

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO

ANA CAROLINA FERRAZ DOS SANTOS

MENSURAÇÃO DA EROÇÃO DOS SOLOS COM $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ EM ÁREAS
DEGRADADAS DO NOROESTE FLUMINENSE

RIO DE JANEIRO

2012

Ana Carolina Ferraz dos Santos

MENSURAÇÃO DA EROÇÃO DOS SOLOS COM $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ EM ÁREAS DEGRADADAS
DO NOROESTE FLUMINENSE

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências (Geografia).

Orientador: Prof. Dr. Nelson Ferreira Fernandes
Co-orientador: Prof. Dr. José Marcus Godoy

Rio de Janeiro

2012

FICHA CATALOGRÁFICA

SANTOS, Ana Carolina Ferraz.

Mensuração da Erosão dos Solos com $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ Em Áreas Degradadas do Noroeste Fluminense.

91p.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

Inclui Bibliografia.

1. Mensuração do processo erosivo. 2. radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. 3. Noroeste Fluminense.

Ana Carolina Ferraz dos Santos

MENSURAÇÃO DA EROSÃO DOS SOLOS COM $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ EM ÁREAS DEGRADADAS
DO NOROESTE FLUMINENSE

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências (Geografia).

Aprovada em Dezembro de 2012

Prof. Dr. Nelson Ferreira Fernandes - Orientador
Professor da Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. José Marcus de Oliveira Godoy – Co-orientador
Professor da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro
Pesquisador da Comissão Nacional de Energia Nuclear

Prof^a. Dra. Maria Naíse de Oliveira Peixoto
Professora da Universidade Federal do Rio de Janeiro

Dr. Silvio Barge Bhering
Pesquisador da EMBRAPA Solos

AGRADECIMENTOS

Ao lembrar os caminhos que me trouxeram até esse trabalho, são muitas as pessoas que me passam pela cabeça (e pelo coração). A cada uma delas eu gostaria, sinceramente, de dizer: **MUITO OBRIGADO!**

Começo pela minha mãe Esmeralda. Se dizem que ter um filho é uma das mais incríveis experiências humanas, já me sinto presenteada com a maravilhosa experiência de ter uma das mais incríveis mães. Ela, que sempre abraçou meus sonhos, não foi diferente durante esses anos de mestrado. Nos últimos meses, seu incentivo para que eu finalizasse a dissertação se manifestou na forma de silêncios profundos durante o dia, e comidinhas maravilhosas durante a noite. Obrigada por me fazer sentir acolhida com esse seu amor e dedicação tão lindos!

Ao meu pai, que mesmo da sua maneira silenciosa, me faz perceber seu amor.

A minha eterna e querida avó Jacyra, pelas lindas lembranças que ela me deixou...

Aos meus familiares, em especial meu irmão Rodrigo, minha tia Bárbara, meu primo Jota e meu tio Oniram, que mesmo de longe, fazem parte de cada pequena conquista.

A Renato, que me faz sonhar com as coisas mais simples de uma vida juntos e a quem não canso de dizer “eu te amo”. Juntos vivemos a alegria da aprovação no mestrado e as angústias para finalizá-lo. Que possamos agora realizar os tantos desejos que estavam esperando a dissertação terminar, seja a viagem para a Europa ou o cochilo sem culpa no meio da tarde...

Agradeço **MUITO** ao professor Nelson Fernandes, meu orientador desde o terceiro período da graduação, a quem devo minha iniciação e crescimento no meio científico. Obrigada pelas tantas conversas que conseguiam mostrar caminhos e dar novo ânimo a cada momento de dúvidas que tive.

Ao professor José Marcus Godoy e sua equipe, todos fundamentais para que as análises de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ dos solos pudessem ser concretizadas. Obrigada pelo carinho e atenção com que fui recebida no IRD.

Aos meus companheiros de laboratório Sarah, João Paulo (os dois), Lucia, Patricia, Chris, Renata, Marcel, Camila, que além da parceria na pesquisa científica, me proporcionaram muitas boas risadas. Sentirei saudade dos almoços e cafezinhos da tarde...

A prof^a Maria Naíse e ao pesquisador Silvio Bhering, que gentilmente aceitaram o convite para participar como banca examinadora dessa dissertação. Ao Silvio, agradeço ainda mais pela grande contribuição nos trabalhos de campo a bacia de Barro Branco e pela ajuda, que foi fundamental, durante a coleta das amostras.

A Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro, pelo apoio financeiro a essa pesquisa.

RESUMO E PALAVRAS CHAVES

Há uma crescente consciência de que a erosão acelerada dos solos e sua degradação é um dos principais problemas ambientais no mundo. O adequado conhecimento desse processo, assim como o desenvolvimento e gestão de programas e técnicas voltadas para o controle da erosão, requer a mensuração e obtenção de dados quantitativos da perda de solo. No entanto, os métodos tradicionalmente utilizados para estimar taxas do processo erosivo possuem limitações relacionadas à sua abrangência espacial e temporal. Essas técnicas geralmente estão associadas a encostas, fornecendo pouca informação em relação à complexidade presente nas bacias de drenagem, além de serem menos frequentes os estudos que consideram a erosão a médio e longo prazo, já que a maioria dos experimentos exige altos custos para se manter em funcionamento por longos períodos. O uso de radionuclídeos, como o chumbo-210 em excesso ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$), tem se mostrado um método alternativo às técnicas comumente utilizadas para documentar taxas de erosão dos solos, capaz de superar algumas das limitações apresentadas pelos métodos convencionais. No estado do Rio de Janeiro, a Região Noroeste Fluminense se destaca pelos problemas decorrentes da erosão hídrica. Diante do quadro de degradação sócio-ambiental da região, alguns estudos vem sendo desenvolvidos na Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos (BHRSD), localizada em sua maioria no município de São José de Ubá, com vistas ao conhecimento da região, buscando alternativas sustentáveis para o desenvolvimento das atividades agropecuárias. Uma das sub-bacias da BHRSD que vem sendo monitorada e pesquisada é a bacia experimental de Barro Branco, onde foi realizado o presente trabalho. A amostragem da área foi realizada ao longo do transecto de uma encosta representativa das principais características encontradas na bacia em estudo no que diz respeito a declividade, tipo e uso do solo. Além disso, a encosta apresenta topo plano com vegetação preservada, proporcionando assim o sítio de referência para as análises do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. O transecto da encosta foi dividido em três partes, nomeadas de alta, média e baixa encosta. A alta encosta é uma área de relevo estável com vegetação preservada, enquanto a média e a baixa encosta são áreas destinadas a pastagem, embora já tenham sido utilizadas para o cultivo de tomate. Em cada uma das três partes do transecto foram coletadas amostras indeformadas de solo em profundidades de 10 cm em 10 cm, até atingir um metro de espessura. A partir da mensuração do teor de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos, taxas de erosão foram calculadas utilizando modelos de conversão presentes na literatura. Os teores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ mensurados no transecto apresentaram níveis de detecção aceitáveis e o inventário desse radionuclídeo mensurado para a área de referência foi compatível com os valores relatados pela literatura para diversas áreas no mundo. Logo, os resultados apresentados nesse trabalho confirmam o potencial de aplicação do método do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para estimar taxas de redistribuição de sedimentos para as condições ambientais encontradas no Noroeste Fluminense. A taxa de erosão registrada para a média encosta varia entre 98 e 110 $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ e para a baixa encosta varia de 39 a 41 $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, sendo até dez vezes maiores que as estimativas da produção de sedimentos realizadas para outras áreas de BHRSD através dos modelos matemáticos. Os resultados obtidos representam taxas de erosão brutas e pontuais, baseadas em um reduzido número de locais amostrados e, portanto, não podem ser considerados como representativos da produção de sedimentos que ocorrem no transecto analisado, e muito menos, na bacia hidrográfica de Barro Branco. A continuidade do trabalho, principalmente no que diz respeito ao aumento da coleta e análise de amostras, é necessário para refinar a interpretação do comportamento do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para as condições ambientais encontradas no Noroeste Fluminense assim como para melhor compreender os processos erosivos a longo prazo que ocorrem na região.

Palavras chave: mensuração do processo erosivo; radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$; Noroeste Fluminense.

ABSTRACT

There is a growing awareness that accelerated erosion and soil degradation is a major environmental problem in the world. Adequate knowledge of this process, as well as the development and management of programs and techniques aimed at controlling erosion, requires the measurement and quantitative data collection and soil loss. However, the methods traditionally used to estimate rates of erosion have limitations related to their spatial and temporal scope. These techniques are usually associated with slopes, providing little information regarding the complexity present in the watershed, and are less frequent studies that consider the erosion in the medium and long term, since most of the experiments require high costs to maintain in operation for long periods. The use of radionuclides, such as lead-210 in excess ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$), has shown an alternative method commonly used techniques for documenting rates of soil erosion, able to overcome some of the limitations presented by conventional methods. In the state of Rio de Janeiro, the Northwest Region Fluminense stands by problems caused by water erosion. Faced with a situation of social and environmental degradation in the region, few studies have been done on River Basin São Domingos (BHRSD), mostly located in the municipality of São José de Ubá, with views to the attention of the region, seeking sustainable alternatives to development of agricultural activities. One of the sub-basins of BHRSD that has been monitored and studied is the experimental basin of Barro Branco, where this study was conducted. The sampling area was performed along the transect of a slope representative of the main characteristics found in the basin under study with regard to slope, soil type and use. Also, the slope has a flat top with preserved vegetation, thus providing the reference site for analysis of $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. The transect of the slope was divided into three parts, named high, medium and low slope. The slope is a high relief area stable with preserved vegetation, while the mean and lower slope are areas for pasture, although they have been used for growing tomatoes. In each of the three parts of the transect were collected undisturbed soil samples at depths of 10 cm by 10 cm, up to a meter thick. From the measurement of the content of $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ in soils, erosion rates were calculated using conversion models in literature. The contents of $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ measured in transect showed acceptable levels of detection and inventory of that radionuclide measured to the reference area was consistent with the values reported in the literature for various areas in the world. Therefore, the results presented in this study suggest the potential application of the method to estimate the radionuclide $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ sediment redistribution rates to environmental conditions found in the Northwest Fluminense. The erosion rate recorded for the average slope varies between 98 and 110 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$ and the lower slope varies 39-41 $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$, being up to ten times greater than the Production estimates of sediment carried into other areas of BHRSD through mathematical models. The results represent gross erosion rates and punctual, based on a small number of sampling sites and therefore cannot be regarded as representative of sediment production occurring in the transect discussed, much less, in the watershed of White Clay. The continuity of work, particularly with regard to increasing the collection and analysis of samples, it is necessary to refine the interpretation of the behavior of radionuclide $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ to environmental conditions found in the Northwest Fluminense as to better understand the long-term erosion that occur in the region.

Keywords: measurement of erosion; radionuclide $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$; Northwestern Fluminense.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Modelo conceitual que relaciona a área de estudo, a produção de sedimentos e os processos de erosão e transporte ativos.

Figura 2 Parcelas de erosão de diferentes tipos e tamanhos já utilizadas na Espanha.

Figura 3: Seção polida de uma raiz exposta. Observar a excentricidade dos anéis após a exposição da raiz.

Figura 4: Distribuição vertical e teor do céσιο no solo em sítios perturbados e não perturbados.

Figura 5: Utilização das medidas de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para estimar taxas de erosão e deposição de solo.

Figura 6: Distribuição vertical de ^{137}Cs e $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em áreas cultivadas e não cultivadas.

Figura 7: Mapa de localização de São José de Ubá, município onde está localizada na bacia hidrográfica de Barro Branco.

Figura 8: Imagem LANDSAT com a localização da sub-bacia hidrográfica de Barro Branco em relação a BHRSD, e parte do sistema hidrográfico do Rio Paraíba do Sul, com destaque para os rios Pomba e Muriaé.

Figura 9: Comportamento térmico do Município de São José de Ubá (RJ) para o período entre 1970 e 2000.

Figura 10: Distribuição média mensal no município de São José do Ubá para o período entre 1970-2000.

Figura 11: Balanço Hídrico para o Município de São José de Ubá (RJ).

Figura 12: Mapa Geológico da Sub-bacia de Barro Branco.

Figura 13: Mapa de Solos da Sub-bacia de Barro Branco.

Figura 14: Mapa de Uso do Solo da Sub-bacia de Barro Branco.

Figura 15: Preparo do solo para cultivo nas planícies (A) e lavoura de tomate nas encostas (B).

Figura 16: Localização do transecto estudado na bacia hidrográfica de Barro Branco (A); imagem da encosta selecionada para estudo (B); seção transversal da encosta (C).

Figura 17: Transecto da encosta em estudo dividido em três partes: alta (A), média (B) e baixa encosta (C).

Figura 18: Esquema da coleta de amostras ao longo do transecto.

Figura 19: lixiviação do sedimento, colocado em banho-maria por 24h.

Figura 20: centrifugação da solução (A) e sua posterior separação (B).

Figura 21: a solução, adicionada do carregador de Pb, é passada por coluna cromatográfica.

Figura 22: eluição do chumbo para um béquer (A), que posteriormente é evaporado quase a secura (B).

Figura 23: ajuste do pH da solução.

Figura 24: precipitação e coagulação do chumbo como cromato.

Figura 25: pesagem do papel de filtro (A), que posteriormente é usado para filtrar o precipitado (B).

Figura 26: amostra preparada para a contagem do Pb^{210} .

Figura 27: Distribuição do ^{210}Pb em profundidade no solo nos segmentos da alta (A), média (B) e baixa encosta (C) do transecto analisado.

Figura 28: Distribuição do $^{210}Pb_{ex}$ em profundidade no solo nos segmentos da alta (A), média (B) e baixa encosta (C) do transecto analisado.

Figura 29: Densidade aparente do solo de acordo com a profundidade para os segmentos da alta, média e baixa encosta do transecto estudado.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: exemplos de trabalhos encontrados na literatura que utilizaram o método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para obter taxas de erosão dos solos em diferentes partes do mundo.

Tabela 2: Distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ em profundidade no solo para cada segmento do transecto analisado.

Tabela 3: taxa de erosão registrada para os segmentos da média e alta encosta de acordo com a densidade aparente do solo considerada.

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1: cálculo do fluxo anual de deposição atmosférica de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos.

Equação 2: estimativa das taxas de erosão a partir da mensuração do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos.

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO -----	1
2 – OBJETIVO -----	4
3 – EMBASAMENTO TEÓRICO	
3.1 – A mensuração do processo erosivo -----	5
3.2 – Principais métodos utilizados para a mensuração do processo erosivo -----	6
3.2.1 – Parcelas de erosão -----	6
3.2.2 – Monitoramento hidrosedimentológico -----	11
3.2.3 – Fotografias aéreas -----	12
3.2.4 – Pinos de erosão -----	13
3.2.5 – Exposição de raízes -----	13
3.2.6 – Estimativa de modelos matemáticos -----	14
3.3 – A mensuração do processo erosivo através dos radionuclídeos -----	17
3.3.1 – O radionuclídeo ^{137}Cs -----	18
3.3.2 – O radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ -----	21
4 – ÁREA DE ESTUDO -----	29
4.1 – A bacia hidrográfica de Barro Branco no âmbito da compartimentação ambiental da região Noroeste Fluminense -----	30
4.2 – Caracterização geral da área de estudo -----	31
4.2.1 – Características climáticas -----	31
4.2.2 – Características geológicas e geomorfológicas -----	33
4.2.3 – Características pedológicas -----	35
4.2.4 – Características do uso e ocupação do solo -----	36
5 – PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS -----	39
5.1 – Estratégia de amostragem da bacia hidrográfica -----	39
5.2 – Coleta de amostras -----	42
5.3 – Análises de laboratório -----	44
5.3.1 – Pré-processamento das amostras -----	44
5.3.2 – Análise do teor de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos -----	44

5.4 – Estimativa de taxas de erosão a partir da mensuração do $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ -----	49
6 – RESULTADOS E DISCUSSÕES -----	50
6.1 Distribuição do ^{210}Pb e $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em profundidade no solo -----	50
6.2 Inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ no transecto em estudo -----	56
6.3 Fluxo anual de deposição atmosférica de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos -----	58
6.4 Taxas de erosão dos solos obtidas a partir da mensuração do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ -----	59
7 – CONCLUSÕES -----	68
8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS -----	70

INTRODUÇÃO

Há uma crescente consciência de que a erosão acelerada dos solos e sua degradação é um dos principais problemas ambientais no mundo, como apontam Selby (1993), Morgan (1995) e Bertoni e Lombardi Neto (1999). Segundo esses autores, a erosão hídrica dos solos e a conseqüente deposição de sedimentos são processos naturais, mas estão sendo acelerados pelas atividades humanas, como o desmatamento, uso intensivo do solo e práticas de manejo agrícolas não sustentáveis.

Clark (1985) e Ritchie e Mchenry (1990) mostram que essas atividades geram a degradação do solo não apenas no próprio sítio, mas também provocam problemas fora da área erodida, como o assoreamento de canais fluviais e a diminuição da vida útil de reservatórios. Além disso, a acumulação de sedimentos em corpos hídricos afeta a qualidade da água e a atividade biológica devido à poluição por inúmeras substâncias químicas adsorvidas nos sedimentos. Segundo Bernard e Iivri (2000), em termos globais, os custos econômicos decorrentes dos impactos erosivos em terras agrícolas, tanto no próprio sítio como fora dele, foram estimados em 400 bilhões de dólares por ano.

Dessa forma, torna-se evidente a necessidade do desenvolvimento e gestão de programas e técnicas voltadas para o controle da erosão. Para Toy (2002), isso deve ser feito fundamentado em um adequado conhecimento desse processo, o que requer necessariamente, a mensuração e obtenção de dados quantitativos da perda de solo.

No entanto, os métodos tradicionalmente utilizados para estimar taxas do processo erosivo possuem sérias limitações relacionadas à sua abrangência espacial e temporal. Essas técnicas geralmente estão associadas a encostas, como é o caso das parcelas de erosão, possuindo assim uma cobertura espacial restrita e, de acordo com Walling e Quine (1991), fornecem pouca informação em relação à complexidade presente nas bacias de drenagem, à variabilidade das taxas de erosão e a redistribuição dos solos ao longo da topografia. Além disso, também são menos frequentes os estudos que consideram a erosão a médio e longo prazo, já que a maioria dos experimentos está restrita a alguns anos de monitoramento e exige altos custos para se manter em funcionamento por longos períodos, conforme discutido por Zapata (2003).

Essas limitações se tornam ainda mais graves tendo em vista a crescente consciência no meio científico sobre a importância de se considerar diferentes níveis de análise no estudo de processos erosivos, onde a questão da integração de escalas, tanto espaciais quanto temporais, se apresenta atualmente como um dos grandes desafios. Dessa forma, Boix-Fayos (2006) explica que a escala está intimamente relacionada com o grau de representação das

condições de campo; logo, mensurações em uma escala específica representam apenas parte do processo, limitando o foco da análise. Wilbanks e Kates (1999) também defendem que o enfoque em um único nível de análise pode aumentar a possibilidade de entender mal as causas e efeitos do processo por deixar de lado a relevância de fatores que operam em outras escalas.

Diante dos problemas apresentados, o uso de radionuclídeos, como o céscio-137 (^{137}Cs) e o chumbo-210 não-suportado ou em excesso ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$), tem se mostrado como um método alternativo e/ou complementar às técnicas comumente utilizadas para documentar taxas de erosão dos solos, capaz de superar algumas das limitações discutidas anteriormente.

Os radionuclídeos atingem a superfície terrestre através da precipitação radioativa e são fortemente adsorvidos pelos argilominerais do solo, permanecendo em grande parte concentrados na camada inicial do solo. Sua subsequente redistribuição lateral e vertical na paisagem é controlada pelos processos de erosão, transporte e deposição (Walling et al., 2003).

Conforme explicado por Mabit et al (2008), esse método estima a taxa de erosão média relativa a um determinado sítio, sendo capaz de refletir melhor a complexidade e a interação dos fatores que contribuem para a ocorrência do processo erosivo, podendo ainda ser utilizado em grandes áreas. Além disso, os radionuclídeos possuem meia-vida diferenciada, logo podem ser usados para obter taxas de erosão em diferentes recortes temporais. Através do ^{137}Cs e $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ é possível estimar taxas erosivas relacionadas a um período de 50 e 100 anos, respectivamente, sem a necessidade de programas de monitoramento prolongados.

No entanto, o ^{137}Cs tem um padrão global de precipitação irregular, sendo mais elevado no hemisfério norte e muito baixo na região equatorial e no hemisfério sul. De acordo com Walling e He (1999), nas áreas em que ocorrem uma reduzida precipitação radioativa desse elemento, como é o caso do Brasil, os baixos teores do ^{137}Cs dificultam sua aplicação em estudos erosivos, devido aos problemas para obter níveis de detecção aceitáveis para a mensuração do radionuclídeo, além dos longos tempos de contagem necessários para obter resultados com um adequado grau de precisão.

O $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, devido à sua origem natural, apresenta deposição essencialmente constante ao longo do tempo, logo este radionuclídeo pode fornecer uma excelente alternativa para as áreas que possuem limitações quanto a aplicação do ^{137}Cs . Embora menos utilizado que o ^{137}Cs , o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ também possui um grande potencial para estimar taxas de redistribuição dos

solos, e muitos estudos tem explorado essa capacidade, como Walling e He (1999), Walling et al. (2003), Zhang et al. (2006) e Gaspar et al. (2011).

No Brasil, esse radionuclídeo tem sido muito empregado para a obtenção de taxas de sedimentação em estuários, lagoas e lagoas, a exemplo dos trabalhos realizados por Marques Jr. et al. (2006), Godoy et al. (2002) e Nery e Bonotto (2011). No entanto, ainda não há estudos utilizando esse elemento para a mensuração do processo erosivo.

No estado do Rio de Janeiro, a Região Noroeste Fluminense se destaca pelos problemas decorrentes da erosão hídrica. Conforme explicado por Carvalho et al. (2000), a elevada vulnerabilidade natural das terras da região aos processos erosivos, condicionada principalmente pelo relevo acidentado e presença de solos com elevado gradiente textural na maior parte da área, aliada à reduzida cobertura vegetal e à utilização de práticas inadequadas de manejo do solo, tais como as queimadas anuais e a aração morro abaixo, conduziram a região a uma situação bastante grave no que se refere à degradação ambiental, sendo comum a ocorrência de erosão severa do tipo laminar, em sulcos e voçorocas. Além disso, como apontado por Fidalgo et al. (2005), os graves processos erosivos tornaram o solo menos permeável, prejudicando a plena recarga dos sistemas hídricos, levando ao assoreamento e desaparecimento de rios temporários e a migração de nascentes, comprometendo a manutenção dos ecossistemas terrestres e aquáticos e a produção agropecuária.

A perda do potencial produtivo, associada ao processo erosivo, contribuiu para o empobrecimento dos agricultores, que em muitos casos migraram para centros urbanos à procura de novas alternativas de sustento (Lumbreras et al., 2004). Como resultado, a Região Noroeste apresenta os piores índices socioeconômicos do Estado do Rio de Janeiro.

Esse quadro de degradação socioambiental estimulou o desenvolvimento de alguns trabalhos desempenhados pela Embrapa Solos em parceria com outras instituições, tendo como objetivo realizar um diagnóstico das condições socioeconômicas e ambientais do Noroeste Fluminense, além de monitorar os efeitos de diferentes práticas conservacionistas quanto à eficiência na recarga dos sistemas hídricos e à mitigação de perdas de água e solo por erosão, buscando assim alternativas sustentáveis para a recuperação de áreas degradadas e para o desenvolvimento das atividades agropecuárias.

Dentre esses trabalhos pode-se destacar os projetos RADEMA - Sistemas Pastoris Sustentáveis Utilizando Práticas de Plantio Direto para Recuperação de Áreas Degradadas em Relevo Movimentado do Bioma Mata Atlântica na Região Noroeste do Estado do Rio de Janeiro (PRODETAB 106-02/99); AQUÍFEROS - Planejamento Conservacionista das Terras e Modelagem Preditiva de Sistemas Aquíferos do Cristalino para a Recarga Hídrica em

Bacias Hidrográficas de Relevo Acidentado (PRODETAB 087- 01/01); e GEPARMBH - Gestão Participativa da Bacia do Rio São Domingos (CTHidro 02/2002 – FINEP). Os dois últimos projetos foram executados na Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos (BHRSD), localizada em sua quase totalidade no município de São José de Ubá. Na BHRSD, foram selecionadas três sub-bacias experimentais para o monitoramento e desenvolvimento de pesquisas, dentre elas a bacia hidrográfica de Barro Branco, onde foi realizado o presente estudo.

