebl, F. 2001. Radioactive contamination of tropical rainforest soils in Southern Costa Rica. *Journal of Environmental Radioactivity* 53: 199-213.

Godoy, J.M.; Schuch, L.A.; Nordemann, D.J.R.; Reis, V.R.G.; Raího, M.; Recio, J.C.; Brito, R.R.A.; Olech, M.A. 1998. ^{137}Cs , $^{226,228}\text{Ra}$, ^{210}Pb and ^{40}K concentrations in Antarctic soil, sediment and selected moss and lichen samples. *Journal of Environmental Radioactivity* 41: 33-45.

IAEA, International Atomic Energy Agency. 1985. The Radiological impact of radionuclides dispersed on a regional and global scale: methods for assessment and their application. Technical Reports Series no 250. Vienna.

Mück, K., 1997. Long-term effective decrease of cesium concentration in foodstuffs after nuclear fallout. *Health Physics* 72(5): 659-673.

Ould-Dada, Z.; Fairlie, I.; Read, C. 2001. Transfer of radioactivity to fruit: significant radionuclides and speciation. *Journal of Environmental Radioactivity* 52:159-174.

Schuller, P.; Voigt, G.; Handl, J. Ellies, A.; Oliva, L. 2002. Global weapons fallout ^{137}Cs in soils and transfer to vegetation in south-central Chile. *Journal of Environmental Radioactivity* 62: 181-193.

Shuller, P.; Ellies, A. ; Handl, J.; Wilkendorf, R. 1995. Concentración superficial y vertical de ^{137}Cs en suelos de la península Ardléy. *Ser.Cient.iNACH* 45: 39-47.

Seel, J.F.; Whicker, F.W.; Adriano, D.C. 1995. Uptake of ^{137}Cs in vegetable crops grown on a contaminated lakebed. *Health Physics* 68(6): 793-799.

UNSCEAR, United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation. 2000. Exposures to the public from man-made sources of radiation. United Nations, New York.

Zehnder, H.J.; Fopp, P.; Eikenberg, J.; Feller, U.; Oertli, J.J. 1995. Uptake and transport of radioactive cesium and strontium into grapevines after leaf contamination. *Radiation Physics Chemistry*, 46:61-69.