Deve-se destacar ainda o projeto Modelagem Hidrológica e Geotecnologias na Avaliação de Cenários de Uso e Manejo de Terras Degradadas como Subsídio ao Ordenamento das Atividades Produtivas em Áreas Montanhosas do Bioma Mata Atlântica (financiado pela Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro), no qual se encontra associado o presente estudo e que representa uma continuidade, complemento e aprofundamento de linhas de pesquisa já iniciadas nos projetos anteriores.

Os projetos citados resultaram em trabalhos baseados em monitoramento da erosão a curto prazo e relacionados a eventos individuais de precipitação (como MORAES, 2007 e MARCHIORO, 2008), ou ainda, fundamentados em estimativas e previsões realizadas através da modelagem matemática (como ZARONI, 2006 e MARCHIORO, 2008). Dessa forma, a aplicação do método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ se apresenta como uma importante ferramenta, já que poderá fornecer dados quantitativos de perda de solos ocorrida nos últimos 100 anos, o que ainda não existe para a região, contribuindo assim para a melhor análise e compreensão do processo erosivo no Noroeste Fluminense e na busca por práticas sustentáveis para o desenvolvimento das atividades agropecuárias.

2 OBJETIVO

O principal objetivo desse trabalho é explorar o potencial de aplicação do método do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ como forma de analisar e mensurar o processo erosivo médio que ocorreu ao longo dos últimos 100 anos em uma bacia hidrográfica no Noroeste Fluminense submetida a atividades agropecuárias itinerantes.

Dessa forma, espera-se responder às seguintes questões:

- Os teores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ registrados para uma área de clima tropical são compatíveis com os dados disponíveis na literatura sobre o tema?
- As taxas de erosão/produção de sedimentos referentes a médio prazo, obtidas através do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, são similares às perdas de sedimentos referentes a curto prazo, mensuradas através de outros métodos?

- As taxas de erosão mensuradas através do método do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ são compatíveis com a produção de sedimentos estimada para a área em estudo através de modelos matemáticos?
- O método do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ tem potencial para se apresentar como uma forma independente de quantificar taxas de redistribuição dos solos em ambientes tropicais ?

3 EMBASAMENTO TEÓRICO

3.1 A mensuração do processo erosivo

A análise da erosão, o entendimento de seus mecanismos e fatores condicionantes passa, necessariamente, pela mensuração desse processo. Segundo Stroosnijder (2005), a quantificação da erosão é importante para determinar seu impacto ambiental, desenvolver e avaliar práticas de controle e conservação, produzir tecnologias para predição, avaliar a alocação de recursos e desenvolver programas, estratégias e regulamentações.

Porém, conforme discutido por Morgan (1995), existe uma multiplicidade de métodos e equipamentos usados para mensurar a erosão e pouca padronização em relação a essas técnicas, pois em muitos estudos os equipamentos são construídos ou modificados pelos próprios pesquisadores e não se encontram disponíveis comercialmente.

Isso faz com que o grande número de dados existentes relativos ao processo erosivo esteja, muitas vezes, baseado em diferentes princípios, conjunturas e escalas, o que dificulta a comparação entre eles.

Para Stroosnijder (2005) existe uma crise na mensuração da erosão devido à insuficiência de dados de qualidade adequada, à carência de financiamentos para melhorar essa situação e à falta de profissionais treinados para usar as novas tecnologias e equipamentos que são desenvolvidos.

Esse quadro evidencia a necessidade da análise crítica dos métodos utilizados em estudos erosivos, tendo em vista que os dados obtidos de experimentos devem ser interpretados de acordo com o método empregado e com a escala adotada, e estes últimos devem ainda estar de acordo com os objetivos da pesquisa. Dessa forma, faz-se aqui uma revisão crítica das principais técnicas utilizadas para a mensuração do processo erosivo, enfatizando suas potencialidades e limitações.

3.2 Principais métodos utilizados para a mensuração do processo erosivo

3.2.1 Parcelas de erosão

As parcelas de erosão são amplamente utilizadas para investigar processos geomorfológicos relacionados à erosão dos solos (Boix-Fayos et al, 2006). Morgan (1995) explica que as parcelas são partes da encosta que estão isoladas, tendo tamanho, declividade e tipo de solo conhecidos, e através delas podem ser monitorados o escoamento superficial e a perda de solo.

Ainda de acordo com este autor, uma parcela padrão possui 22 m de comprimento e 1,8 m de largura, embora parcelas de outros tamanhos sejam constantemente utilizadas. Na maioria dos casos, elas são delimitadas por chapas de metal, com cerca de 20 cm de altura, cravadas no solo a uma profundidade variável entre 5 e 10 cm. No sentido do escoamento é definida uma pequena área de convergência em que as chapas são orientadas para caixas que recebem o material transportado. Dessa maneira, é possível calcular a taxa de erosão por unidade de área.

A utilização de parcelas ajuda no entendimento da erosão em tempos curtos ou em eventos pluviais específicos. Além disso, possibilita mensurações *in situ* e permite representar diferentes microambientes ou comparar diferentes tratamentos, facilitando o conhecimento da influência de fatores individuais no processo erosivo, como a declividade, tipo de solo, uso e cobertura, manejo, dentre outros, conforme apresentado por Boix-Fayos et al (2006).

Porém, esse método possui algumas restrições que comprometem sua capacidade de gerar dados representativos da ocorrência do processo erosivo em uma determinada área, resultando muitas vezes em uma grande variabilidade de resultados que não pode ser explicada apenas pela diversidade natural das condições ambientais.

Dessa forma, os referidos autores apontam como principais limitações dessa técnica: (i) a abrangência temporal e espacial, (ii) a representatividade das condições naturais, (iii) os distúrbios causados no meio e (iv) a reprodução das complexas interações do ecossistema.

Monitoramentos desse tipo possuem uma reduzida abrangência temporal, já que exigem um alto custo financeiro para sua manutenção e não conseguem fornecer dados confiáveis a médio e longo prazo (Boix-Fayos et al, 2006).

Esse aspecto está relacionado à capacidade duvidosa dessa técnica em representar as condições naturais do meio, principalmente ao longo do tempo, pois o experimento apresenta um desgaste referente à redução dos sedimentos suscetíveis de destacamento devido à criação de uma fina camada compactada formada pelo impacto das gotas de chuva no solo.

Além disso, outras questões que os referidos autores discutem como obstáculos para a representação adequada do ambiente é a capacidade limitada do fluxo de água dentro das parcelas em promover um efetivo destacamento das partículas e seu transporte, assim como perturbações físicas no ambiente geradas pela instalação desse método no campo.

A escala espacial também é uma questão importante a ser considerada, pois como explicado por Cammeraat (2002), diferentes processos geomorfológicos predominam em escalas distintas de mensuração da erosão e estão relacionados com diversos controles que aparecem em cada nível de escala. Desse modo, segundo Loughran (1989), as taxas de erosão mensuradas representam um dado relacionado à parcela, não refletindo toda a complexidade de uma bacia hidrográfica.

Essa questão fica bastante evidente no trabalho de Verbist et al. (2009), em que os autores mostram que, no nível de parcela, o tipo de uso e manejo do solo são os fatores que mais contribuem para o processo erosivo. Já no nível de bacia hidrográfica, a topografia e a litologia são as principais responsáveis pela produção de sedimentos.

Vente e Poesen (2005) apresentam um modelo conceitual para a relação entre a produção de sedimentos, a área de estudo considerada e a existência de processos ativos de erosão e transporte, conforme mostrado na figura 1 a seguir:

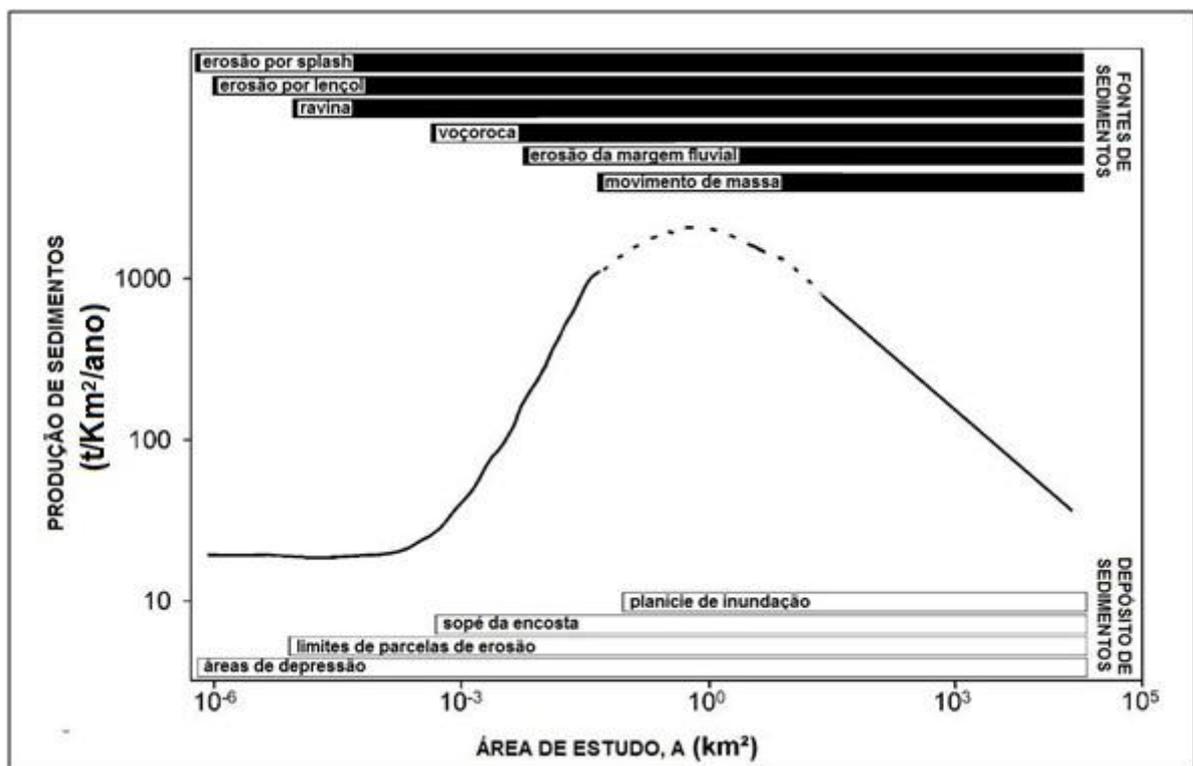


Figura 1: Modelo conceitual que relaciona a área de estudo, a produção de sedimentos e os processos de erosão e transporte ativos. Fonte: Vente e Poesen (2005).

Como pode ser observado na figura 1, em escalas de detalhe, onde a mobilização dos sedimentos é dominada pelo efeito *splash*, erosão por lençol e ravinas, a produção de sedimentos é relativamente baixa, como é indicado pelas mensurações em parcelas de erosão. Porém, a variabilidade da perda de solo em medições feitas em parcelas é relativamente elevada porque as condições locais podem variar bastante. Em condições extremas (como alta erodibilidade, reduzida cobertura vegetal e precipitação intensa) elevada produção de sedimentos também pode ocorrer ao nível de parcela. Entretanto, a taxa média de erosão proposta pelos autores para áreas que variam entre 15 e 320 m² é de 90 t/Km²/ano.

Para áreas maiores, entre 0,03 e 10 Km², espera-se que ocorra uma maior produção de sedimentos devido a um aumento da conectividade e de processos erosivos ativos, como por exemplo, desenvolvimento de ravinas, e especialmente de voçorocas, que requer a concentração de fluxo e necessita que ele exceda o limiar da força de cisalhamento. Por outro lado, é esperada uma maior estocagem de sedimentos nos vales, canais e sopés de encostas, por exemplo.

Para áreas de drenagem entre 0,1 e 30 Km² os autores sugerem que a produção de sedimentos alcance seu máximo, devido à contribuição de outras fontes de sedimentos como a erosão da margem dos canais e movimentos de massa.

Para extensões com variação entre pequenas e grandes bacias de drenagem (tamanho superior a 10 Km²), as áreas de deposição de sedimentos se tornam dominantes sobre as áreas de fontes de erosão, resultando em um gradual declínio na produção de sedimentos. Dessa forma, é comum, por exemplo, a existência de canais mais extensos que geralmente possuem planícies de inundação mais desenvolvidas.

Porém, Vente e Poesen (2005) chamam atenção para o fato de que apesar da área considerada no estudo ser capaz de indicar uma tendência geral da produção de sedimentos, características locais como a litologia, densidade de vegetação e a topografia também interferem nesse processo.

Até mesmo o tamanho da parcela utilizada possui influência na mensuração da questão erosiva, o que deve ser levado em consideração para a análise dos dados. A figura 2, extraída de Boix-Fayos et al (2006), mostra alguns exemplos da diversidade de tipos e tamanhos de parcelas de erosão já empregadas em estudos erosivos na Espanha.



Figura 2: Parcelas de erosão de diferentes tipos e tamanhos já utilizadas na Espanha, a saber: (A) parcelas de 1 m²; (B) parcelas de 30 m²; (C) saída de uma bacia hidrográfica monitorada com coletor de sedimentos e mensuração do nível de água; (D) parcelas de 82 m²; (E) vista de uma encosta onde as setas indicam a distribuição de parcelas abertas do tipo Gerlach em torno de uma estação meteorológica; (F, G) detalhes de um coletor de parcelas do tipo Gerlach; (H, I) dois exemplos de parcelas de 0,24 m² com diferentes coberturas de solo usadas com simuladores de chuva; (J) simulador de chuva usado em experimentos.

Como discutido por Sadeghi et al (2011), entender a dependência entre o tamanho das parcelas e a erosão dos solos/escoamento superficial é importante para a melhor compreensão desses processos, para o aperfeiçoamento das técnicas de medição em campo e a correta obtenção dos dados de acordo com os objetivos da pesquisa.

Dessa forma, os referidos autores procuram demonstrar como o escoamento superficial e a perda de solo variam de acordo com o comprimento das parcelas de erosão utilizadas. De acordo com o trabalho, quanto maior o comprimento das parcelas, maior é sua capacidade de representar a produção de sedimentos e o escoamento superficial que ocorrem ao nível de bacia hidrográfica, apontando a extensão de 20 m como ideal para que as parcelas possam simular esses processos.

Outra questão que se mostra relevante é a extrapolação dos dados medidos nas parcelas para a bacia hidrográfica como um todo. De acordo com Leser et al. (2002), a erosão não afeta as vertentes de forma homogênea, logo generalizar dados para escalas menores envolveria sérios erros no entendimento do processo erosivo. Para Boix-Fayos et al (2006), a extrapolação direta de taxas de erosão obtidas em parcelas para áreas mais abrangentes não é apropriada, pois a conectividade entre a água e o fluxo de sedimentos, as diferentes respostas geomorfológicas e a não linearidade dos processos que operam em escalas distintas não será adequadamente representada.

Da mesma maneira, Cammeraat (2004) mostra que o tamanho da área geradora de escoamento superficial, assim como a distância entre essas áreas, separadas por locais com grande capacidade de absorção de água, explica por que é difícil extrapolar os dados de escoamento superficial e perda de sedimentos das parcelas de erosão para áreas maiores, e ainda, por que a localização das mensurações influencia fortemente os resultados.

A limitada abrangência espacial das parcelas encontra-se também intimamente relacionada à sua capacidade de reproduzir as complexas interações do ambiente. Segundo Boix-Fayos et al. (2006), o confinamento de parte da encosta realizado por esse método não é capaz de refletir a continuidade, a conectividade e a heterogeneidade das unidades de paisagem, não permitindo assim a análise da variedade de interações existentes em um processo como a erosão.

Ainda de acordo com os referidos autores, os processos estão conectados através de distintas escalas, o que significa que processos operando em escalas de detalhe possuem influência naqueles que ocorrem em escalas mais abrangentes. Logo, ao mensurar a erosão através das parcelas é importante compreender que parte da realidade está sendo

verdadeiramente analisada e interpretar os resultados de acordo com seu adequado nível hierárquico dentro do sistema.

3.2.2 Monitoramento hidrosedimentológico

Além das parcelas de erosão, outro método muito utilizado para obter dados quantitativos desse processo é por meio do monitoramento hidrosedimentológico do canal no exutório da bacia hidrográfica. É possível estimar a perda de sedimentos de uma bacia de drenagem através do conhecimento da quantidade de sólidos que passam pela secção transversal de medidas conhecidas de um curso d'água em um determinado intervalo de tempo. Dessa forma, a medição da concentração de sólidos em suspensão e da vazão do curso d'água fornece medidas quantitativas dos sedimentos que estão sendo exportados da bacia hidrográfica.

Porém, conforme apontado por Boardman (2006), esse procedimento pode subestimar a taxa de erosão da bacia, pois não considera que os sedimentos erodidos podem ficar armazenados entre a encosta e o canal, ou ainda, pode superestimar as taxas de erosão por incorporar a erosão dos rios ao longo do seu leito.

Nesse sentido, Rodríguez-Blanco et al (2010), ao estudar uma bacia hidrográfica no noroeste da Espanha, mostram que a perda de solo medida no canal foi até cinco vezes menor que aquela medida nas encostas. De acordo com os autores, a área é formada por um mosaico de vegetação natural, pastagem e espaços agrícolas, o que dificulta a chegada do aporte de sedimentos nos canais. Por outro lado, Verbist et al (2009) mostraram que as mensurações dos sedimentos suspensos nos canais em uma bacia hidrográfica na Indonésia foram de 3 a 10 vezes superiores que a perda de solo registrado nas parcelas. Segundo os autores, isso ocorre porque a erosão laminar e em sulcos registradas nas parcelas não são os processos predominantes na bacia estudada.

Na BHRSD, monitoramentos desse tipo ocorrem na sub-bacia de Santa Maria/Cambiocó, uma área que apresenta características de uso do solo e níveis de degradação ambiental similares ao encontrado na sub-bacia de Barro Branco.

Moraes (2007) e Marchioro (2008) discutem os dados da medição da vazão e turbidez do canal realizado na sub-bacia de Santa Maria/Cambiocó, através de uma estação hidrosedimentológica, para o período entre 2005 e 2007. Os autores relatam diversos problemas encontrados durante o monitoramento que resultaram em dados inconsistentes e lacunas na aquisição de informações durante determinados períodos da pesquisa. Segundo Marchioro (2008), a bacia do córrego Santa Maria possui diversas intervenções antrópicas que

afetam seu comportamento hidrosedimentológico, o que associados aos problemas com o sistema de monitoramento, dificultam o estabelecimento de um comportamento padrão da mesma.

Dentre os problemas relatados pelos autores, destacam-se: atos de vandalismo; travessia de animais e utilização da barragem para lazer na região onde está instalado o sensor; afogamento do vertedouro, fato que contribui para a minimização das vazões máximas e da média mensal; falhas no funcionamento do equipamento, como o sensor de nível e o sensor de sedimentos; falta de energia nos instrumentos utilizados no monitoramento.

Conforme discutido por Moraes (2007), nesse tipo de trabalho de pesquisa podem ser encontradas várias dificuldades para realizar o monitoramento, devido, muitas vezes, à falta de estrutura nos locais escolhidos, à falta de profissionais para execução de obras como a construção de vertedouros e à necessidade de acompanhamento contínuo, exigindo comprometimento por parte dos pesquisadores em relação aos equipamentos instalados em campo. Quando se opta por um trabalho de pesquisa em que os dados são coletados e monitorados, é essencial um bom planejamento, para garantir a qualidade da mesma e para minimizar a ocorrência de falhas (MORAES, 2007).

3.2.3 Fotografias aéreas

Alguns estudos se baseiam ainda em estimativas por fotografias aéreas de feições erosivas (ravinas e voçorocas) que podem ser posteriormente vistoriadas *in situ*, permitindo o cálculo do volume de solo erodido.

Um trabalho desse tipo foi realizado por Curzio e Magliulo (2010), que utilizaram imagens de satélite de dois períodos diferentes para identificar feições erosivas recentes em uma bacia hidrográfica, associadas com mapeamentos temáticos e visitas a campo para conferir os resultados. Com isso, os autores puderam identificar as condições de encosta, declividade, tipo e manejo do solo que mais contribuem para o desenvolvimento da erosão. Um resultado interessante obtido apontou para o aparecimento dessas feições logo após o verão, quando iniciam as operações de manejo dos solos, e depois desse período, as formas erosivas diminuem consideravelmente, sugerindo que essas práticas possuem um importante papel em reduzir o processo erosivo. Porém, uma grande limitação encontrada por esse tipo de estudo é que ele só é capaz de abranger macro-feições erosivas, deixando de lado processos importantes como a erosão em lençol.

3.2.4 Pinos de erosão

Existem ainda métodos que permitem a simples e rápida quantificação do processo erosivo, como os pinos de erosão e a estimativa de taxas através da exposição de raízes. Stroosnijder (2005) explica que a mensuração por pinos de erosão é baseada na mudança de elevação da superfície, onde a remoção do solo ou a deposição de sedimentos pode ser determinada por medidas frequentes da distância entre a superfície do solo e o topo dos pinos. Uma diminuição dessa distância corresponde ao processo de sedimentação, enquanto um aumento indica a ocorrência do processo erosivo.

Além do baixo custo, essa técnica pode ser facilmente implantada e monitorada, inclusive por agricultores. Porém, conforme apontado por Guerra (2005), esse tipo de monitoramento retrata principalmente a erosão em lençol e deve ser feito em áreas cercadas para que não haja nenhum tipo de perturbação, como passagem de animais e pessoas.

3.2.5 Exposição de raízes

Bodoque et al (2005) explicam a técnica de mensuração da erosão através da exposição de raízes, conhecida como dendrogeomorfologia, que é baseada nas características dos anéis das árvores. Quando a raiz é exposta, ocorre uma mudança dos anéis, que de concêntricos passam a ser excêntricos, conforme mostrado na figura 3. O quociente definido pela distância vertical entre a parte mais alta das raízes e o presente nível da superfície, e o intervalo temporal de exposição das raízes, oferece uma estimativa da erosão em mm/ano.

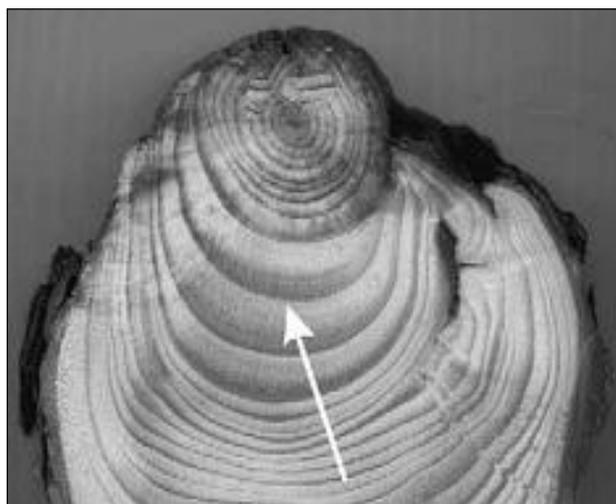


Figura 3: Seção polida de uma raiz exposta. Observar a excentricidade dos anéis após a exposição da raiz. Fonte: Bodoque et al (2005).

Hitz et al (2008) mostram que a dendrogeomorfologia pode ser um campo de estudos importante para datar processos como a erosão dos canais e movimentos de massa, assim como para o melhor entendimento da evolução da paisagem. Segundo os autores, as angiospermas, devido à sua estrutura complexa e especializada, podem oferecer mais detalhes sobre a exposição radicular do que as coníferas, permitindo até mesmo identificar se o processo de erosão foi contínuo ou descontínuo. Já Bodoque et al (2005) chamam atenção para o fato de que nem todas as espécies de árvores permitem análises desse tipo, por desenvolverem anéis irregulares e de difícil interpretação.

3.2.6 Estimativa de modelos matemáticos

Existem também modelos matemáticos que buscam estimar taxas de erosão ou produção de sedimentos, nas mais diversas escalas espaciais e temporais. Boardman (2006) aponta que os modelos são importantes para identificar áreas em que as taxas de erosão excedem os limites aceitáveis, estimar a perda de sedimentos em locais onde não existe disponibilidade de dados relacionados ao processo erosivo e prever futuras taxas de erosão de acordo com mudanças nas condições do clima ou do uso do solo.

O referido autor também relata alguns problemas relacionados à aplicação de modelos em estudos erosivos, como o alto custo de desenvolvimento, a complexidade e dificuldade de aplicação por parte dos usuários, a carência de dados requeridos para o funcionamento do modelo, assim como para sua validação.

Nesse sentido, Stroosnijder (2005) salienta que devido à alta demanda por informações e a crônica falta de bons dados, os modelos de predição da erosão geralmente usam dados que são estimados ou derivados de funções de pedotransferências. Assim, embora muitos modelos sejam classificados como determinísticos, eles poderiam ser considerados empíricos também.

Um dos modelos mais utilizados para estimar taxas de erosão é a USLE (Universal Soil Loss Equation) que, como explicado por Zaroni (2006), é um modelo empírico desenvolvido por Wischmeier e Smith na década de 1960, baseado em correlações entre perdas de solo obtidas em parcelas experimentais e parâmetros de erosividade, erodibilidade, topográficos, uso ou cobertura vegetal e a adoção de práticas conservacionistas.

Segundo Boardman (2006) a USLE proporciona estimativas da taxa média anual de erosão, porém como esse modelo foi desenvolvido para as condições presentes no leste do Estados Unidos, existem sérias dificuldades para sua aplicação em áreas com características de precipitação, processos hidrológicos e diversidade da paisagem diferentes das encontradas nesse país. Outra limitação apresentada pelo autor se refere ao fato da USLE utilizar uma

representação média da área de estudo traduzida através dos fatores presentes no modelo, tornando sua aplicação em bacias hidrográficas muito problemática.

Nesse sentido, Boardman (2006) ainda ressalta que a escala em que a maioria dos dados erosivos tem sido coletada, que corresponde a das parcelas experimentais, tem dificultado o desenvolvimento e validação de modelos de erosão em escalas mais abrangentes, já que, nesse caso, as parcelas se mostram totalmente inadequadas por não considerarem os efeitos do armazenamento e deposição de sedimentos ao longo das encostas e o desenvolvimento de voçorocas.

Visando superar algumas dessas limitações, foram propostas versões com modificações e revisões (MUSLE e RUSLE, respectivamente) desse modelo. No entanto, as restrições dessas alterações também são bastante discutidas, principalmente no que se refere à sua dependência de dados gerados em parcelas de erosão e à sua difícil aplicação em grandes áreas por não considerarem o processo de deposição dos sedimentos, conforme discutido anteriormente.

Diante desse quadro, existem resultados bastante contrastantes na literatura quanto ao uso da USLE como meio de estimar o processo erosivo. Como exemplo, podem-se citar os trabalhos de Bacchi et al. (2003) e Belyaev et al. (2005) que utilizaram três métodos diferentes para avaliar a produção de sedimentos e os processos erosivos em uma bacia hidrográfica no Brasil e na Rússia, respectivamente. Dentre esses métodos, encontrava-se a USLE.

Segundo Bacchi et al. (2003), as taxas de erosão proporcionadas pela USLE apresentaram as melhores correlações com algumas propriedades físico-químicas do solo analisadas no estudo. Para os autores, isso aconteceu pois o fator K (erodibilidade do solo) considerado pela USLE possui uma grande dependência de alguns atributos do solo avaliados. Já Belyaev et al. (2005), mesmo utilizando uma versão da USLE modificada e calibrada para as características da Rússia, não encontraram resultados satisfatórios, pois segundo os autores, a USLE não se mostrou adequada para estimar taxas de erosão em regiões onde esse processo se encontra em um nível avançado, com a presença, por exemplo, de ravinas profundas e voçorocas efêmeras, como é o caso da área estudada.

De acordo com Zaroni (2006), embora projetada para estimar as perdas anuais de solo em encostas, Wischmeier e Smith (1978 apud Zaironi, 2006) associaram os resultados da USLE a um índice de transferência de sedimentos (SDR), o que permitiu incorporar no modelo a deposição de sedimentos que ocorre em sopés de encostas. Dessa forma, a USLE associada ao SDR, pode ser aplicada para estimar a produção de sedimentos em bacias

hidrográficas, principalmente com o apoio dos sistemas geográficos de informação hoje disponíveis.

Esse procedimento foi realizado pela autora na BHRSD, mais especificamente, na sub-bacia hidrográfica de Santa Maria/Cambiocó. De acordo com Zaroni (2006), o modelo USLE, mesmo sendo elaborado na década de 60, se apresentou como uma ferramenta útil na análise e diagnóstico do processo erosivo, permitindo a espacialização de áreas críticas de perdas de solo e de produção de sedimentos, subsidiando assim, a implementação de um manejo conservacionista no uso das terras.

No entanto, a autora reconhece que para as estimativas quantitativas são necessárias, além da validação dos resultados, maiores pesquisas dos métodos inseridos nos modelos para o cálculo dos seus parâmetros. Além disso, por se tratar de um modelo empírico baseado em resultados de amostras locais, apresenta limitações para a extrapolação dos resultados obtidos.

Marchioro (2008) realizou, na mesma bacia hidrográfica trabalhada por Zaroni (2006), uma modelagem matemática utilizando o SWAT (Soil and Water Assessment Tool) que, de acordo com o referido autor, foi desenvolvido no início da década de 1990 pelo United States Department of Agriculture Research Service (USDA - ARS) e o Soil and Water Reserach Laboratory – Temple – nos Estados Unidos da América. De acordo com o modelo utilizado, a bacia é subdividida em Unidades de Resposta Hidrológica (URHs), levando em consideração a área de drenagem mínima requerida para formar um canal fluvial.

Para cada URH da sub-bacia de Santa Maria foi realizada uma estimativa da produção de sedimentos para o período entre 2005 e 2007, levando-se em consideração as variáveis uso/ocupação e tipo do solo, além de simular um cenário ambiental alternativo de acordo com o Código Florestal Brasileiro, visando comparar com a simulação com o uso e ocupação atual.

Para validar a previsão do modelo, foi utilizado o Coeficiente de Eficiência de Nash e Sutcliffe - COE, entre os dados simulados e experimentalmente observados através de uma estação de monitoramento existente no exutório da bacia. O COE para a vazão foi classificado como satisfatório e com comportamento próximo do observado, enquanto o COE para a concentração de sólidos indicou um ajuste ruim do modelo. Segundo o autor, fatores como os dados de calibração, os dados de entrada de uso do solo e o sistema de monitoramento podem ter contribuído para o alto grau de disparidade entre valores observados e simulados quanto à concentração de sólidos.

Em relação à simulação obtida a partir da aplicação do Código Florestal Brasileiro, Marchioro (2008) observou que esse cenário contribuiria para a minimização da produção de sedimentos e concentração de sólidos. Dessa forma, a aplicação da modelagem matemática

mostrou-se como uma ferramenta importante na busca pela melhoria da qualidade ambiental na bacia.

De acordo com Boardman (2006), mesmo com os avanços obtidos na modelagem matemática nos últimos anos, ainda há muito para desenvolver nesse ramo, como a necessidade integrar o trabalho de pesquisadores que se dedicam em acessar a erosão em campo com o trabalho de pesquisadores que se dedicam ao desenvolvimento de modelos e aproximar o debate dos “experts” com os usuários da modelagem matemática, evitando assim o uso errôneo de modelos.

3.3 A mensuração da erosão através dos radionuclídeos

Isótopos são átomos de um mesmo elemento químico, porém com massas diferentes. Quando o isótopo é radioativo, é chamado de radioisótopo ou radionuclídeo. Segundo Turekian e Graustein (2003), os radionuclídeos ocorrem largamente na natureza, mas também são produzidos artificialmente, como subproduto da utilização de combustível nuclear ou por meio de aceleradores de partículas.

Segundo Cardoso (2010), a importância da utilização dos radionuclídeos tem sido notada em diversos campos da atividade humana, tanto em pesquisas básicas nas áreas de biologia, física e química, como também em aplicações tecnológicas na indústria, agricultura, pecuária, etc.

Em estudos de degradação dos solos, o emprego de radionuclídeos, principalmente o céσιο-137 (^{137}Cs) e chumbo-210 não-suportado ou em excesso ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$), tem se mostrado como uma técnica alternativa e/ou complementar aos métodos comumente utilizados, capaz de superar algumas das limitações discutidas anteriormente.

Algumas vantagens da aplicação desses elementos em estudos de erosão são apontadas por Mabit et al (2008): (i) o método fornece uma medida quantitativa tanto das taxas quanto do padrão de erosão do solo; (ii) a taxa de erosão mensurada representa estimativas médias de um período que pode variar de 50 a 100 anos; (iii) a técnica requer somente uma visita de campo para cada sítio estudado e evita a necessidade de monitoramentos de longo prazo; (iv) esses radionuclídeos permitem estudos de erosão em grandes áreas; (v) por estimar a taxa de erosão média relativa a uma determinada área, esse método reflete melhor a complexidade e a interação dos fatores que contribuem para a erosão.

3.3.1 O radionuclídeo ^{137}Cs

Walling e Quine (1991) explica que o ^{137}Cs é um radionuclídeo artificial, lançado na estratosfera através de testes nucleares que ocorreram entre as décadas de 1950 e 1970, e pela sua precipitação radioativa alcança a superfície terrestre, sendo fortemente absorvida pelos argilominerais do solo. A maior parte do teor desse elemento permanece na superfície, com pouca quantidade sendo translocada para horizontes mais profundos.

Quando aplicada em estudos erosivos, essa técnica compara o teor total do ^{137}Cs e sua distribuição vertical dentro do solo, entre sítios perturbados e não perturbados. A figura 4 de Walling e Quine (1991) é bastante esclarecedora. O declínio exponencial no teor de ^{137}Cs em profundidade é característico de áreas não perturbadas e reflete sua afinidade pelas partículas finas do solo e sua baixa mobilidade; esses locais geralmente apresentam relevo estável e vegetação natural/preservada, ou até mesmo pastagens ou áreas agrícolas que não tenham sido perturbadas desde o final do período de precipitação radioativa, funcionando como sítios de referência. Nos locais onde ocorre erosão, o ^{137}Cs também é perdido, provocando conseqüentemente uma redução do seu teor no solo em comparação com as áreas de referência. Já nos locais de deposição a situação se inverte, ocorrendo um acúmulo de sedimentos e, portanto, um aumento no teor desse elemento no solo em relação às áreas de referência. Além disso, em áreas agrícolas, a distribuição do ^{137}Cs em profundidade passa a exibir um padrão mais uniforme, devido à mistura desse elemento no solo causado pelas práticas de cultivo e manejo.

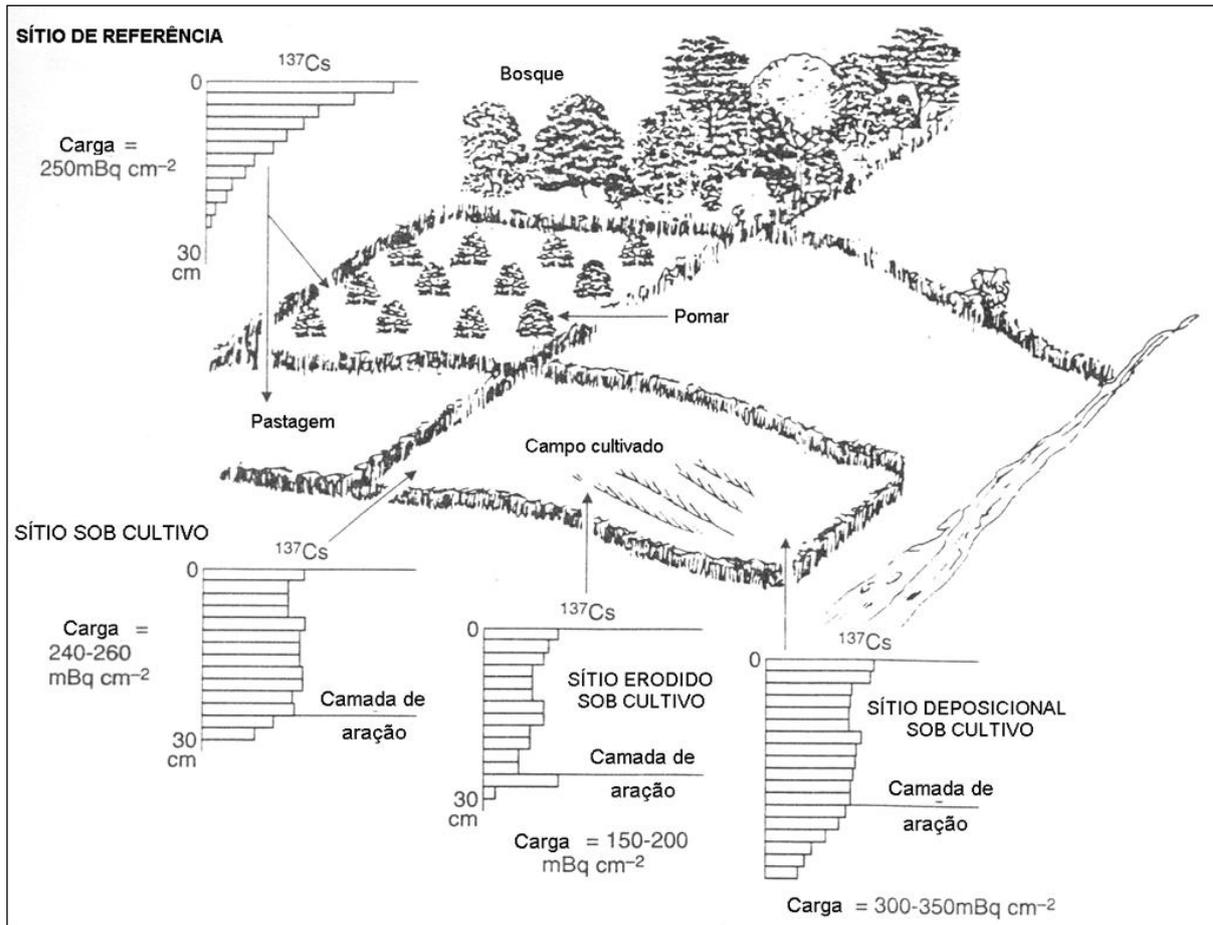


Figura 4: Distribuição vertical e teor do céσιο no solo em sítios perturbados e não perturbados.
 Fonte: Walling e Quine (1991).

Após a mensuração do ^{137}Cs no solo, taxas de erosão ou deposição podem ser estimadas usando modelos de conversão que definem matematicamente a relação entre o teor do radionuclídeo e a redistribuição do solo (MABIT et al., 2008). Para isso, foram desenvolvidos vários modelos, empíricos (como as equações de regressão) e teóricos (como o modelo proporcional, o modelo de balanço de massa, o modelo de distribuição de perfil e o modelo de difusão e migração).

Segundo Andrello (2004), esses modelos levam em consideração muitos parâmetros que podem influenciar no valor da taxa de erosão do solo, os quais são muitas vezes complicados e difíceis de serem obtidos. Logo, o autor realiza um estudo buscando determinar a influência que cada parâmetro incorporado nos modelos da literatura gera nos resultados e os conseqüentes desvios embutidos nas taxas de erosão dos solos, fazendo ainda uma comparação entre os modelos para comprovar a diferença estatística entre os resultados.

Dessa forma, Andrello (2004) mostra que os parâmetros mais significantes nos modelos é a redistribuição de ^{137}Cs e o fator de correção de seletividade do tamanho de partícula pelo ^{137}Cs (p). A redistribuição de ^{137}Cs aparece como um parâmetro importante já

que as taxas de erosão/sedimentação são fundamentadas no padrão de redistribuição desse elemento na paisagem. Isso mostra a necessidade de determinar os valores de inventário de referência de ^{137}Cs , assim como das áreas de cultivo, com os menores desvios possíveis.

Já o fator de correção de seletividade do tamanho de partículas é necessário ser incorporado nos modelos, pois como explicado por He e Walling (1996), há uma forte associação da precipitação radioativa de ^{137}Cs com as partículas finas do solo, ocorrendo também a seletividade do tamanho do grão pelo processo erosivo. Desse modo, o valor de p refletirá a composição do tamanho dos grãos do sedimento mobilizado e do solo original. Como a composição do sedimento mobilizado é geralmente mais enriquecida com partículas finas do que o solo original, o valor de p na maioria das vezes é maior que 1.0.

Com seu trabalho, Andrello (2004) defende que, embora os modelos mais complexos considerem vários parâmetros que influenciam na determinação das taxas de redistribuição dos solos, só seria compensador a aplicação destes diante da disponibilidade dos outros parâmetros ou no interesse em seu estudo. Caso a aplicação tenha como objetivo a determinação das taxas de redistribuição de solo, pode-se aplicar o modelo proporcional que, dentro dos desvios aceitáveis, resulta nas mesmas taxas de redistribuição de solo dos demais modelos, só que obtidas com mais simplicidade.

Como o ^{137}Cs tem uma meia-vida de 30,2 anos, seu emprego fornece uma taxa média de erosão e redistribuição de solo referente a um período de aproximadamente 40/50 anos, isto é, desde o término dos testes nucleares na atmosfera, possuindo uma escala de tempo diferenciada da maioria dos métodos existentes. Dessa forma, como apontado por Walling e Quine (1991), essa técnica substitui a necessidade de programas de monitoramento de erosão por longos períodos, quando o objetivo do estudo é de ter uma taxa média ao longo de vários anos.

O método do ^{137}Cs vem sendo empregado com sucesso em vários lugares do mundo, possuindo diferentes propostas. Como exemplos, pode-se citar Walling e Bradley (1988), Theocharopoulos et al. (2003) e Mabit et al. (2007), que utilizaram essa ferramenta para analisar taxas de erosão e deposição em bacias de uso agrícola no Reino Unido, na Grécia e no Canadá, respectivamente; Schüller (2007) que utiliza o cézio-137 para analisar perdas de solo em diferentes sistemas de manejo no Chile; Walling et al. (2003) que empregam a técnica para validar modelos de previsão de erosão no Reino Unido; e Goodbred e Kuehl (1998) e Humphries et al. (2010) que usam o elemento para analisar os controles responsáveis pelo acréscimo de planícies de inundação e a reposta fluvial a essa fonte de sedimentos em Bangladesh e na África do Sul, respectivamente.

Porém, Walling e He (1999) discutem algumas limitações existentes na aplicação dessa técnica. Uma delas é a precipitação radioativa adicional de ^{137}Cs que ocorreu em algumas partes da Europa no ano de 1986, provocada pelo acidente de Chernobyl, o que pode gerar problemas para a interpretação dos processos de erosão/deposição nessas áreas.

Outra limitação, e a mais importante para a realização dessas análises no Brasil, é o baixo teor de ^{137}Cs presente no hemisfério sul, o que pode dificultar a obtenção de níveis de detecção aceitáveis para a mensuração do radionuclídeo. Segundo Mabit et al. (2008), isso ocorre pois a distribuição espacial da precipitação radioativa desse elemento foi determinada pela localização dos testes nucleares, pelo padrão da circulação estratosférica e pelo total de precipitação anual, mostrando uma clara zona latitudinal no hemisfério norte para a concentração do ^{137}Cs . Nesse sentido, Collings et al. (2001) mostram que inventários de referência de ^{137}Cs no sudeste da Zâmbia são uma ordem de magnitude menores que os encontrados em médias latitudes do Hemisfério Norte.

Soma-se a isso o fato de que em um futuro próximo a detecção desse radionuclídeo não será mais possível devido ao seu decaimento radioativo e a sua não reposição na atmosfera por se tratar de um elemento artificial, como apontado por Walling et al. (2003).

Apesar das dificuldades encontradas, o inventário de ^{137}Cs no hemisfério sul ainda é possível de ser mensurado utilizando apropriados detectores e tempos de contagem. Exemplos disso são os trabalhos realizados no Brasil que empregaram esse método, como Guimarães (1988), Andrello et al. (2003) e Neto et al. (2008), que utilizaram o cézio-137 para analisar taxas de erosão em diferentes usos do solo, além do trabalho de Godoy et al. (2003) que mediram a concentração de ^{137}Cs em peixes, água e sedimentos marinhos para estabelecer a tendência da concentração de radionuclídeos artificiais no litoral brasileiro.

3.3.2 O radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$

Diante de algumas restrições apresentadas anteriormente para a aplicação do ^{137}Cs em estudos erosivos, tem-se buscado a exploração de outros radionuclídeos para essa finalidade.

Um deles é o ^{210}Pb , que como explicado por Robbins (1978), é um produto natural da série de decaimento do urânio-238 (^{238}U), que por sua vez é derivado do decaimento do radônio-222 (^{222}Rn), o filho do rádio-226 (^{226}Ra). Como pode ser acompanhado na figura 5, o ^{226}Ra existe naturalmente em solos e rochas. O ^{210}Pb gerado *in situ* pelo decaimento do ^{226}Ra é chamado de suportado pois está em equilíbrio com seu elemento pai. Porém, a difusão atmosférica de uma pequena parte do ^{222}Rn produzido nos solos e rochas é responsável pela liberação de ^{210}Pb na atmosfera, e sua conseqüente precipitação radioativa provoca um

acréscimo desse radionuclídeo nos sedimentos presentes na superfície do solo, que não se encontra em equilíbrio com seu parente ^{226}Ra , chamado por isso de ^{210}Pb em excesso ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$) ou não-suportado.

Da mesma forma que o ^{137}Cs , o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ é adsorvido pelas partículas do solo, e sua subsequente redistribuição lateral e vertical na paisagem são controladas pelos processos de erosão, transporte e deposição (WALLING et al., 2003). Dessa maneira, essa técnica também é baseada na obtenção do teor de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em sítios de referência; a redução do teor desse elemento comparado aos sítios de referência é indicativa de locais com ocorrência de processos erosivos, enquanto o aumento desse teor é indicativo de locais com ocorrência de processos de deposição.

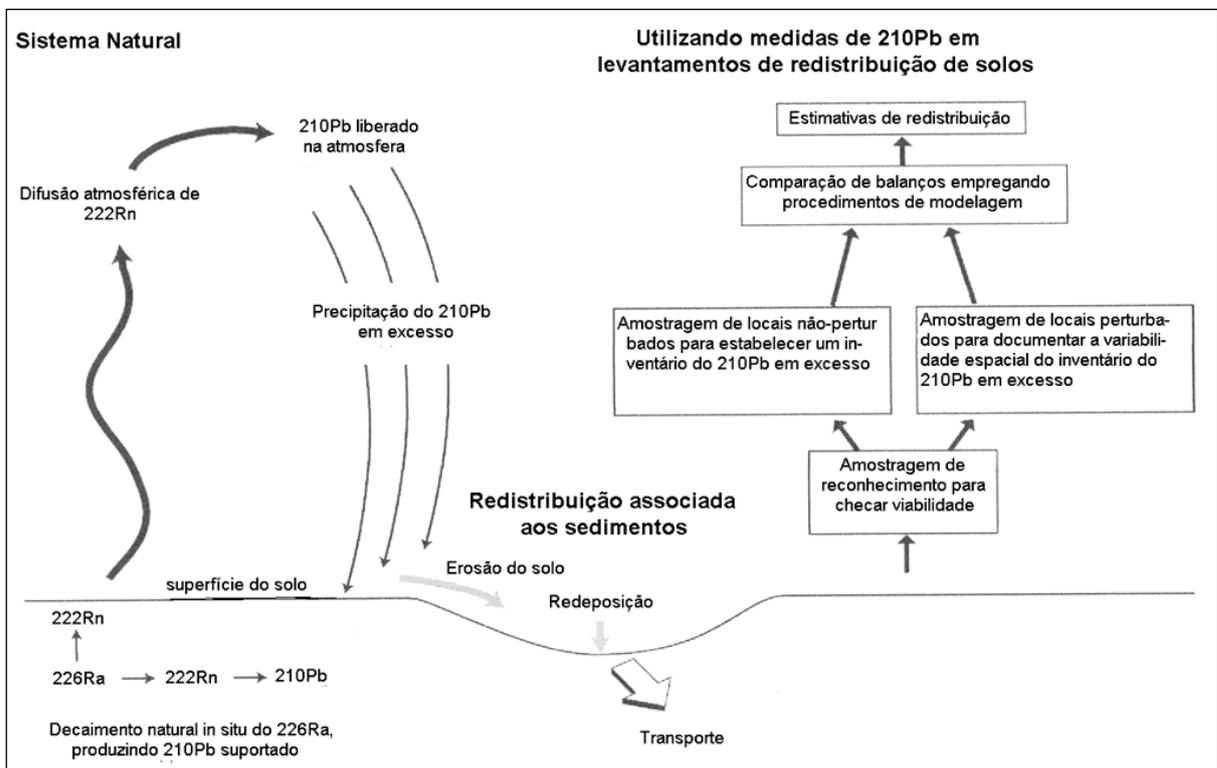


Figura 5: Utilização das medidas de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para estimar taxas de erosão e deposição de solo.
Fonte: Walling et al. (2003)

Conforme apontado por Mabit et al. (2008) a distribuição vertical do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ no solo, em áreas cultivadas e não cultivadas, é similar ao documentado pelo ^{137}Cs . Vários trabalhos relatam que, em áreas não cultivadas, o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ apresenta a tendência de decaimento exponencial em profundidade no solo (WALLING e HE, 1999; MATISOFF et al., 2002; WALLING et al., 2003; DOERING et al., 2006; GASPAS et al., 2011), conforme pode ser visto na figura 6. Isso ocorre pois, como explicado por He e Walling (1996), o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ atinge o

solo através da precipitação radioativa da atmosfera, sendo rapidamente adsorvido pelas partículas de argila e matéria orgânica presentes na superfície do solo. Em áreas não perturbadas, após a precipitação radioativa, o radionuclídeo é redistribuído no perfil de solo através de processos físico-químicos e biológicos, como a bioturbação causada pela fauna do solo, não conseguindo atingir grandes profundidades. Além disso, Dorr e Munnich (1989) apontam que o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ sofre decaimento radioativo durante sua penetração em camadas mais profundas, ficando assim mais concentrado próximo no topo do solo. Porém, diferente da forma do perfil de distribuição do ^{137}Cs , a precipitação contínua de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ resulta em uma maior ocorrência de atividade desse elemento na superfície do solo, como demonstra a figura 6.

Já em áreas cultivadas, conforme esclarecido por He e Walling (1996), a redistribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ dentro do perfil de solo está muito condicionada às práticas de manejo adotadas, como a aração. Logo, nessas áreas a concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ será relativamente uniforme na camada do arado, como resultado da mistura causada pelas práticas agrícolas, como pode ser observado na figura abaixo.

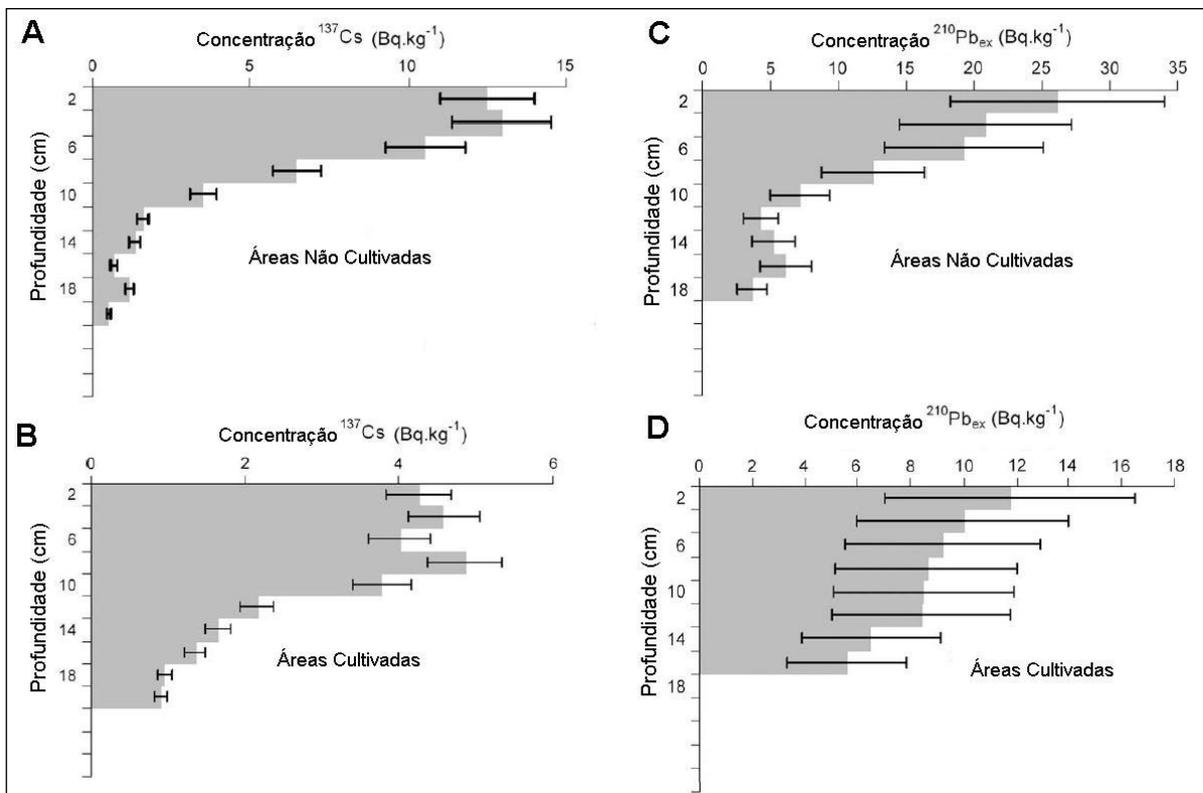


Figura 6: Distribuição vertical de ^{137}Cs e $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em áreas cultivadas e não cultivadas.
Fonte: Mabit et al. (2008)

Como explicado anteriormente, o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ atinge o solo através da precipitação radioativa da atmosfera, que por sua vez, é largamente governada pela precipitação, conforme relatado por vários autores, como He e Walling (1996), Zhang et al. (2006) e Sanchez-Cabeza et al. (2007). O inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para um sítio estável pode ser considerado em estado de equilíbrio, pois a contínua entrada desse elemento no solo é balanceado pelo decaimento radioativo do radionuclídeo que já existe no sítio (GASPAR, et al., 2011). Assumindo uma taxa constante de deposição, pode-se chegar a um fluxo anual de deposição de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ atmosférico nos solos.

Sanchez-Cabeza et al. (2007) chamam a atenção para o fato que a obtenção dessa taxa tem se transformado em uma ferramenta comum para a quantificação de processos erosivos do solo, mas também possui uma larga variedade de outras aplicações, como a estimativa do tempo de residência de aerossóis e reatividade na atmosfera, a distribuição e migração da poluição no meio ambiente, e a entrada de radionuclídeos em ambientes marinhos e de água doce.

Conforme apontado por Mabit et al. (2008), o padrão global de precipitação radioativa de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ é caracterizado por uma considerável variabilidade espacial. De acordo com Appleby e Oldfield (1992), corpos hídricos emitem pouca quantidade de ^{222}Rn , e dessa forma, não contribuem significativamente para a deposição radioativa de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos. Logo, o fluxo de deposição anual de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ tem uma expressiva redução nos oceanos quando comparado às áreas terrestres. Além disso, Robbins (1978) explica que o movimento predominante oeste-leste das massas de ar resulta em uma baixa precipitação do radionuclídeo em áreas ocidentais dos continentes, pois as massas de ar que percorreram os oceanos tiveram pouca oportunidade de adquirir o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, enquanto que nas regiões orientais dos continentes existe uma precipitação radioativa muito maior desse radionuclídeo, pois as massas de ar já passaram ao longo do interior dos continentes, que são fontes terrestres de ^{210}Pb .

A maioria dos estudos que usam as mensurações de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para documentar a redistribuição de solos, determinam os teores totais de ^{210}Pb e ^{226}Ra . O $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ é obtido subtraindo o componente ^{210}Pb suportado, que se encontra em equilíbrio com o ^{226}Ra , do teor total de ^{210}Pb . Porém, conforme apontado por Mabit et al. (2008), esse procedimento, além de ser demorado, pode agravar potenciais erros associados a mensuração do ^{210}Pb e ^{226}Ra , resultando em uma baixa precisão na estimativa final do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. Dessa forma, no presente trabalho foi adotado outro método para o cálculo do teor do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, recomendado por Godoy et al. (1998), e descrito com maiores detalhes no item 5.3.2.

A obtenção de taxas de redistribuição dos solos a partir do teor de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ também é feita através de modelos de conversão. De acordo com Walling e He (1999), diferente do que ocorre com ^{137}Cs , a precipitação radioativa de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ na superfície do solo é praticamente constante ao longo do tempo, por isso um modelo de balanço de massa pode ser empregado.

O ^{210}Pb possui meia-vida de 22,3 anos, podendo fornecer taxas de erosão/deposição dos solos equivalente a um período de quatro vezes sua meia-vida, ou seja, esse elemento fornece uma média da redistribuição dos sedimentos ocorrida nos últimos 100 anos, possuindo portanto um alcance maior na escala de tempo do que o ^{137}Cs . Além disso, por sua origem natural, a precipitação radioativa desse radionuclídeo é relativamente constante no tempo, não havendo o problema do decaimento radioativo e a impossibilidade de sua detecção no futuro, como ocorre com o ^{137}Cs , conforme apontado por Walling e He (1999).

Esse radionuclídeo tem sido amplamente utilizado para determinar taxas de sedimentação em ambientes aquáticos. Os primeiros autores a validar o método foram Koide et al. (1973), que usaram o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para datar sedimentos marinhos na Califórnia, onde o estudo de camadas estratigráficas já se encontrava bastante desenvolvido. A partir daí, várias pesquisas foram desenvolvidas em ambientes fluviais, lacustres e estuarinos, a exemplo dos trabalhos realizados por White et al. (2002), Begy et al. (2009) e Pfitzner et al. (2004), respectivamente, nos quais esse radionuclídeo foi empregado para determinar taxas de sedimentação com diferentes objetivos.

No Brasil, vários estudos utilizaram o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para estabelecer taxas de sedimentação em ambientes aquáticos, como podem ser destacados os trabalhos Godoy et al. (2002), que determinaram a geocronologia de lagoas de inundação na região do Pantanal, observando um significativo aumento na taxa de assoreamento, que por sua vez, reflete um aumento da carga de material em suspensão para o Pantanal; de Marques Jr. et al. (2006), que estabeleceram a cronoestratigrafia de um estuário na região sudeste, permitindo avaliar possíveis mudanças no padrão de sedimentação; e de Nery e Bonotto (2011), que analisaram taxas de sedimentação em ambientes fluviais amazônicos para o melhor conhecimento das condições hidrológicas dessa região.

Embora com menos destaque, trabalhos que utilizam o radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para analisar processos erosivos têm sido desenvolvidos em vários lugares do mundo. A tabela 1 apresenta exemplos de alguns trabalhos encontrados na literatura que utilizaram o método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para obter taxas de erosão dos solos com diferentes objetivos. Walling e He (1999) e Gaspar et al. (2011) aplicaram essa metodologia para quantificar taxas de redistribuição de solos em uma bacia hidrográfica sob diferentes usos no Reino Unido e na Espanha,

respectivamente; Walling et al. (2003) também utilizaram esse elemento para estimar taxas de erosão em bacias hidrográficas com diferentes sistemas de manejo na África; já Zhang et al. (2006) usaram a técnica na China para avaliar a eficácia de práticas tradicionais de controle da erosão. No Brasil, ainda não foram registrados estudos de erosão dos solos empregando essa técnica.

Tabela 1: Exemplos de trabalhos encontrados na literatura que utilizaram o método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para obter taxas de erosão dos solos em diferentes partes do mundo.

Autor	Local onde o estudo foi realizado	Características da área de estudo	Taxas de erosão registradas pelo método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$
Walling et al. (2003)	Zâmbia, África	Precipitação média anual de 800-900 mm, com uma estação seca de Abril a Outubro. Ângulos de encosta variam entre 2-5°. Predomínio da agricultura comunitária, seguido de pastagem e agricultura comercial. Solos lateríticos.	8,2 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ nas áreas de agricultura comercial. 6,4 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ nas áreas de agricultura comunitária. 4,5 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ nas áreas de pastagem.
Walling e He (1999)	Reino Unido, Europa.	Precipitação média anual de 800 mm. Ângulo de encosta médio de 6°. Uso agrícola.	19,5 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ , com taxa de produção de sedimentos de 41%.
Gaspar et al. (2011)	Espanha, Europa.	Precipitação média anual de 500 mm, com verões secos. Ângulo de encosta médio de 11°. Diferentes usos do solo: floresta natural, áreas agrícolas	Taxa de erosão média de 9,6 (± 24,6) Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ , com valor máximo registrado de 83,7 Mg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ .
Zhang et al. (2006)	China, Ásia.	Precipitação média anual de 900 mm. Ângulo de encosta de 20° na alta encosta e 10° na baixa encosta. Uso agrícola.	Taxa de erosão média de 487 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ na alta encosta. Taxa de erosão média de 169 t.ha ⁻¹ .ano ⁻¹ na baixa encosta.

Mais recentemente, o uso conjunto dos radionuclídeos ^{137}Cs e $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ tem se mostrado uma poderosa ferramenta. Devido à diferença entre suas meias-vidas e do padrão de precipitação, estes radionuclídeos são úteis na estimativa de taxas de sedimentação/erosão em diferentes escalas temporais. A associação entre esses elementos é muito empregada em ambientes aquáticos, buscando-se o entendimento da formação, evolução e funcionamento de canais, planícies de inundação e lagos, como pode ser visto nos trabalhos de Zajaczkowski et al. (2004), Humphries et al. (2010) e Patterson et al. (2003), respectivamente.

Em estudos erosivos, o uso conjunto de ^{137}Cs e $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ também tem ganhado importância, sendo aplicado em trabalhos como os desenvolvidos por Matisoff et al. (2002), Kato et al. (2010) e Gaspar et al. (2011), contribuindo para o melhor entendimento da história erosiva de um determinado sítio. Todavia, ainda há muito a ser explorado acerca desse potencial em proporcionar a análise do processo erosivo em diferentes perspectivas temporais.

4 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido na Bacia Hidrográfica de Barro Branco, localizada no município de São José de Ubá, na região Noroeste Fluminense, como pode ser visto na figura 7. Esta bacia, com área de 5,47 Km², é uma sub-bacia do Rio São Domingos (Bacia Hidrográfica do Rio São Domingos - BHRSD), cuja área é de 280 Km², que por sua vez, é sub-bacia do Rio Muriaé, que drena suas águas para o Rio Paraíba do Sul, conforme mostrado na imagem LANDSAT da figura 8.

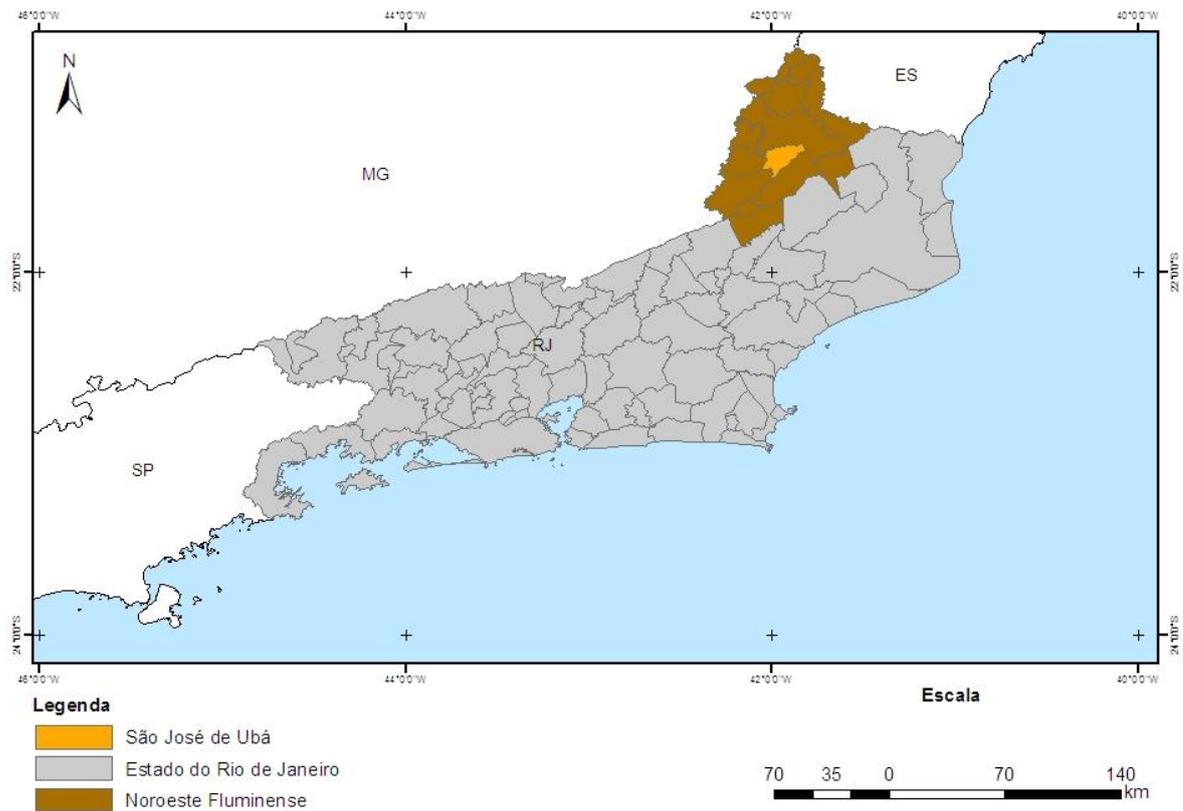


Figura 7: Mapa de localização do município de São José de Ubá, onde está localizada a bacia hidrográfica de Barro Branco. Fonte: Acervo pessoal.

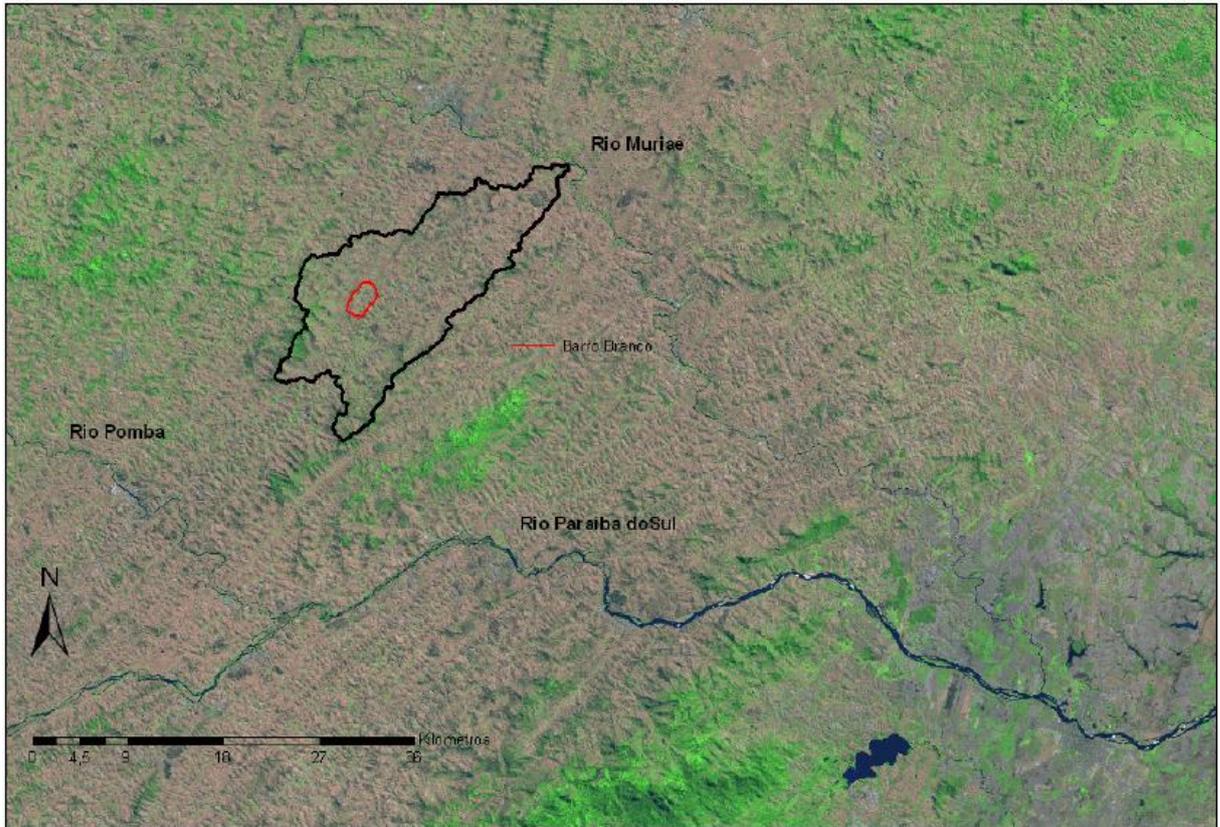


Figura 8: Imagem LANDSAT com a localização da sub-bacia hidrográfica de Barro Branco em relação a BHRSD, e parte do sistema hidrográfico do Rio Paraíba do Sul, com destaque para os rios Pomba e Muriaé.
Fonte: Barreto (2010).

No estado do Rio de Janeiro, a Região Noroeste Fluminense se destaca pelos problemas decorrentes da erosão hídrica. O surto cafeeiro no século XIX e o avanço da pecuária a partir de 1980 provocaram grande redução da cobertura florestal de Mata Atlântica, que associada a práticas de manejo inadequadas e características naturais da região, como a ocorrência de chuvas concentradas em um período do ano e a presença de declividades acentuadas, favoreceram a perda de solo.

Nesse sentido, a bacia de Barro Branco vem sendo estudada desde 2003 no âmbito de projetos como o GEPARMBH e AQUÍFEROS, desenvolvidos pela Embrapa Solos em parceria com outras instituições, para que fossem realizadas diversas pesquisas e atividades com vistas ao conhecimento socioeconômico-ambiental da BHRSD, contribuindo, dentre outras coisas, para a adoção de práticas conservacionistas do solo e da água na região.

4.1 A bacia hidrográfica de Barro Branco no Âmbito da compartimentação ambiental da região Noroeste Fluminense

Lumbreras (2008) realizou uma compartimentação geoambiental do Noroeste Fluminense tendo, como um dos objetivos, discorrer sobre as potencialidades e limitações das

terras da região, visando à sua utilização de forma sustentável. Nesse sentido, o autor identificou diferentes macropedoambientes na área, levando em consideração as inter-relações entre os diversos componentes dos meios físicos e bióticos regionais, além das condições do uso atual do solo e da intensidade do processo erosivo.

Conforme essa classificação, a Sub-bacia Hidrográfica de Barro Branco está inserida no Macropedoambiente Itaperuna, domínio esse que apresenta os maiores níveis de degradação das terras da região. De acordo com o referido autor, juntamente com o médio vale do rio Paraíba do Sul, essa área exibe os processos erosivos mais intensos do estado, predominando os laminares e em sulcos.

Ainda segundo Lumbreras (2008), esse quadro é reflexo das condições de relevo acidentado, estacionalidade pluviométrica e características dos solos, muitas vezes potencializado por práticas de manejo inadequadas, como a aração morro-abaiixo, queimadas, condução do gado curraleiro no sentido de maior declive e superpastejo.

4.2 Caracterização geral da área de estudo

4.2.1 Características climáticas

Gonçalves et al. (2006) avaliaram as condições do clima do município de São José de Ubá no período entre 1970 e 2000, utilizando dados meteorológicos mensurados próximos ao local de estudo. A partir disso, estabeleceram que a classificação climática da área segundo critério de Köppen (1948) é Aw, ou seja, clima tropical com inverno seco, e utilizando a classificação de Thornthwaite (1948), tem-se a tipologia C1dA'a', clima Megatérmico Subúmido Seco.

As figuras 9 e 10 mostram, respectivamente, o comportamento térmico e pluviométrico do município estimados pelos referidos autores. A temperatura média no município é de 23,1°C, sendo fevereiro o mês mais quente, com 26,4°C, e julho o mês mais frio, com 19,9°C, como pode ser verificado na figura 9. Já na figura 10, pode-se observar que a região apresenta ainda uma estação chuvosa no verão, de novembro a abril, e nítida estação seca no inverno, de maio a outubro. A precipitação pluviométrica média anual do município é de 1.172 milímetros, sendo dezembro o mês mais chuvoso, com 219 mm, o que representa 19% da precipitação anual, e julho o mês onde ocorre a menor precipitação (Gonçalves et al., 2006).

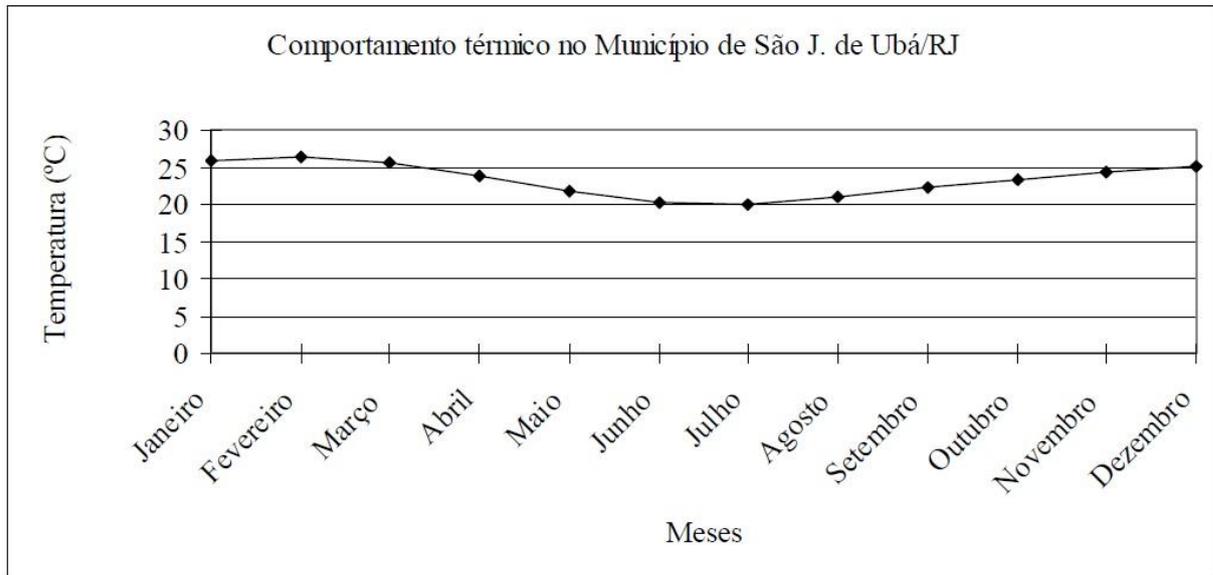


Figura 9: Comportamento térmico do Município de São José de Ubá (RJ) para o período entre 1970 e 2000. Fonte: Gonçalves et al. (2006).

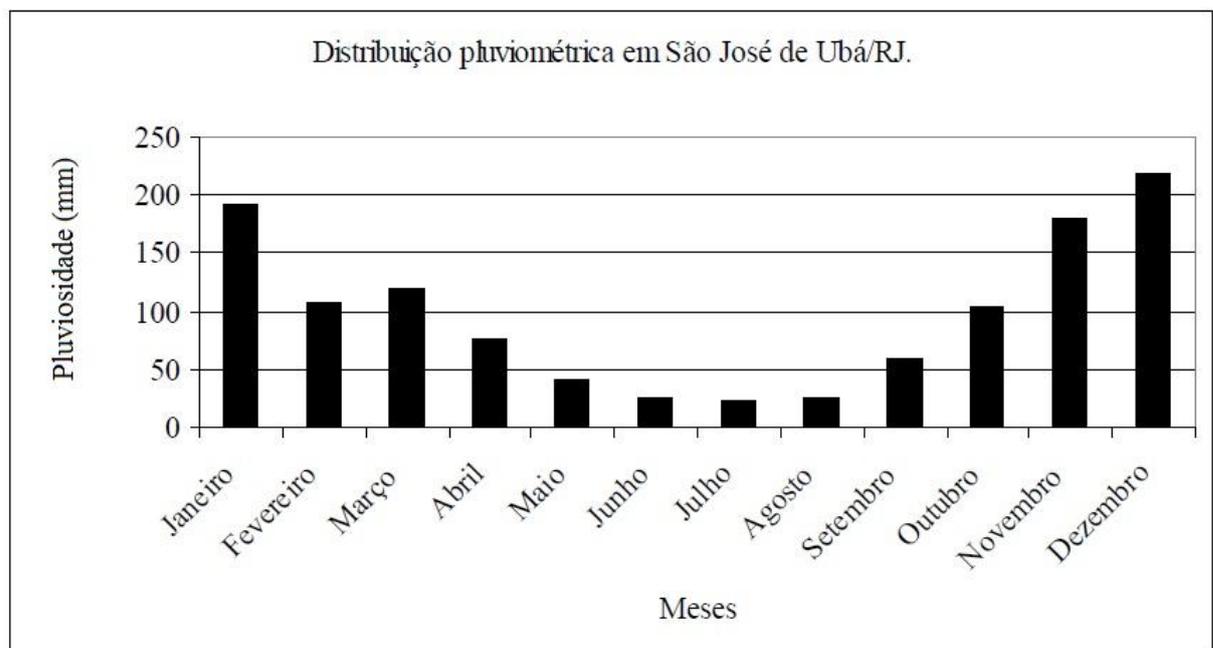


Figura 10: Distribuição média mensal no município de São José do Ubá para o período entre 1970-2000. Fonte: Gonçalves et al. (2006).

A figura 11 retrata o balanço hídrico da área elaborado por Gonçalves et al. (2006), baseado na metodologia de Thornthwaite e Mather (1955), mostrando o período de março a agosto como o de déficit hídrico, quando a precipitação mensal acumulada não ultrapassa 60 milímetros, e o com excedente nos meses de outubro a fevereiro.

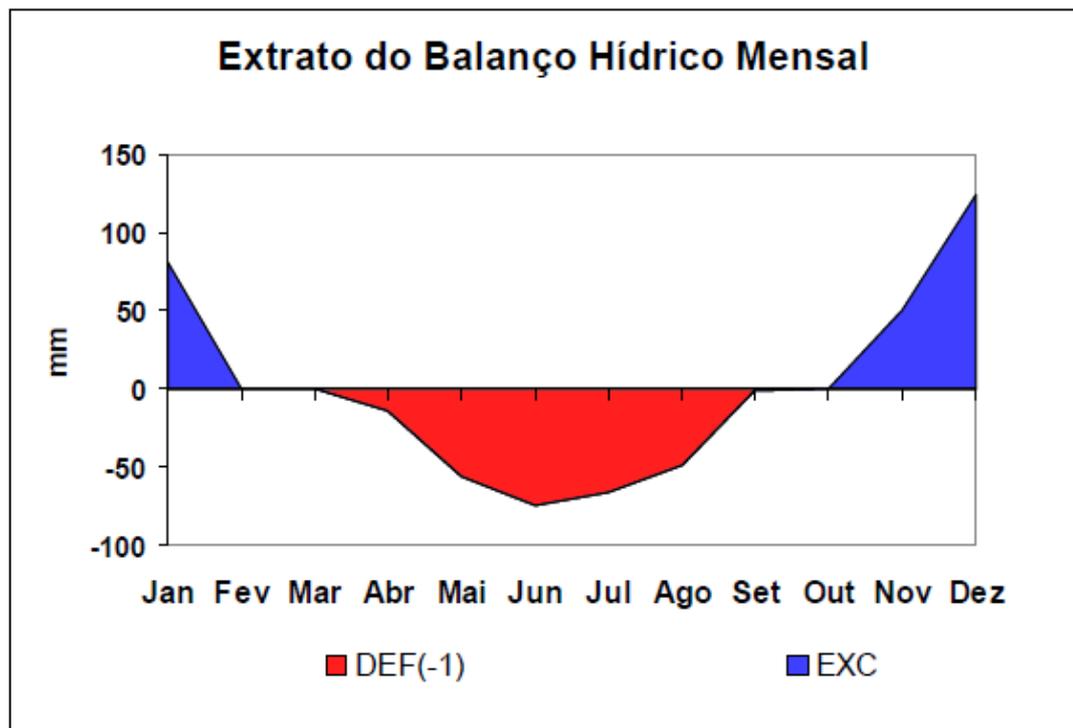


Figura 11: Balanço Hídrico para o Município de São José de Ubá (RJ).
Fonte: Gonçalves et al. (2006).

O entendimento dos aspectos climáticos da região é de extrema importância, pois conforme discutido por Gonçalves et al. (2006), o longo período de deficiência hídrica aliado a solos com baixa capacidade de retenção de água e elevada evapotranspiração resultante das altas temperaturas, faz com que seja necessária, na zona rural, a adoção de práticas de manejo que melhorem a capacidade de retenção de água no solo, como o plantio direto, além do uso racional de água na zona urbana.

4.2.2 Características geológicas e geomorfológicas

Como explicado por Heilbron et al. (2005), a região Noroeste Fluminense é constituída por terrenos pré-cambrianos sujeitos a metamorfismo de alto grau incluídos no contexto geotectônico que deu origem à Faixa Ribeira durante a orogenia Brasileira. A porção central da Faixa Ribeira apresenta a uma divisão entre domínios ocidental e oriental, sendo que no primeiro ocorrem para e ortognaisses milonitizados com vergência para NW do Domínio Tectônico Juiz de Fora, e na porção oriental aparece o Domínio Tectônico Cambuci, caracterizado por dobramentos verticais a sub-verticais de alto grau de metamorfismo em para e ortognaisses.

Ainda de acordo com Heilbron et al. (2005), a BHRSD está inserida ao longo do contato tectônico que divide os terrenos ocidental e oriental. A porção Norte e as cabeceiras da bacia são compostas pelo Domínio Tectônico Juiz de Fora, com rochas granulíticas de maior resistência à erosão, e a vertente Sul é composta por leucocharnockitos do Domínio Cambuci, que possuem maior suscetibilidade à erosão, por apresentar composição quartzo-feldspática e elevado grau de milonitização.

Barreto (2010) explica que a sub-bacia de Barro Branco está inserida no Domínio Tectônico Juiz de Fora, predominando em sua área os gnaisses charnockíticos e enderbitos, como pode ser visto na figura 12. Estas rochas fazem contato com granada biotita gnaisses do Grupo Andrelândia através de falhas de empurrão e de zonas de cisalhamento. As rochas na bacia se encontram intensamente intemperizadas, ocorrendo afloramentos apenas no alto das encostas e elevações. As principais direções de fraturas e discontinuidades são as direções NE e NW, sendo a direção NE concordante com a foliação metamórfica milonítica e com a direção de cisalhamento regional (Barreto, 2010).

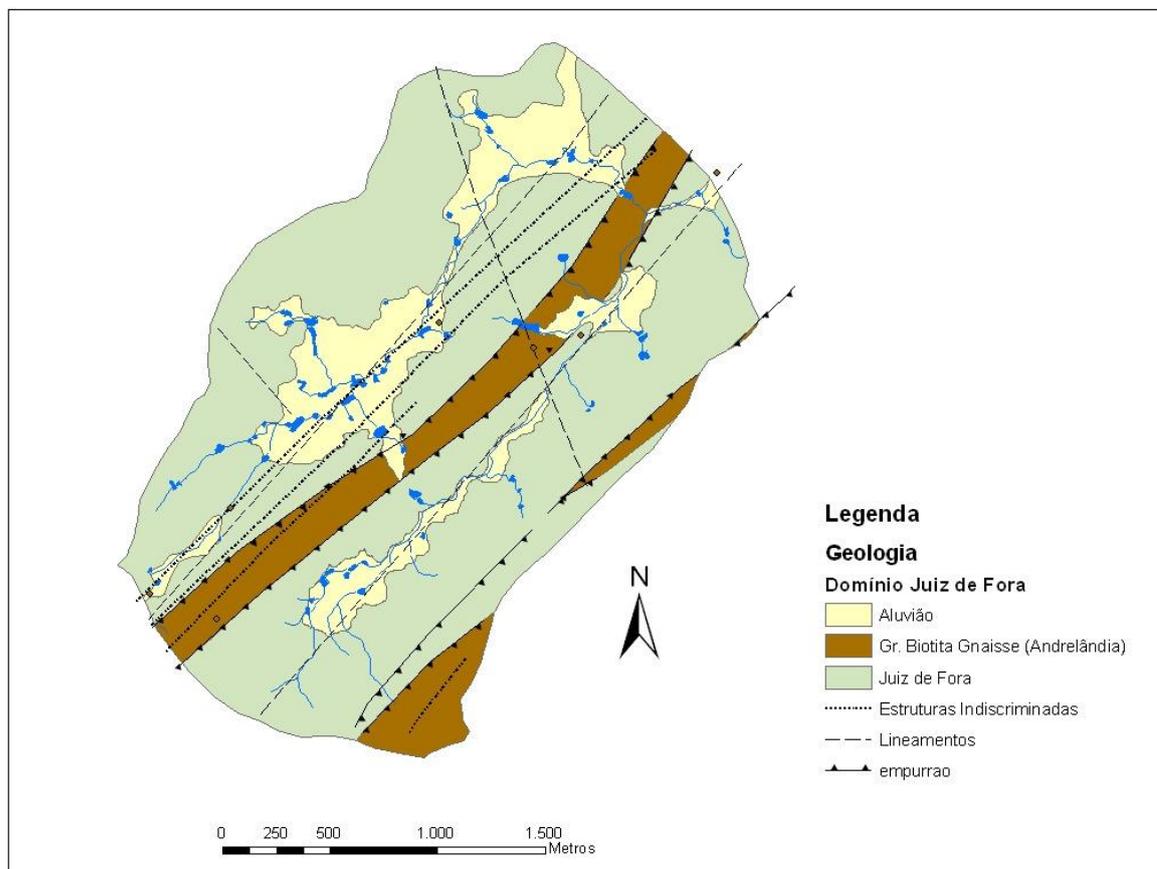


Figura 12: Mapa Geológico da Sub-bacia de Barro Branco.
Fonte: Projeto AQUÍFEROS.

Em relação à geomorfologia, Dantas (2000) explica que a unidade predominante na região é a Depressão Interplanáltica com Alinhamentos Serranos do Norte-Noroeste Fluminense. Nessa unidade, o relevo de colinas, morrotes e morros baixos alterna-se bruscamente com alinhamentos serranos bastante elevados. É acentuado o controle dos lineamentos de direção WSW-ENE, tanto sobre a rede de drenagem tributária aos canais principais, quanto no alinhamento das cristas serranas.

De acordo com Chagas (2006), a BHRSD é constituída de áreas planas com elevações em torno de 100 m e áreas extremamente íngremes que alcançam quase 1000 m de altitude. Embora apresente grande variação altimétrica, 84,12% da área da bacia encontram-se em altitudes que variam entre 80 e 300 m, com uma elevação média de 216,92 m.

4.2.3 Características pedológicas

De acordo com Lumbreras (2008), há uma considerável variedade de solos na região Noroeste Fluminense, como reflexo de uma combinação de fatores, principalmente relevo, clima e condicionantes geológicos (litologia, estrutura e tectônica). Os solos da BHRSD foram classificados por Lumbreras *et al.* (2006), e os autores concluíram que, de forma geral, é possível dividir a bacia em dois domínios de solos ligados às suas feições geomorfológicas regionais: 1) um domínio restrito às regiões mais baixas (várzeas) representados por Gleissolos e Cambissolos e Planossolos nos sedimentos coluvionares e colúvio-aluvionares nas regiões mais elevadas; e 2) nas regiões de morros e montanhas predominam os Argissolos vermelho e vermelho-amarelos que gradam para Neossolos litólicos nos relevos mais acentuados. Consequentemente, a deficiência hídrica regional é minimizada nas baixadas e nas áreas mais elevadas há uma maior erodibilidade e deficiência hídrica.

Na figura 13 é apresentado o mapa de solos simplificado da sub-bacia de Barro Branco, apenas com as principais classes, executado pelo projeto AQUÍFEROS. Como pode ser visto no mapa, predominam os Argissolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos. A área de baixada e a planície de inundação dos dois córregos que drenam a sub-bacia é ocupada por Gleissolos, e os afloramentos de rocha ocorrem no alto das encostas e elevações. Ocorre ainda as classes Nitossolos e Luvissolos. Conforme explicado por Barreto (2010), os Nitossolos são solos que têm origem na alteração de rochas básicas e os Luvissolos são comparáveis aos Argissolos, diferindo destes pela presença de argila de alta atividade. Estes solos estão provavelmente relacionados aos charnockitos e enderbitos de composição básica do Complexo Juiz de Fora, que ocorrem na bacia de Barro Branco.

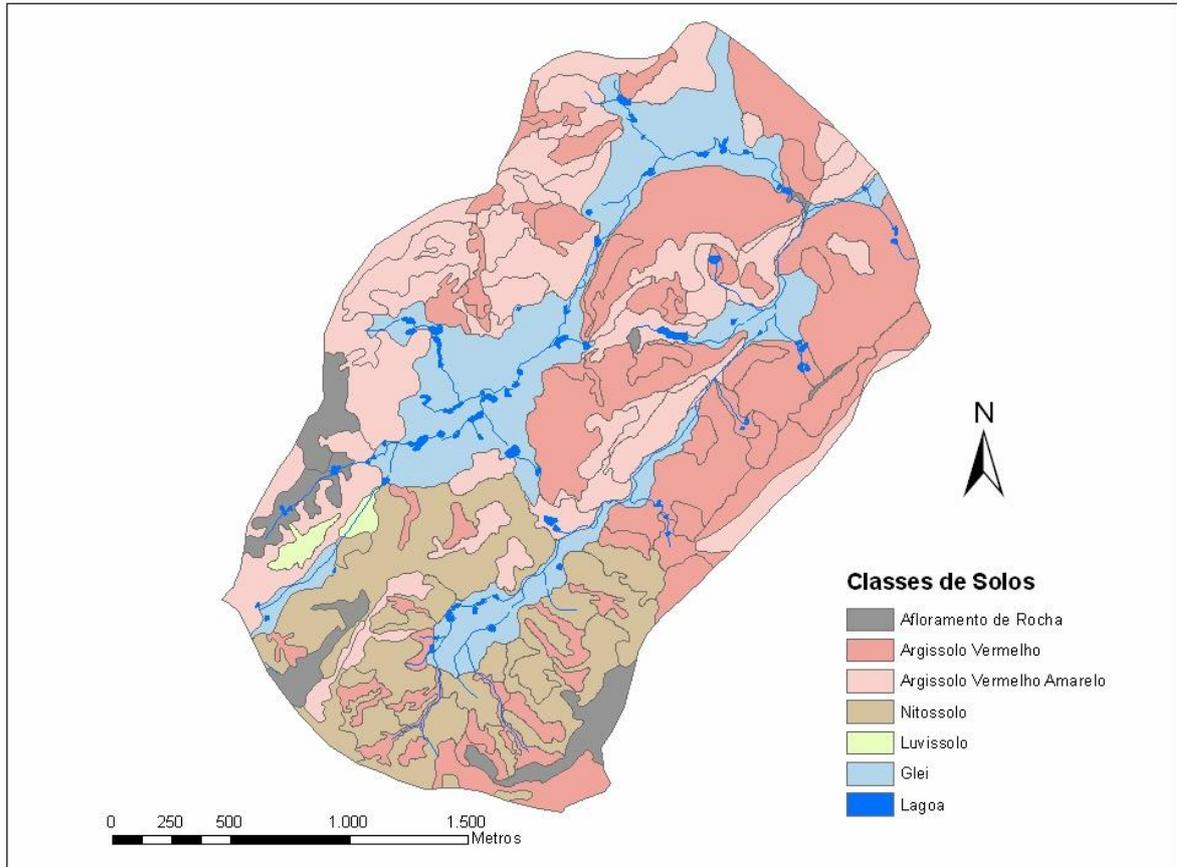


Figura 13: Mapa de Solos da Sub-bacia de Barro Branco.
Fonte: Projeto AQUÍFEROS.

4.2.4 Características do uso e ocupação do solo

De acordo com Tôsto et.al. (2004), a região Noroeste Fluminense era habitada por tribos indígenas até a chegada dos colonizadores, no século XIX, em busca de terras para a prática agrícola. Frades catequizavam os índios e utilizavam esta mão-de-obra na agricultura. Imigrantes italianos, portugueses, suíços e espanhóis buscavam terras, impulsionados pelo sucesso da produção cafeeira e canvieira da época, trazendo tradições de agricultura e comércio. A construção das ferrovias consolidou o povoamento da região, facilitando o escoamento da produção. Até os dias de hoje, a economia destes municípios é baseada na produção agrícola (Tôsto et.al., 2004).

Como consequência da forte ocupação do espaço agrícola ocorrida desde o início da colonização do país, a cobertura florestal, que corresponde a remanescentes da Mata Atlântica, é de apenas 9,64% da área do Norte-Noroeste Fluminense, o que representa o maior percentual de desmatamento entre os Domínios Geoambientais do Estado (Lumbreras *et al.*, 2003). Além disso, segundo Dantas et al. (2001), a região demonstra hoje um quadro de estagnação econômica, baseado no subaproveitamento de suas terras.

A BHRSD também apresenta esse quadro de degradação ambiental verificado na Região Noroeste Fluminense. De acordo com Fidalgo e Abreu (2009), sua cobertura vegetal encontra-se bastante reduzida, sendo constituída por pequenos fragmentos cobertos de remanescentes da vegetação natural, o que ocupa 9,24% da área da bacia. O uso principal da BHRSD é a pastagem, que se apresenta sob diferentes manejos, abrangendo 88,30% de sua área. O restante do uso e ocupação está distribuído em afloramentos rochosos, solo exposto, corpos d'água e área urbana. Ainda de acordo com os autores, a cultura do tomate, apesar de sua importância econômica na região, ocupa apenas pequenas parcelas de área nos meses de março a outubro.

Fidalgo e Abreu (2009) apontam também que muitas áreas de preservação são ocupadas com culturas anuais, o que favorece o processo de erosão e assoreamento dos rios da BHRSD, que atualmente não apresentam fluxo de água durante grande parte do ano. Além disso, muitas culturas anuais, especialmente as cultivadas no inverno nesta região, como o tomate, demandam uso intensivo de insumos, e a proximidade dos cursos d'água aumenta a possibilidade de resíduos atingirem e comprometerem esse recurso.

A bacia hidrográfica de Barro Branco apresenta características do uso e ocupação do solo e degradação ambiental bastante similar ao apresentado para a Região Noroeste Fluminense e para a BHRSD. Conforme mostrado por Barreto (2010), o uso predominante da bacia é a pastagem, ocupando 94,68% de sua área, seguida por 5,09% da área ocupada por vegetação natural alterada e 0,23% por solo exposto, mostrado na figura 14. Fidalgo e Abreu (2009) apontam ainda o cultivo de tomate e pimentão durante o inverno, e produção de milho e arroz durante o verão. Porém, esse tipo de lavoura é de difícil mapeamento, pois apresenta alta rotatividade nas terras da região, ocupando uma determinada área por cerca de três anos, que posteriormente é deixada em pousio ou utilizada para pastagem. A figura 15 mostra o preparo do solo para cultivo nas planícies e a lavoura de tomate nas encostas.

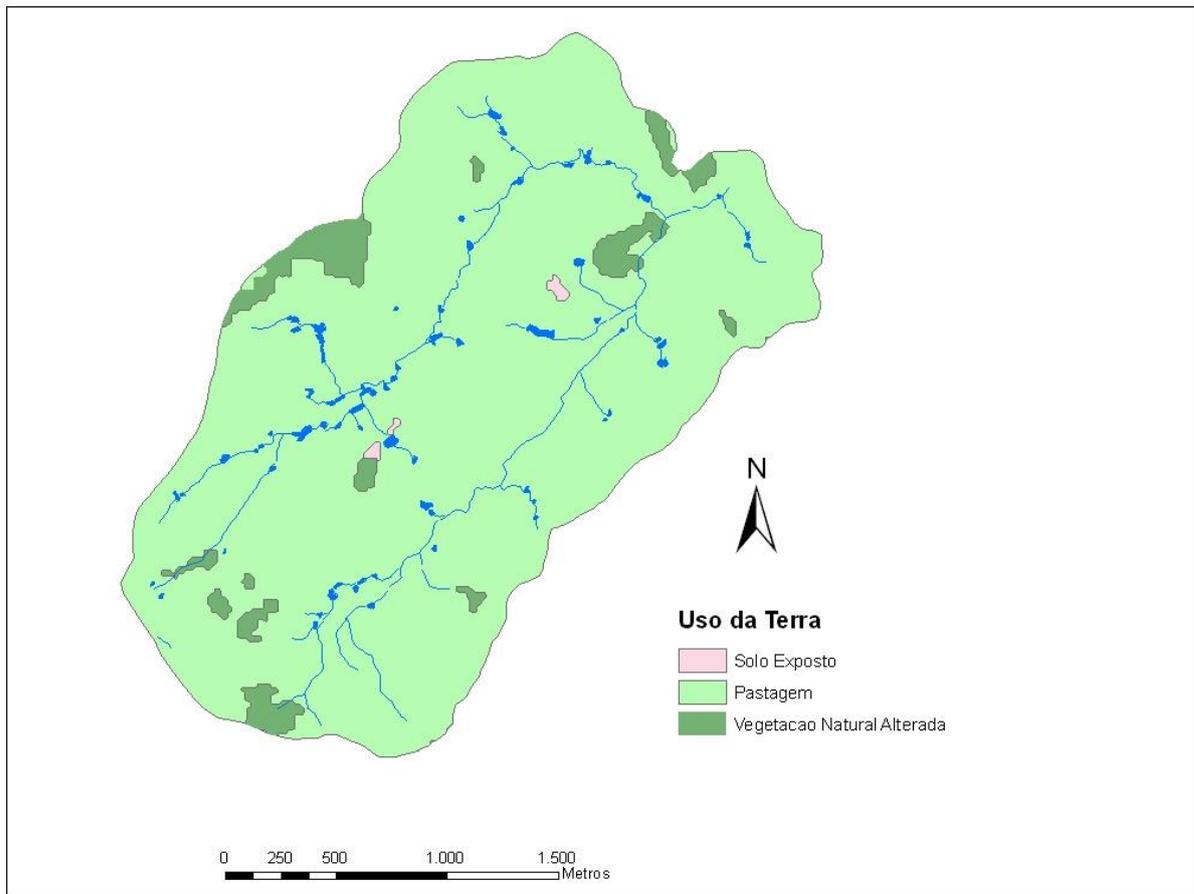


Figura 14: Mapa de Uso do Solo da Sub-bacia de Barro Branco.
Fonte: Projeto AQUÍFEROS.

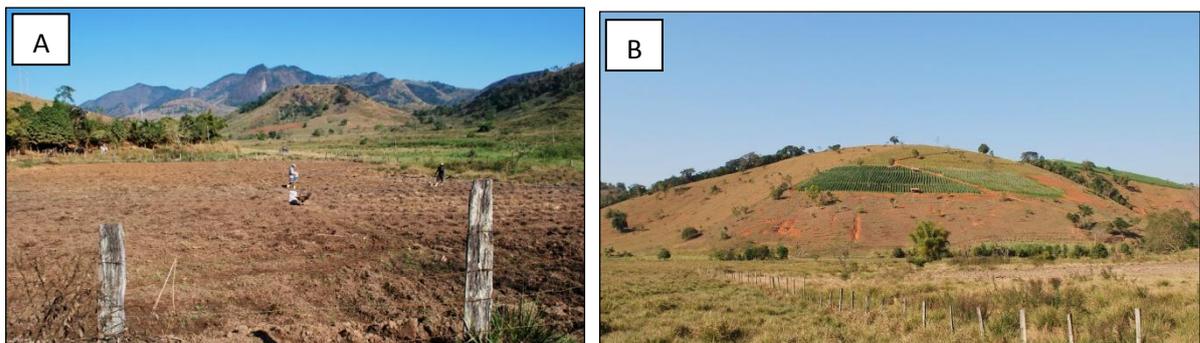


Figura 15: Preparo do solo para cultivo nas planícies (A) e lavoura de tomate nas encostas (B).

Bhering (2007) avaliou a influência de sistemas de produção de tomate nas propriedades físicas e no comportamento hidrológico dos solos para a bacia de Barro Branco, indicando que as práticas do plantio direto e gotejamento são capazes de aumentar a produtividade do agricultor em até 50%, além de contribuir para a economia do consumo de água da lavoura. Dessa forma, o autor mostra que determinadas medidas de manejo dos solos podem contribuir para alcançar a sustentabilidade ambiental da agricultura no Noroeste Fluminense.

5 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

5.1 Estratégia de amostragem da bacia hidrográfica

Após amplo reconhecimento da bacia hidrográfica de Barro Branco, definiu-se que a amostragem da área seria realizada ao longo do transecto de uma encosta, estratégia essa já adotada em outros trabalhos com objetivos similares ao aqui realizado, como desenvolvido por Gaspar et. al (2011). Para isso selecionou-se uma encosta que fosse representativa das principais características encontradas na bacia em estudo no que diz respeito a declividade, tipo e uso do solo e, além disso, possuísse topo plano com vegetação preservada, proporcionando assim o sítio de referência para as análises do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$.

A encosta selecionada possui altitude que varia entre 135 e 190m, com ângulo médio de 20°, tendo como tipo de solo principal o Argissolo Vermelho. O transecto da encosta foi dividido em três partes, nomeadas de alta, média e baixa encosta. A figura 16 mostra a localização do transecto na bacia hidrográfica de Barro Branco a partir do mapa topográfico da área, com as curvas de nível espaçadas de 5 em 5m, uma imagem da encosta selecionada para estudo e sua seção transversal.

Conforme pode ser visto na figura 17, a denominada alta encosta é uma área de relevo estável, com ângulo de 5°, e presença de vegetação densa, que segundo relato dos moradores locais, não sofreu alterações, pelo menos, desde a década de 1950. Devido a essas características, esse sítio funcionou como a área de referência para as análises do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$.

Já a média encosta é uma área de relevo côncavo, com ângulo de 21°, e possui evidências de perda de solos, apresentando feições erosivas, enquanto a baixa encosta possui ângulo de 9° e está localizada no sopé da encosta. Tanto na média como na baixa encosta o solo é recoberto com gramínea destinada à pastagem, porém, segundo o relato do proprietário do terreno, esses dois segmentos já foram utilizados para o cultivo do tomate há cerca de cinco anos atrás.

Como explicado anteriormente, a cultura do tomate, apesar de sua importância econômica na região, apresenta alta rotatividade, ocupando apenas pequenas áreas por cerca de três anos, que posteriormente são deixadas em pousio ou utilizadas para pastagem, como é o caso da encosta analisada.

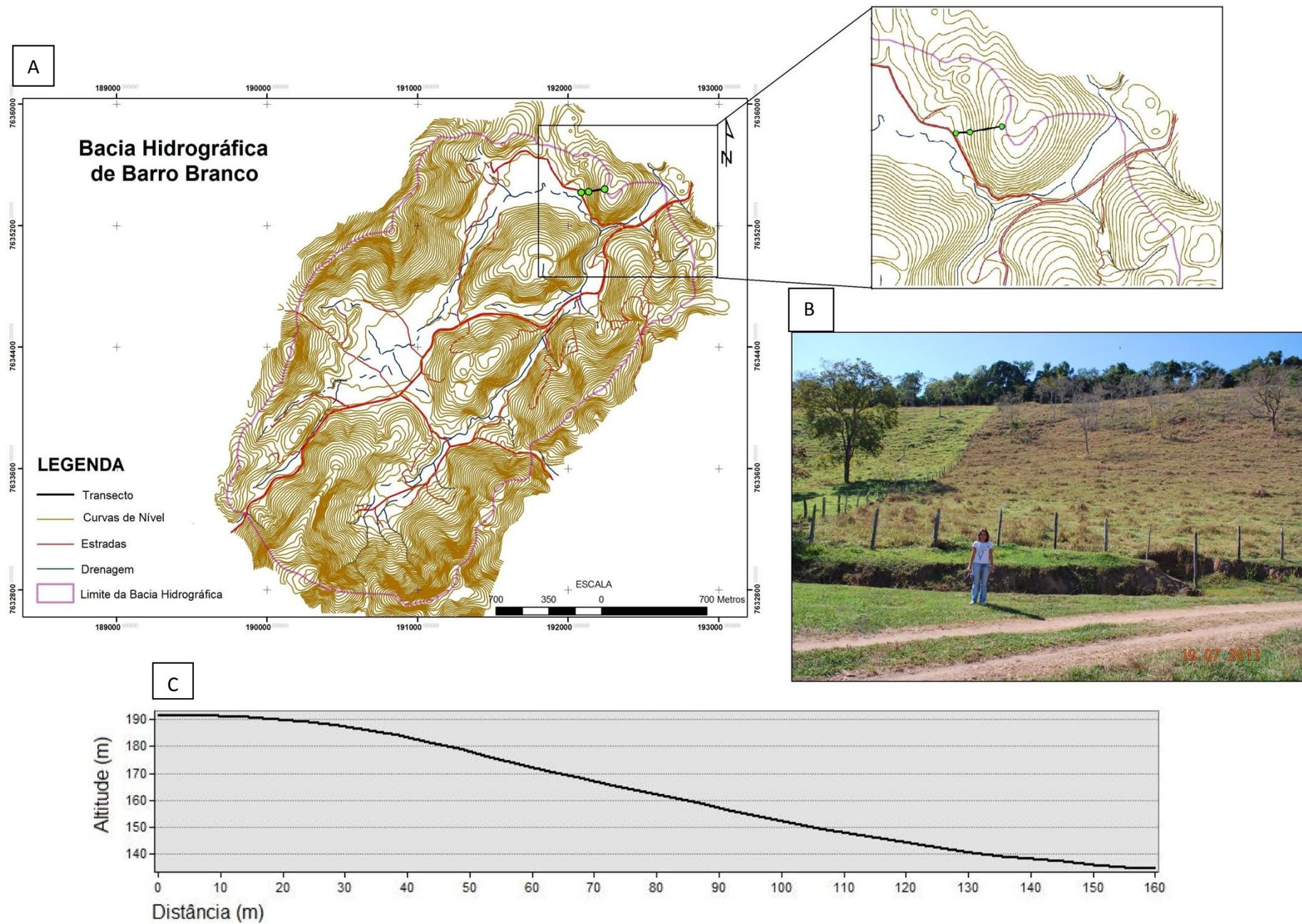
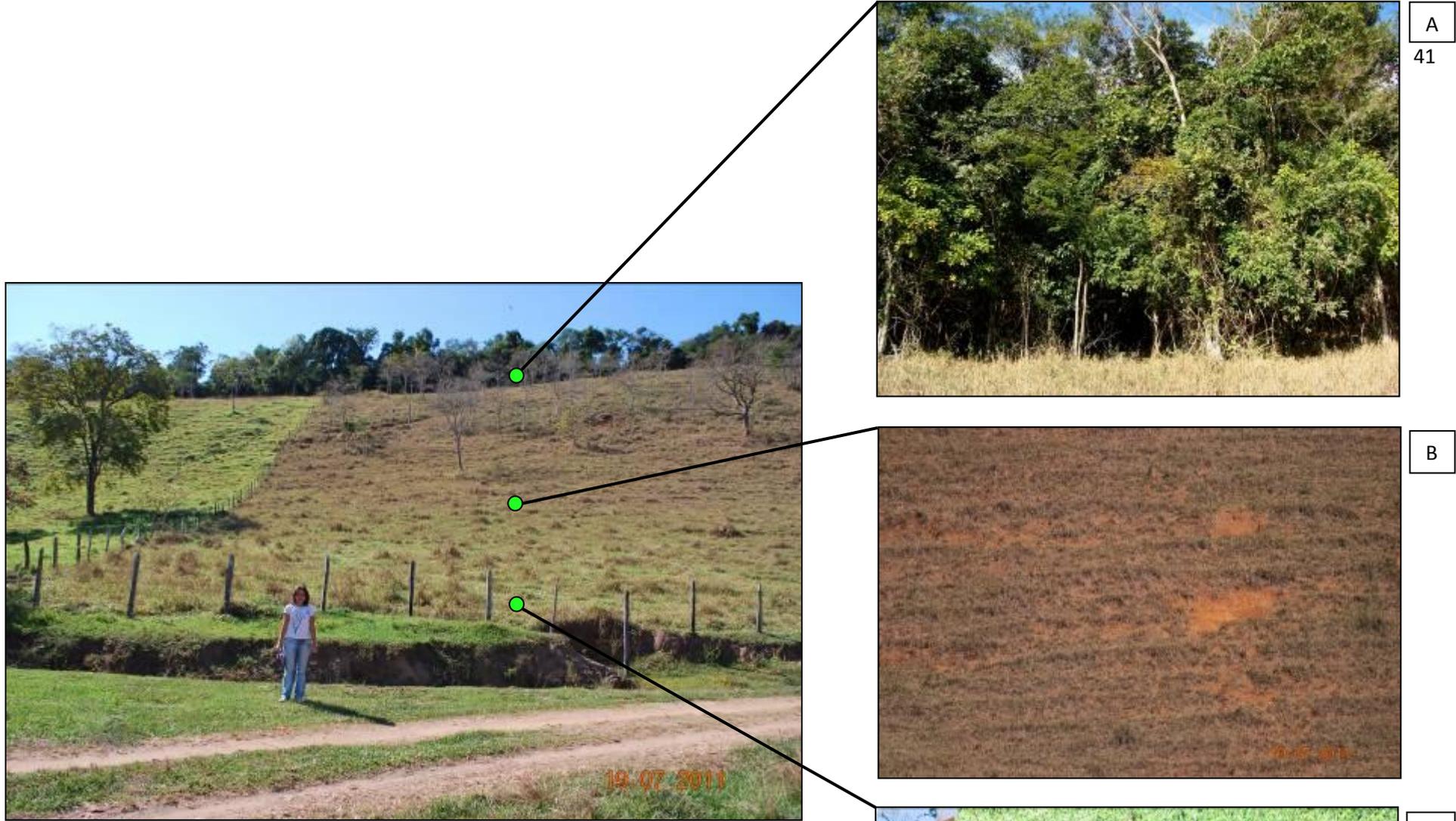


Figura 16: Localização do transecto estudado na bacia hidrográfica de Barro Branco (A); encosta selecionada para estudo (B); seção transversal da encosta (C).



A
41

B

C

Figura 17: Transecto da encosta em estudo dividido em três partes: alta (A), média (B) e baixa encosta (C).

5.2 Coleta de amostras

Em cada uma das três partes do transecto foram coletadas amostras indeformadas de solo utilizando o anel do Kopeck, com profundidades de 10 cm em 10 cm, até atingir um metro de espessura no solo, conforme demonstrado no esquema da figura 18. É preciso ressaltar que na alta e média encosta só foi possível a coleta de amostras até 80 cm de profundidade, pois abaixo disso foram encontrados problemas que dificultaram a continuidade do trabalho, como o solo extremamente seco.

Também foi coletada uma amostra da serrapilheira presente na alta encosta, através de um coletor de 1m² confeccionado em madeira e cravado até a superfície do solo. Dessa forma, um total de 27 amostras foram coletadas e analisadas em laboratório.

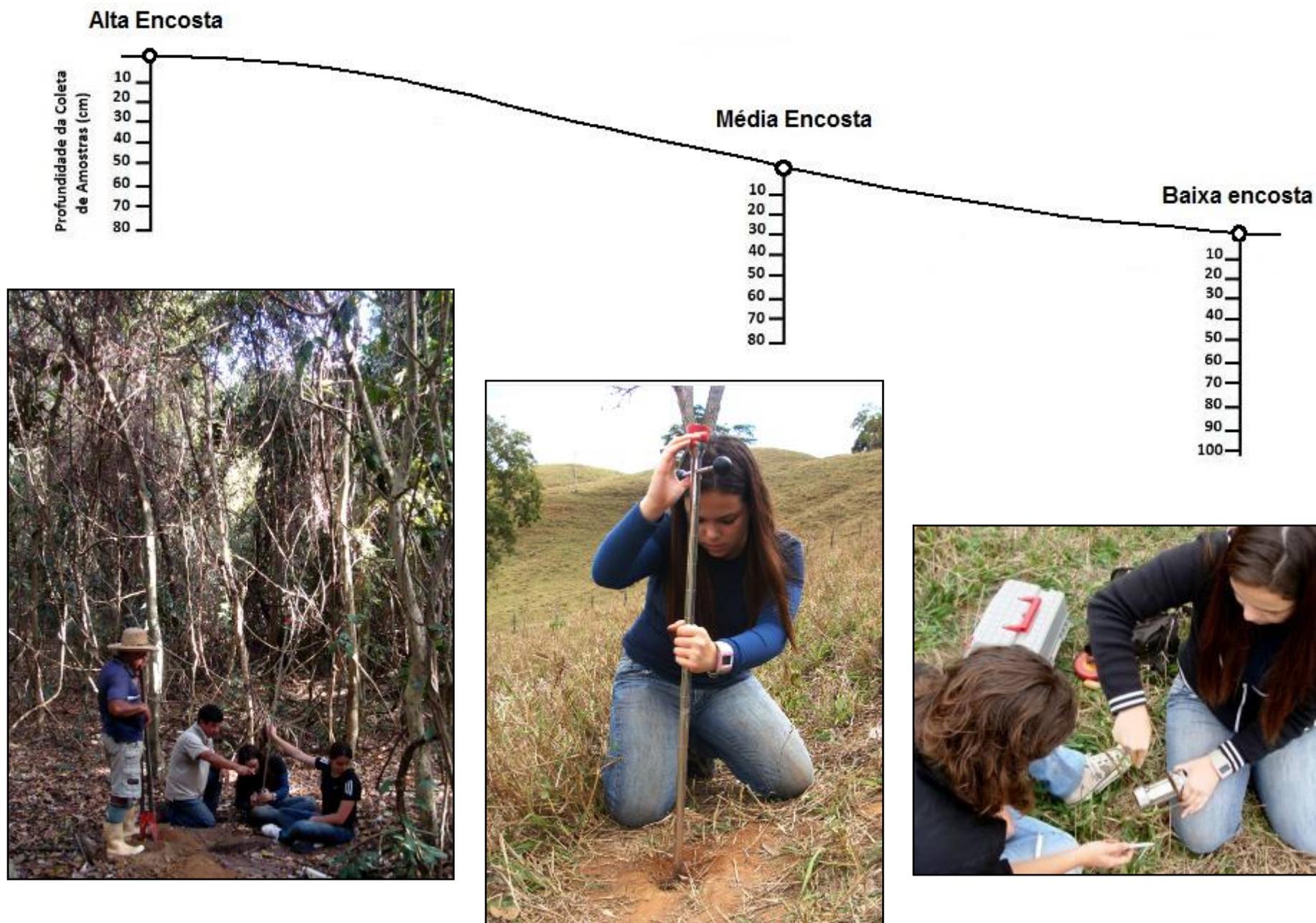


Figura 18: Esquema da coleta de amostras ao longo do transecto.

5.3 Análises de laboratório

As análises de laboratório foram realizadas no Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD), uma instituição de pesquisa, desenvolvimento e ensino ligada a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN).

5.3.1 Pré-processamento das amostras

Cada uma das amostras de solo foram secas na estufa a 80°C por 24 horas, destorroadas e passadas em peneira de 2 mm, conforme procedimento realizado em outros trabalhos, como Walling et al. (2003) e Gaspar et al. (2011).

5.3.2 Análise do teor de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos

A análise do teor de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos foi realizada de acordo com o método recomendado por Godoy et al. (1998). Abaixo se encontra a descrição dos procedimentos executados.

1º - Lixiviação de 5g de sedimento seco com 100 ml de ácido bromídrico (HBr) de molaridade 0,5M e 1g de cloreto de hidroxilamina, colocado em banho-maria por 24h, com agitação ocasional. A finalidade do uso do HBr 0,5M é tornar o pH adequado à lixiviação do ^{210}Pb , permitindo uma separação mais seletiva do radionuclídeo, usando a troca iônica. A hidroxilamina é adicionada à solução pois o ^{210}Pb pode estar presente em sedimentos associados com óxidos de Mn e Fe, sendo estes complexados a esta nesta etapa.



Figura 19: Lixiviação do sedimento, colocado em banho-maria por 24h.

2º - A solução é centrifugada e separada.

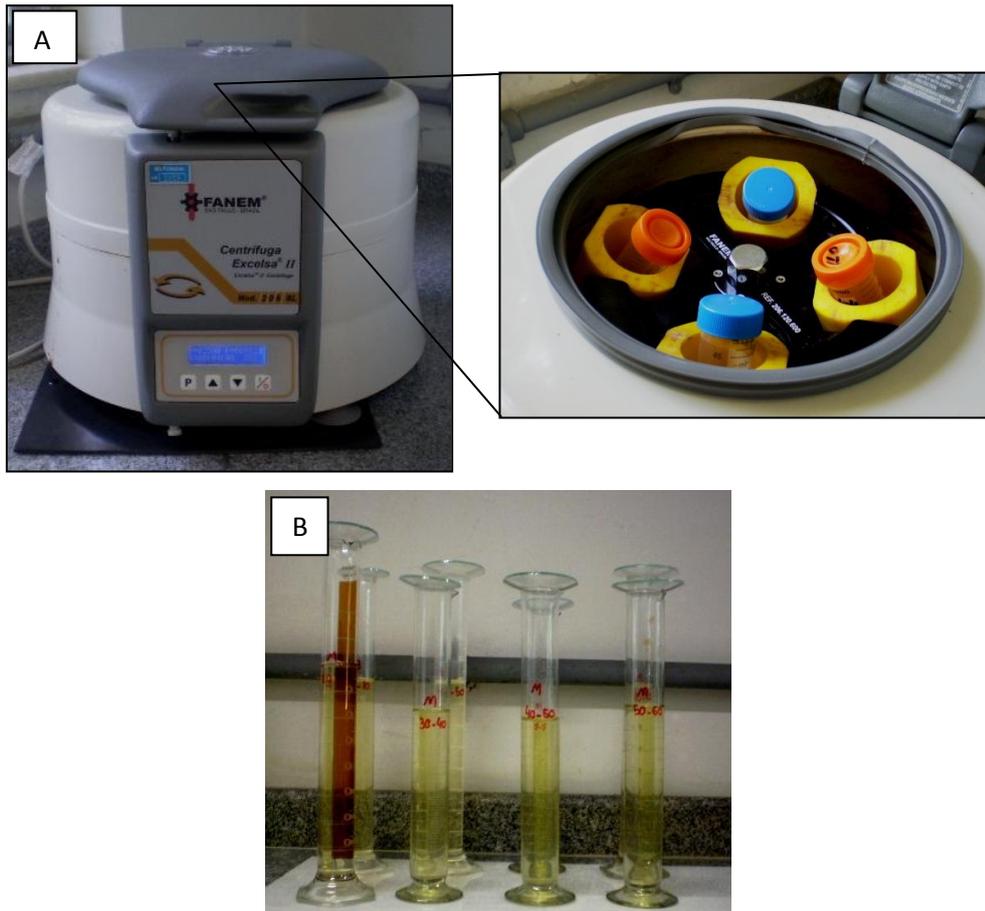


Figura 20: Centrifugação da solução (A) e sua posterior separação (B).

3º - 1 ml do carregador de Pb (20mg/ml) é adicionado a solução, objetivando-se arraste quantitativo dos radionuclídeos ^{210}Pb em todas as etapas do método e, para a quantificação do rendimento químico final. Em seguida, percolou-se a solução por uma coluna cromatográfica à vazão de 1 ml/min. A coluna de vidro possui 1 cm de diâmetro e contém 1 g de resina Dowex 1x8 50-100 mesh, sendo pré-condicionada com 50 ml de HBr 0,5M. Posteriormente, ocorrem duas lavagens com 20 ml de HBr 0,5M, uma delas contendo uma pequena quantidade de cloreto de hidroxilamina. Durante essa etapa, o ^{210}Pb fica retido na resina, separando-o de uma série de elementos que são interferentes na análise radiométrica, como o Cs, U, Th, Ba, Ra e Po.

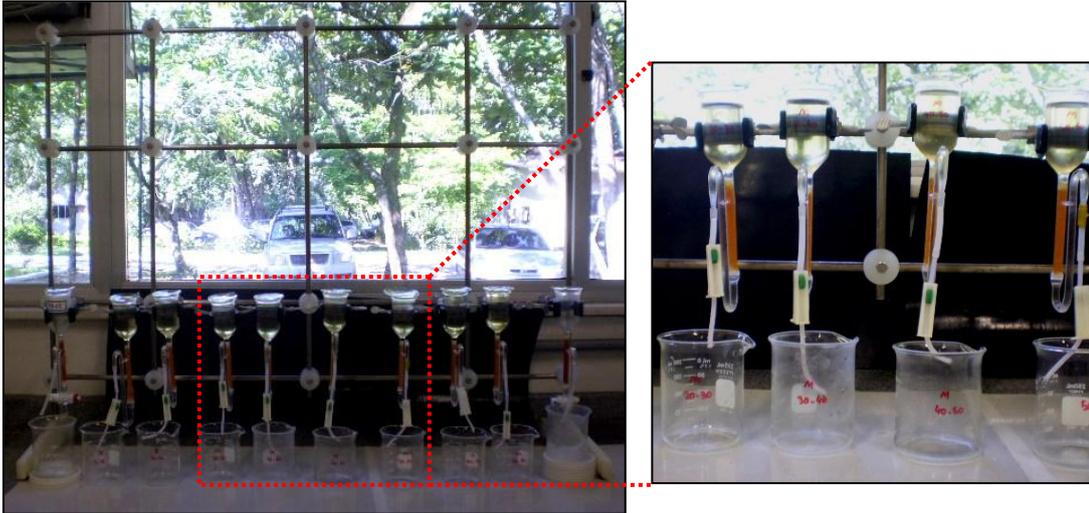


Figura 21: A solução, adicionada do carregador de Pb, é passada por coluna cromatográfica.

4° - O chumbo é eluído para um béquer com 50 ml de ácido nítrico (HNO_3) e evaporado quase à secura, retomando posteriormente com 20 ml de água deionizada.

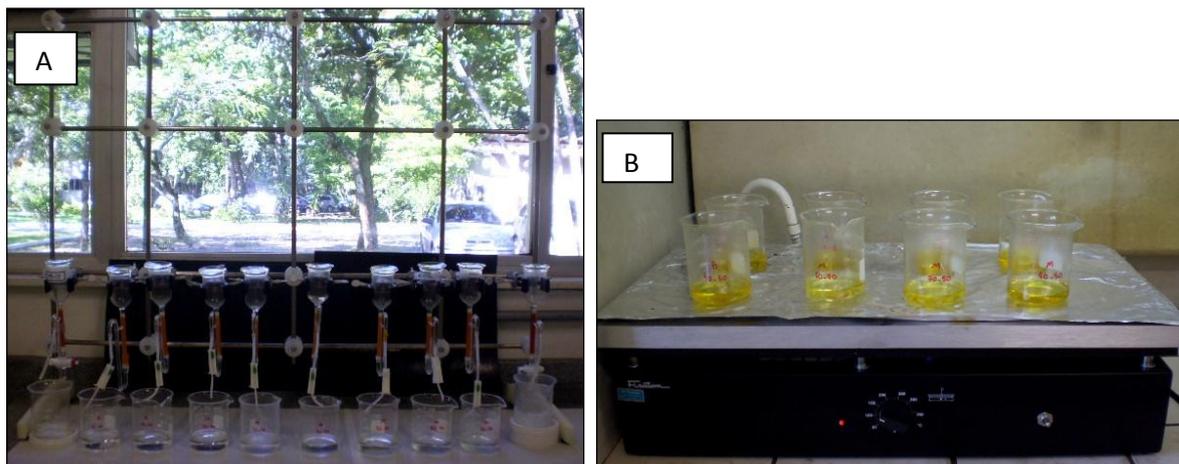


Figura 22: Eluição do chumbo para um béquer (A), que posteriormente é evaporado quase à secura (B).

5° - O pH é ajustado para aproximadamente 5 com solução 40% de acetato de amônia.



Figura 23: Ajuste do pH da solução.

6° - O chumbo é precipitado como cromato de chumbo (PbCrO_4) adicionando 2 ml da solução de cromato de sódio (Na_2CrO_4), fervendo com vidro de relógio até o precipitado coagular e se tornar de mais fácil separação.

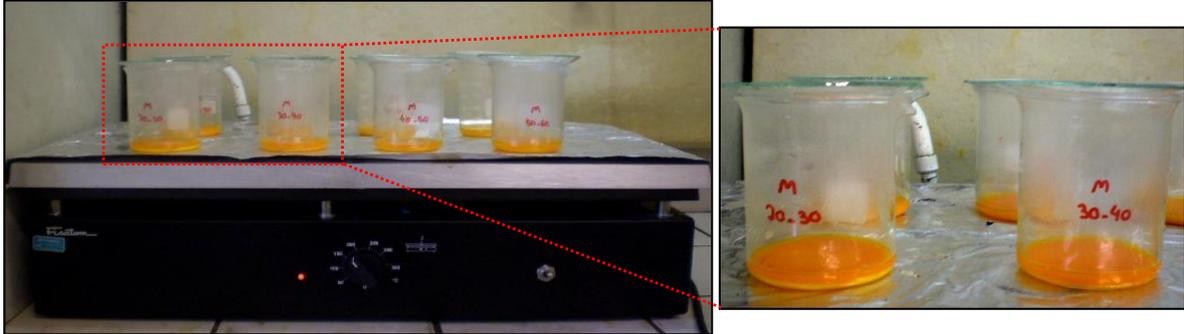


Figura 24: Precipitação e coagulação do chumbo como cromato.

7° - Um papel de filtro com 2,5 cm de diâmetro é pesado e, posteriormente, usado para filtrar o precipitado. O precipitado é pesado após ser seco em estufa à 100°C.

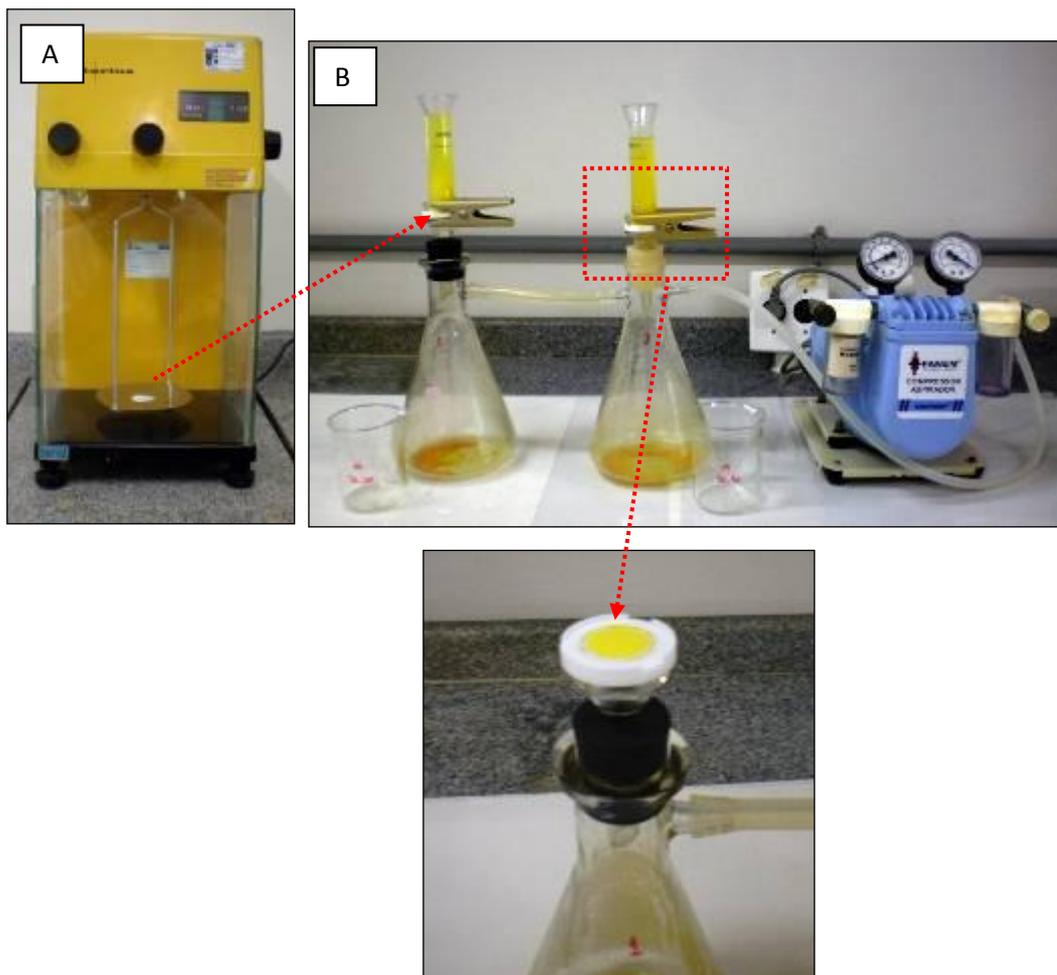


Figura 25: Pesagem do papel de filtro (A), que posteriormente é usado para filtrar o precipitado (B).

8° - A amostra é coberta com contact, embalada e levada para o detector após duas semanas. O equipamento utilizado na contagem do Pb^{210} foi o Berthold LB 770 10-Channel α - β Low-Level Counter.



Figura 26: Amostra preparada para a contagem do Pb^{210} .
Fonte: www.berthold.com. Acesso em 07/01/2012.

A amostra da serrapilheira foi calcinada e, para a análise do teor de ^{210}Pb na matéria orgânica, seguiu-se o mesmo procedimento adotado para os solos, descrito anteriormente.

Através desse método, todo o teor de ^{210}Pb presente nas amostras de solo é obtido, tanto o ^{210}Pb suportado (formado no próprio solo) quanto o ^{210}Pb em excesso (advindo da precipitação radioativa). Porém, o cálculo das taxas de redistribuição de sedimentos é baseado apenas no teor de $^{210}Pb_{exc}$. Para encontrá-lo realizou-se o seguinte procedimento: um valor constante da concentração de ^{210}Pb em profundidade representa o teor do radionuclídeo formado *in situ*. Quando esse valor é obtido, ele é então subtraído da concentração de ^{210}Pb de cada uma das camadas localizadas acima desse ponto. Dessa forma, é alcançado somente o teor de ^{210}Pb resultante da precipitação radioativa, ou seja, o $^{210}Pb_{exc}$.

Por meio do processo descrito anteriormente, os teores do ^{210}Pb e do $^{210}Pb_{exc}$ obtidos são expressos em Becquerel por unidade de massa ($Bq.Kg^{-1}$). De acordo com Turekian e Graustein (2003), o Becquerel (Bq) é a unidade de medida no Sistema Internacional (SI) para radioatividade, definido como sendo a quantidade de material no qual um núcleo decai por segundo. O nome dessa unidade é em homenagem ao físico Henri Becquerel, ganhador de um Prêmio Nobel pelos trabalhos na descoberta da radioatividade.

Multiplicando os teores obtidos do $^{210}Pb_{exc}$ expressos em $Bq.Kg^{-1}$ pela massa de sedimentos coletados por unidade de área ($Kg.cm^{-2}$), obtêm-se o inventário desse radionuclídeo em uma determinada área ($Bq.cm^2$ ou $Bq.m^2$).

5.4 Estimativa de taxas de erosão a partir da mensuração do $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$

Assumindo que o inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ em um sítio estável encontra-se em estado de equilíbrio entre a contínua entrada do radionuclídeo no solo e o seu decaimento radioativo, a média do fluxo anual de deposição atmosférica de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos foi calculada de acordo com a equação abaixo, conforme recomendado por Sanchez-Cabeza et al. (2007):

(Equação 1)

$$F^{210}\text{Pb}_{\text{exc}} = \lambda A_0$$

Onde:

$F^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ = Fluxo anual de deposição atmosférica de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$);

λ = Coeficiente de decaimento radioativo do ^{210}Pb ($0,03 \text{ ano}^{-1}$);

A_0 = Inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ da área de referência ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$).

A partir da mensuração do teor do $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ nos solos, as taxas de erosão foram calculadas utilizando o modelo de conversão descrito abaixo, conforme proposto por Walling e He (1999):

(Equação 2)

$$h = \frac{H (A_0 - A) \lambda}{A}$$

Onde:

h = espessura anual de perda de solo ($\text{cm}\cdot\text{ano}^{-1}$);

H = profundidade do arado realizado na bacia (cm);

A_0 = Inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ da área de referência ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$).

A = inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ dos sítios onde predominam o processo de erosão ($\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$);

λ = Coeficiente de decaimento radioativo do ^{210}Pb ($0,03 \text{ ano}^{-1}$);

Multiplicando a espessura anual de perda de sedimentos ($\text{cm}\cdot\text{ano}^{-1}$) pela densidade aparente do solo (g/cm^3), é possível obter uma taxa de erosão expressa em $\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Distribuição do ^{210}Pb e $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em profundidade no solo

A figura 27 mostram a distribuição do ^{210}Pb em profundidade no solo para os segmentos da alta, média e baixa encosta no transecto analisado. Nesses gráficos, o ^{210}Pb representa tanto o elemento suportado, ou seja, formado no próprio solo, como também o elemento em excesso, advindo da precipitação radioativa. Através da análise dos gráficos, percebe-se que a partir de uma determinada profundidade (em geral, em torno dos 20-30 cm), a concentração do ^{210}Pb assume um valor relativamente constante, representando assim o elemento formado *in situ*.

Conforme explicado no item 5.3.2, quando o valor constante desse radionuclídeo em profundidade é obtido, ele é então subtraído da concentração de ^{210}Pb de cada uma das camadas localizadas acima desse ponto. Dessa forma, é alcançado somente o teor de ^{210}Pb que atinge o solo através da precipitação radioativa, ou seja, o $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$.

A tabela 2 apresenta a distribuição do teor de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ em profundidade no solo para cada parte do transecto analisado. Através da análise da tabela, observa-se que na alta e média encosta esse elemento se concentrou nos primeiros 20 cm do perfil de solo, enquanto na baixa encosta ele atinge 30 cm de profundidade. Estes dados são semelhantes aos mostrados por Gaspar et al. (2011), que também estudaram a distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ ao longo de um transecto submetido a diferentes usos na Espanha. Segundo os autores, teores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ na alta, média e baixa encosta são encontrados até 19, 25 e 34 cm de profundidade no solo, respectivamente. Walling e He (1999), analisando a distribuição desse elemento em uma bacia hidrográfica no Reino Unido, também relatam que teores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em áreas não perturbadas são encontrados nos primeiros 18 cm do solo, enquanto que em áreas cultivadas valores desse radionuclídeo podem ser encontrados em maiores profundidades, o que em geral, depende da espessura do arado realizado no local de estudo. No caso do trabalho de Walling e He (1999), nos sítios com agricultura, o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ atingiu 20 cm, que é a profundidade de arado do solo feita na área. Doering et al. (2006), estudando uma região na Austrália, mostram que, aproximadamente, 85% do teor do radionuclídeo está concentrado nos primeiros 10 cm do solo e, aplicando uma equação que expressa a relação entre profundidade e o teor de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, os autores assumem que 99% desse elemento está presente nos 25 cm iniciais do perfil de solo.

Conforme relatado anteriormente, na baixa encosta foi encontrado registros de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em profundidades maiores do que nas outras duas partes do transecto analisado. Por estar

localizada no sopé da encosta, espera-se que nessa área ocorra certo acúmulo de sedimentos, o que pode explicar a presença do radionuclídeo em camadas mais profundas do solo, devido a progressiva acumulação de partículas contendo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ erodido das partes superiores da encosta, conforme discutido por Walling e He (1999). Esse comportamento também é descrito por Zhang et al. (2006), que mostram que nas partes mais inferiores da encosta, os teores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ são encontrados em profundidades maiores do que nos outros segmentos do transecto, como resultado do acréscimo de partículas nesse sítio, o que é típico de áreas de sedimentação.

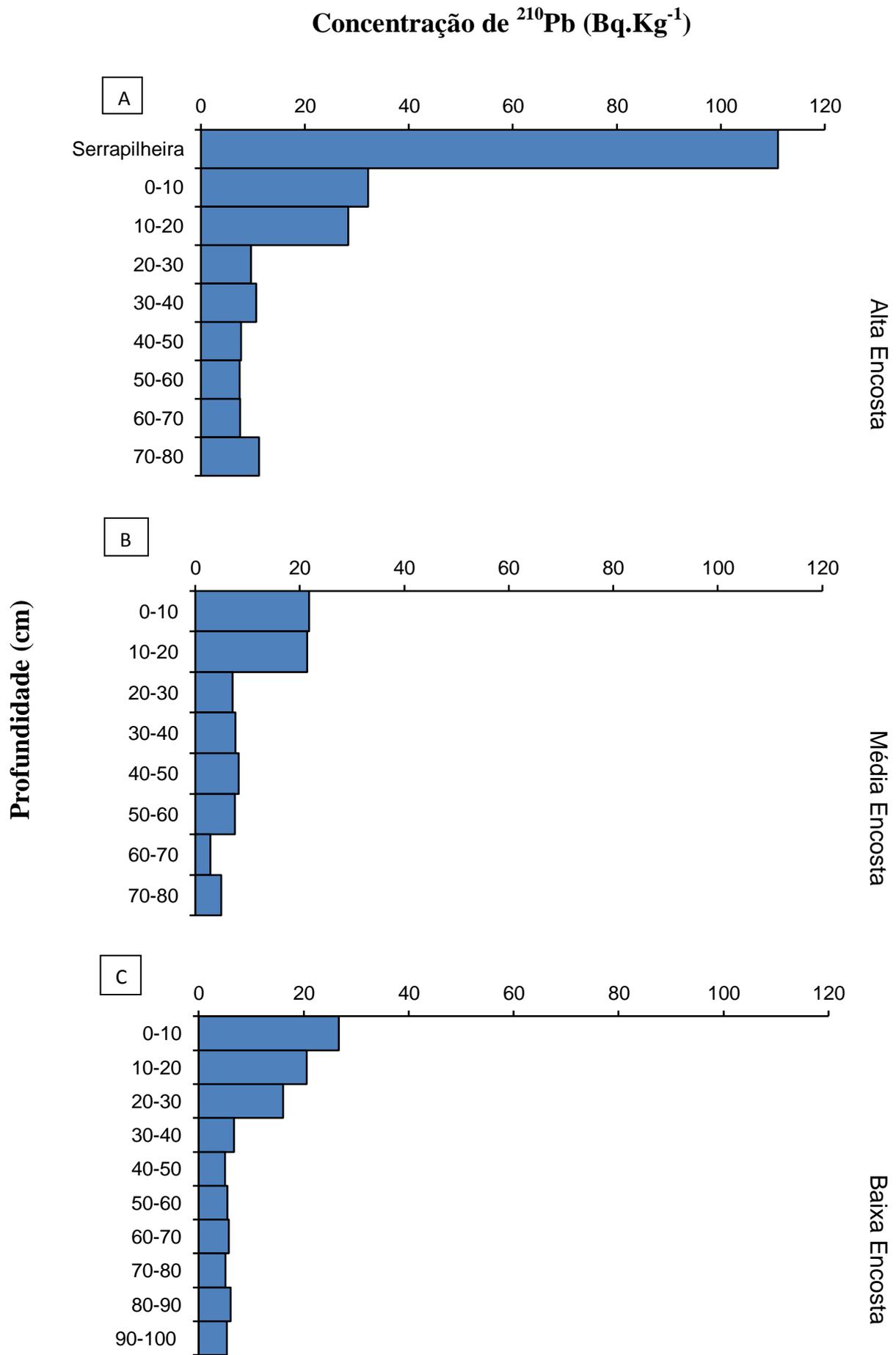


Figura 27: Distribuição do ^{210}Pb em profundidade no solo nos segmentos da alta (A), média (B) e baixa encosta (C) do transecto analisado.

Tabela 2: Distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ em profundidade no solo para cada segmento do transecto

Segmento da Encosta	Profundidade (cm)	Teor de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ (Bq.Kg^{-1})	Inventário Total de $^{210}\text{Pb}_{\text{exc}}$ (Bq.m^{-2})
Alta Encosta	Serrapilheira	101,91	5406
	0-10	23,08	
	10-20	19,28	
Média Encosta	0-10	15,32	2174
	10-20	14,98	
Baixa Encosta	0-10	21,02	3434
	10-20	14,91	
	20-30	10,45	

Nos segmentos do transecto analisado na bacia do Barro Branco, o intervalo adotado para a coleta das amostras (10 em 10 cm) prejudicou a análise de como ocorre a distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em profundidade no solo. A maioria dos estudos adota intervalos menores, de 5 em 5 cm ou até mesmo de 2 em 2 cm, como os trabalhos desenvolvidos por Gaspar et al. (2011) e Walling et al. (2003), respectivamente, permitindo facilmente avaliar se o radionuclídeo apresenta a tendência de decaimento exponencial ou possui uma distribuição homogênea no perfil de solo.

Dessa forma, conforme pode ser visto na figura 28, na alta encosta não é possível identificar o perfil clássico de decaimento exponencial em profundidade do teor de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, normalmente relatado pelos autores para a área de referência, como aparece nos trabalhos de Walling e He (1999), Matisoff et al. (2002), Walling et al. (2003) e Gaspar et al. (2011). Porém, acredita-se que o grande intervalo adotado para a coleta de amostras, conforme explicado anteriormente, além da elevada adsorção do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ pela camada de serrapilheira, pode ter prejudicado esse tipo de análise. No entanto, mesmo diante dessa dificuldade, percebem-se características típicas de um sítio não perturbado, como a máxima atividade do radionuclídeo ocorrendo na superfície do solo, devido a contínua entrada de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ da atmosfera, e menores teores desse elemento em pequenas profundidades abaixo na superfície, mostrando que não houve revolvimento do solo.

Já na média encosta, nota-se que os teores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ são muito similares nos intervalos de 0-10 e 10-20 cm, indicando uma provável distribuição homogênea desse radionuclídeo em

profundidade no solo, devido a aração realizada durante a época do cultivo do tomate nessa parte da encosta.

Bhering (2007) explica que o sistema de produção predominante na região é o chamado plantio em “covões”, que consiste em bacias de 20 cm de diâmetro e 15 cm de profundidade, no interior da qual são transplantadas as mudas de tomate e o sistema de irrigação, o qual é realizado através de mangueiras, sem qualquer tipo de monitoramento.

Ainda segundo o autor, o sistema de preparo do solo consiste de duas operações de aração e de duas operações de gradagem, sendo a primeira realizada anterior ao plantio de primavera-verão, e a segunda, posterior a colheita da cultura de verão e imediatamente anterior ao coveamento da área para transplântio das mudas. Sendo assim, percebe-se que grande parte do revolvimento do solo ocorre próximo a superfície, fazendo com que o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ se distribua uniformemente nessa camada, em que as práticas agrícolas são mais intensas.

Na baixa encosta é possível observar a tendência de decaimento exponencial em profundidade, o que indica que esse sítio não foi revolvido pelo cultivo. Diante disso, pode-se afirmar que nesse segmento da encosta não foi realizado o plantio do tomate, sendo utilizado apenas para a pastagem. Autores como He e Walling (1997) e Walling et al. (2003) afirmam que esse é o comportamento típico do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em profundidade para áreas de pastagem.

Concentração de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ($\text{Bq}\cdot\text{Kg}^{-1}$)

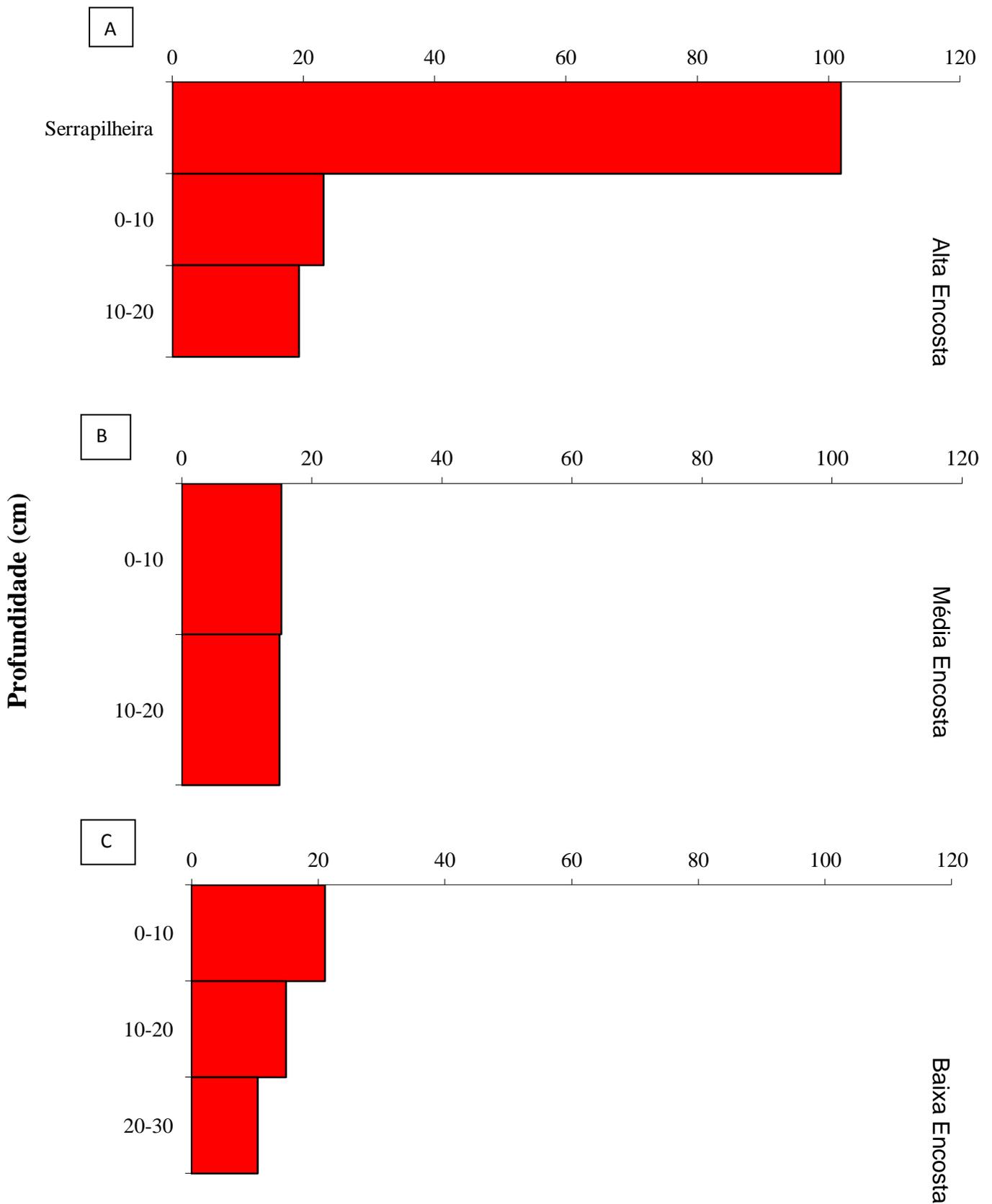


Figura 28: Distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em profundidade no solo nos segmentos da alta (A), média (B) e baixa encosta (C) do transecto analisado.

6.2 Inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ no transecto em estudo

Análises da atividade de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos coletados na alta encosta indicam que o valor do inventário desse radionuclídeo, ou seja, o teor total desse elemento é de 5406 Bq.m^{-2} , conforme pode ser visto na tabela 2. Devido às características de relevo estável e vegetação densa e preservada que essa parte do transecto apresenta, esse valor foi tomado como o inventário de referência da bacia hidrográfica em estudo.

O dado obtido está de acordo com as informações disponíveis na literatura sobre o tema. Liu et al. (2001) fornecem informações sobre inventários de referência de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em diferentes partes do mundo, apontando valores que variam entre 767 e 12233 Bq.m^{-2} . Walling e He (1999) relatam um inventário de referência de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ similar ao encontrado nesse trabalho, com valor de 5170 Bq.m^{-2} para uma bacia hidrográfica no Reino Unido. Já Gaspar et al. (2011) e Walling et al. (2003) apresentam valores de referência um pouco menores, de $1943 (\pm 78) \text{ Bq.m}^{-2}$ para uma bacia hidrográfica na Espanha e $2670 (\pm 402) \text{ Bq.m}^{-2}$ para uma bacia na Zâmbia, respectivamente. Os valores de inventário de referência mostrados por Zhang et al. (2006) para uma região na China estão entre os maiores registros, de 12860 Bq.m^{-2} , o que é explicado pelos autores através do elevado fluxo anual de deposição atmosférica de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos encontrado na área. Até o momento, dados sobre o inventário de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em solos, tanto em áreas preservadas como em áreas cultivadas, não foram relatados para o Brasil.

Do inventário total de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ registrado para a área de referência (5406 Bq.m^{-2}), um teor de 2758 Bq.m^{-2} desse elemento estão concentrados somente na camada da serrapilheira. Sendo assim, observa-se que a serrapilheira tem um importante papel no armazenamento desse radionuclídeo, que para a área em estudo, representa uma retenção de 51% do valor de referência.

Vários autores relatam a capacidade da matéria orgânica e dos minerais de argila presentes no solo em adsorver o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. De acordo com Dorr e Munnich (1989), traçadores naturais e antropogênicos depositados na superfície do solo, onde a matéria orgânica é máxima, são preferencialmente fixados por esta. Ainda segundo esses autores, a superfície específica e a capacidade de troca iônica do material orgânico são maiores do que a de partículas como a argila e areia, favorecendo assim a adsorção dos radionuclídeos pela matéria orgânica presente no solo. Nesse sentido, Gaspar et al. (2011) mostram que os teores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ foram significativamente e positivamente correlacionado ao teor de matéria orgânica, refletindo o alto conteúdo de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo, que

geralmente coincide com as maiores atividades desse radionuclídeo. Já He e Walling (1996) mostram que a adsorção do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ por frações de diferentes tamanhos no solo está intimamente relacionada a área de superfície específica dessas frações, revelando uma significativa fixação preferencial dos radionuclídeos pelas partículas finas do solo.

Esses últimos autores, assim como Livens e Baxter (1988), também reconhecem a capacidade da matéria orgânica em armazenar os radionuclídeos, porém apontam que a quantidade adsorvida comumente compreende apenas uma pequena parcela do total. Nesse sentido, Doering et al. (2006), ao relatar a distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em uma região na Austrália, mostram que somente uma pequena fração desse elemento ($0,7 \pm 0,1\%$) estava associada a camada vegetal das áreas analisadas. Esse fato não foi constatado no presente trabalho que, ao contrário, revela um significativo papel desempenhado pela serrapilheira no armazenamento do radionuclídeo que chega ao solo através de precipitação radioativa.

Dessa forma, embora ocorra o reconhecimento de que as propriedades físicas e químicas dos solos possuem influência sobre sua eficácia no armazenamento dos radionuclídeos, a falta de consenso na literatura em relação ao papel da matéria orgânica na adsorção do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ e as poucas informações disponíveis sobre a magnitude de retenção desse radionuclídeo pela camada de serrapilheira evidencia a necessidade de maiores estudos sobre o assunto. He e Walling (1996) também relatam que é preciso a continuidade das investigações sobre a interação da mineralogia dos solos e a fixação dos radionuclídeos, assim como estudos sobre a distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ entre a camada orgânica e mineral do solo.

Enquanto na alta encosta o valor do inventário total registrado é de 5406 Bq.m^{-2} , na média encosta foi encontrado um inventário total de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ de 2174 Bq.m^{-2} , o que representa uma diminuição de 60% em relação ao inventário de referência, indicando que uma significativa proporção do teor de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ tem sido perdido deste sítio através do processo erosivo nos últimos 100 anos.

Já na baixa encosta foi identificado um inventário total de 3434 Bq.m^{-2} , o que representa uma redução de 36,5% em relação ao inventário de referência, indicando que nessa área também ocorre uma perda de solo por erosão, porém não tão expressiva quanto o demonstrado pela média encosta.

6.3 Fluxo anual de deposição atmosférica de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos

O fluxo anual de deposição atmosférica de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ nos solos foi calculado de acordo com a equação 1, e o valor encontrado para a área de referência da bacia hidrográfica de Barro Branco é de $168 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$.

Appleby e Oldfield (1992) apontam que os valores globais do fluxo de deposição de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ podem variar entre 50 e $150 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, enquanto Liu et al. (2001) sugere uma variação global entre 23 e $367 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$. Dessa forma, o valor obtido no presente trabalho está acima do limite máximo estabelecido por Appleby e Oldfield (1992) e apresenta um valor intermediário dentro da variação proposta por Liu et al. (2001).

Esse valor pode ser interpretado a partir da posição geográfica do Brasil, que se encontra na costa leste da América do Sul, recebendo assim massas de ar que, devido ao seu movimento predominante oeste-leste, já percorreram todo o continente americano e contraíram significativas quantidades de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. Além disso, o clima da região também ajuda a explicar o valor obtido. Mesmo que as massas de ar que chegam ao país possuam expressivos teores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, a área em estudo apresenta uma nítida estação seca no inverno, período durante o qual a precipitação radioativa, que ocorre principalmente associada com a precipitação, será mínima. Dessa forma, as características climáticas da região contribuem para restringir o fluxo anual de deposição atmosférico do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ no solo.

Walling et al. (2003) também relatam uma situação semelhante a encontrada nesse trabalho, ao explicar que a taxa de deposição de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ atmosférico em uma bacia hidrográfica na Zâmbia com valor de $83 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, próximo do mínimo proposto por Appleby e Oldfield (1992), reflete uma relativa baixa precipitação anual da área de estudo, associado a uma extensa estação seca.

Doering et al. (2006) chama atenção para o fato de que, em estudos erosivos, essa influência sazonal da precipitação nas taxas de deposição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ no solo são amenizadas ao longo do período de acumulação. Logo, não importa se o estudo é desenvolvido no período seco ou chuvoso, já que as diferenças estacionais do fluxo de deposição são atenuadas pela acumulação média ocorrida nos últimos 100 anos, aproximadamente.

Zhang et al. (2006) apresentam um elevado fluxo de deposição anual para uma bacia na China, com valor de $385,8 \text{ Bq.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, o que é explicado pelos autores através das condições topográficas e meteorológicas da região. De acordo com Zhang et al. (2006), a bacia estudada é cercada por montanhas e possui um clima chuvoso e nublado. As nuvens espessas evitam que a geração local de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ se disperse para a troposfera superior,

recebendo ainda a entrada desse radionuclídeo das regiões do entorno, devido a direção do ar que prevalece na área.

Resultados diferentes daqueles normalmente apresentados na literatura foram relatados por Doering et al. (2006). Os autores, pesquisando a distribuição de radionuclídeos na Austrália, mostram que os maiores valores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ foram encontrados nos sítios localizados próximos ao litoral, o que não era esperado, devido aos motivos explicados anteriormente. Além disso, as áreas litorâneas são as regiões de maior índice de precipitação, porém a correlação encontrada entre os teores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ e a precipitação média anual foi baixa. Segundo os autores, para compreender melhor os resultados obtidos, seria necessário coletar e analisar um número maior de amostras da região.

6.4 Taxas de erosão dos solos obtidas a partir da mensuração do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$

A partir da mensuração do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ ao longo do transecto, foram estimadas as taxas de erosão para os segmentos denominados de média e baixa encosta, utilizando para isso o modelo de conversão proposto por Walling e He (1999), equação 2 apresentada no item 5.4 do Procedimentos Metodológicos.

Dessa forma, a profundidade média anual de perda de solo obtida para a média encosta é de $0,69 \text{ cm.ano}^{-1}$ e para a baixa encosta é de $0,27 \text{ cm.ano}^{-1}$. Multiplicando esses valores pela densidade aparente do solo (g/cm^3), é possível obter uma taxa de erosão em $\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. A figura 29 abaixo mostra a densidade aparente do solo de acordo com a profundidade para os segmentos da alta, média e baixa encosta do transecto estudado.

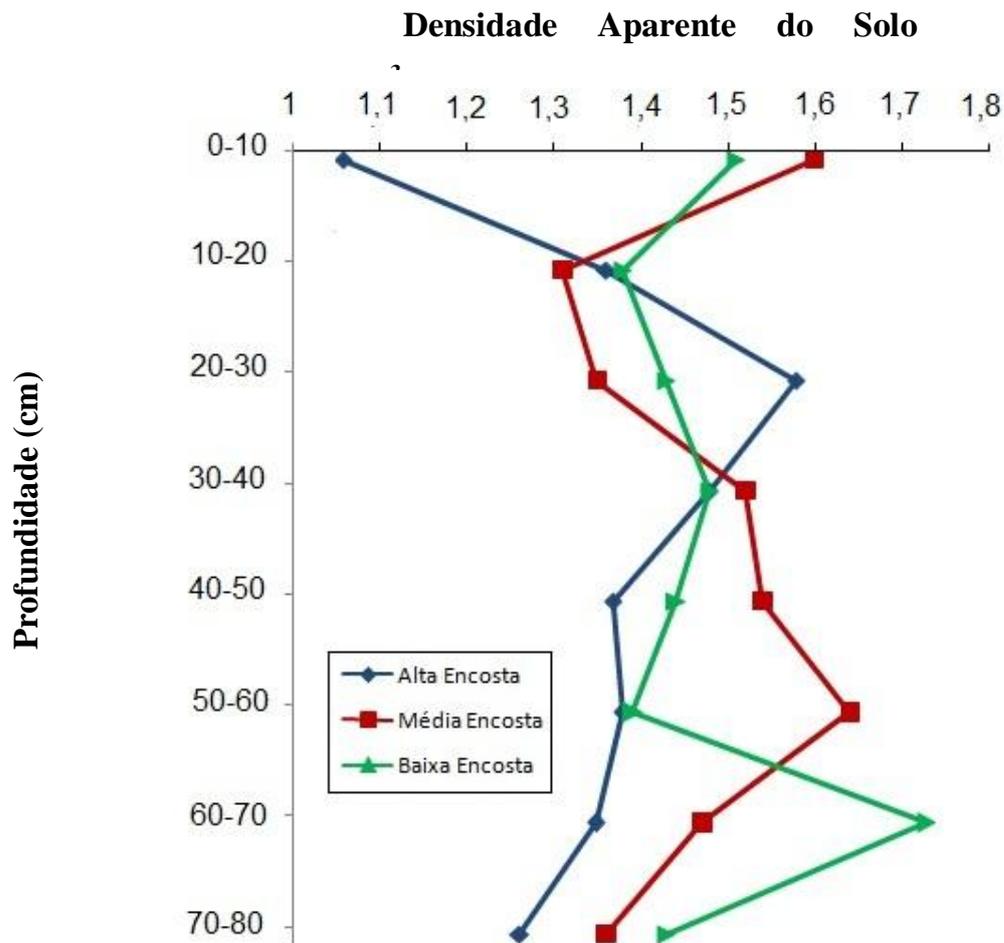


Figura 29: Densidade aparente do solo de acordo com a profundidade para os segmentos da alta, média e baixa encosta do transecto estudado.

Na literatura, porém, não foram encontradas indicações sobre o valor da densidade aparente a ser considerada para a obtenção da perda de solo. Dessa forma, a taxa de erosão foi calculada tendo em vista três possibilidades: considerando apenas a densidade aparente da camada mais superficial do solo (0-10 cm); considerando a densidade média dos 30 cm iniciais do solo, já que se trata da camada que é mais atingida pelas práticas de manejo do solo e que concentra a maior quantidade de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$; e, por último, considerando a densidade média do perfil de solo analisado.

Como pode ser visto na tabela 3, a taxa de erosão registrada para a média encosta varia entre 98 e 110 $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, de acordo a densidade aparente considerada, enquanto a taxa de erosão obtida para a baixa encosta varia de 39 a 41 $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

Tabela 3: taxa de erosão registrada para os segmentos da média e alta encosta de acordo com a densidade aparente do solo considerada.

Segmento do transecto analisado	Profundidade média anual de perda de solo (cm.ano⁻¹)	Densidade Aparente considerada para o cálculo das taxas de erosão (t.ha⁻¹.ano⁻¹)	Taxa de erosão (t.ha⁻¹.ano⁻¹)
Média Encosta	0,69 cm.ano ⁻¹	Densidade da superfície (0-10 cm)	110
		Densidade média dos 30 cm iniciais do solo	98
		Densidade média do perfil de solo	102
Baixa Encosta	0,27 cm.ano ⁻¹	Densidade da superfície (0-10 cm)	41
		Densidade média dos 30 cm iniciais do solo	39
		Densidade média do perfil de solo	41

A tabela 1, presente no item 3.3.2 do Embasamento Teórico, fornece exemplos de alguns trabalhos encontrados na literatura que utilizaram o método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para obter taxas de erosão dos solos em diferentes partes do mundo. Comparando os resultados obtidos nesse estudo com os dados relatados pela literatura, observa-se que as taxas de erosão encontradas para o transecto analisado na bacia hidrográfica de Barro Branco estão entre os maiores valores já registrados por trabalhos que utilizaram essa técnica.

No entanto, é importante notar que as condições ambientais em que a maioria dos trabalhos descritos na tabela 1 foram desenvolvidos são menos favoráveis para a perda de solo do que as condições encontradas na bacia hidrográfica de Barro Branco, principalmente no que se refere as características de precipitação e declividade. Enquanto a bacia de Barro Branco apresenta uma precipitação média anual de 1.172 mm e o transecto estudado possui uma declividade média de 20° , a maior parte dos trabalhos pesquisados apresentam precipitação média de 500 a 900 mm anuais e declividades que variam de 2° a 11° .

Segundo Morgan (1980) e Hadley et al. (1985), o acréscimo na declividade contribui para o aumento na velocidade do escoamento superficial e na sua capacidade de erosão. Evans (1980), contudo, salienta que é necessário ter cuidado com essa tendência, visto que em severas declividades é possível haver diminuição da erosão em função da menor quantidade de material disponível.

Em relação a capacidade da chuva em causar erosão, esta envolve a quantidade de chuva, a duração, a intensidade, a frequência e a distribuição. Segundo Morgan (1995), a perda de solo está relacionada a precipitação, em parte devido ao poder de destacamento das gotas de chuvas quando atingem a superfície do solo e, em parte devido a contribuição da chuva para o escoamento superficial. Ainda de acordo com o autor, a erosão está associada a dois tipos de eventos de chuva: o de baixa duração e alta intensidade, que excede a capacidade de infiltração dos solos, e os eventos prolongados, porém de baixa intensidade, que promovem a saturação do solo.

Diante da carência de estudos que utilizam a técnica do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para investigar os processos erosivos que ocorrem em áreas de chuvas abundantes e/ou relevos íngremes, percebe-se que existe um enorme campo a ser explorado nesse sentido.

Um dos únicos trabalhos encontrados na literatura que registra taxas de erosão calculadas pelo método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ maiores que as obtidas para a bacia hidrográfica de Barro Branco é o de Zhang et al. (2006), desenvolvido na China, conforme pode ser visto na tabela 1. Segundo os autores, os solos que predominam na bacia são altamente susceptíveis a erosão, principalmente quando cultivados em encostas com as declividades relatadas.

Na BHRSD, a maioria dos estudos relacionados à degradação dos solos pela erosão está baseada em estimativas de produção de sedimentos obtidas através de modelos matemáticos, como os trabalhos desenvolvidos por Zaroni (2006) e Marchioro (2008).

Zaroni (2006), aplicando a USLE associada ao SDR, aponta que a sub-bacia de Santa Maria teve produção de sedimentos média de 10,4 t/ha para o ano 2000. Marchioro (2008), utilizando o SWAT, relata que, considerando a média do período entre 2005 e 2007, produção de sedimentos máxima registrado na bacia foi de 16,517 t/ha, valor esse associado ao comprimento de encosta de 15,24 m e declividade de 25%. Já em relação ao comportamento médio anual de 2005 a 2007, verifica-se que a maior produção de sedimentos ocorreu no ano de 2005, atingindo máximas de 35, 175 t.ha⁻¹, o que, segundo ao autor, está relacionado ao maior total pluviométrico registrado nesse ano.

Comparando esses dados com as taxas erosivas mensuradas pelo método do ²¹⁰Pb_{ex} para o transecto da bacia hidrográfica de Barro Branco, observa-se que as taxas de perda de solo registradas para a baixa encosta (39 a 41 t.ha⁻¹.ano⁻¹) estão relativamente próximas dos valores apontados por Zaroni (2006) e Marchioro (2008), enquanto na média encosta os valores de perda de sedimentos obtidos (98 a 110 t.ha⁻¹.ano⁻¹) são até dez vezes maiores que as estimativas realizadas pelos modelos.

No entanto, esse tipo de comparação deve ser avaliado com cautela, sendo necessário ressaltar a diferenciação entre os termos taxa de erosão e produção de sedimentos. Segundo Morgan (1995), a erosão envolve o destacamento de partículas individuais de uma massa de solo e seu transporte por agentes erosivos, como a água e o vento. Dessa forma, entende-se por taxa de erosão a quantidade de sedimentos removidos de uma área e que não voltarão ao meio de onde provêm. No entanto, conforme ressaltado por Haan (1993), nem todo solo erodido é “perdido” do campo: uma parte das partículas removidas pode ser subsequente depositada em áreas vegetadas ou onde a capacidade de transporte de sedimentos diminuir. Sendo assim, considera-se como produção de sedimentos a quantidade de partículas efetivamente “perdida” de um sítio, seja ele uma encosta ou uma bacia hidrográfica.

Dessa forma, os dados relatados por Zaroni (2006) e Marchioro (2008) representam estimativas da produção de sedimentos média para a bacia de Santa Maria/Cambiocó. Já os dados apresentados por esse trabalho tratam de taxas de erosão, representando, assim, valores pontuais, baseados em um limitado número de locais amostrados e que, portanto, não podem ser considerados como representativos da produção de sedimentos que ocorrem no transecto analisado, e muito menos da bacia hidrográfica de Barro Branco.

Diante do que foi exposto, é possível que as taxas de erosão mensuradas para a média e baixa encosta através do método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ resultem em valores muito mais elevados do que os dados apresentados por Zaroni (2006) e Marchioro (2008), por se tratarem de valores brutos de perda de solo e, conseqüentemente, não considerarem processos importantes a serem envolvidos nas estimativas de produção de sedimentos, como a deposição de partículas que ocorrem ao longo da própria encosta e a quantidade dos sedimentos erodidos da encosta que de fato chegam ao canal de drenagem. Para realizar esse tipo de investigação seria necessário um maior número de pontos amostrados, tanto no transecto estudado, como na bacia hidrográfica como um todo.

Outro ponto importante a ser destacado, é que tanto Zaroni (2006) como Marchioro (2008) chamam atenção para a morfometria da área, que, segundo os autores, possuem vertentes e declividades com características que favorecem a perda de sedimentos.

De acordo com Zaroni (2006), os valores mais elevados produção de sedimentos estão relacionados aos fatores topográficos, refletindo as vertentes de maiores comprimentos associadas a relevos forte ondulado e montanhoso, além da presença de solos considerados de média erodibilidade, como Cambissolos e Neossolos Litólicos que, dentre outros fatores, possuem pouca profundidade, resultando em uma menor tolerância as perdas de sedimentos.

Já Marchioro (2008) mostra que as áreas com maior produção de sedimentos ocorrem nas Unidades de Respostas Hidrológicas com domínio das pastagens, associadas aos ângulos de encosta entre 14° e 29° , comprimentos de encostas entre 15 e 28m, e aos solos do tipo Argissolo Vermelho Amarelo, Neossolo Litólico e Cambissolo Háptico.

Algumas das características apontadas acima pelos referidos autores são encontradas na encosta estudada na bacia hidrográfica de Barro Branco, pois o transecto investigado possui uso predominante de pastagem e ângulo de encosta médio de 20° , apresentando assim condições extremamente favoráveis para a ocorrência do processo erosivo.

Na BHRSD não existem medições de perdas de solo através de parcelas de erosão, no entanto, Souza (2002) utilizou esse método no município de Paty do Alferes, e a área do experimento possui características de uso do solo, precipitação e declividades similares as encontradas no transecto investigado na bacia hidrográfica de Barro Branco. O local em que as parcelas foram instaladas possui uma precipitação média anual de 1196 mm, com os maiores índices pluviométricos ocorrendo nos meses de Novembro a Janeiro, e declividade média de 17° .

O autor monitorou 17 eventos de precipitação no ano 2000, totalizando 338,4 mm de chuva. Os valores de perda de solo obtidos para o total pluviométrico analisado variam entre 4,4 e 29,41 t/ha, dependendo do sistema de preparo do solo considerado. Já no ano 2001 foram monitorados 8 eventos de chuva, totalizando 251,20 mm, apresentando perdas de solo entre 3,02 e 15,02 t/ha.

Comparando esses dados com os valores de perda de solo mensurados para a bacia hidrográfica de Barro Branco, percebe-se que, novamente, as taxas de erosão obtidas por meio do método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ foram, pelo menos, três vezes maiores que os valores fornecidos pelas parcelas de erosão.

No entanto, essa comparação também deve conter algumas ressalvas. No ano 2000, o total pluviométrico monitorado por Souza (2002) representa apenas 29% da precipitação média anual da área, enquanto em 2001 foram monitoradas somente 21% das chuvas esperadas para o ano. Sendo assim, os valores de erosão mostrados pelo autor não representam a média anual de perda de solo, o que dificulta a comparação com os dados da bacia hidrográfica de Barro Branco e torna mais compreensível que os dados de perda de sedimentos obtidos pelo método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ sejam maiores que os dados resultantes de parcelas de erosão. Caso Souza (2002) monitorasse uma maior quantidade de eventos pluviométricos, a diferença entre as taxas de erosão registradas pelos dois métodos poderia ser menor.

Zhang et al. (2006) também compararam dados de erosão obtidos por meio do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ na China com dados de perda de solo mensurados em parcelas em uma área próxima a bacia de estudo, mostrando que as taxas erosivas das parcelas são significativamente maiores que os registros obtidos através do radionuclídeo. De acordo com os autores, isso acontece pois na região é adotada uma técnica de controle da erosão que consiste na construção de pequenas trincheiras ao redor das encostas, onde os sedimentos depositados nesses canais são devolvidos para as encostas todos os anos. Os efeitos dessa técnica não conseguem ser captados pelas parcelas de erosão, enquanto o radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ foi capaz de registrar a redução da perda de partículas do sítio por meio dessas “armadilhas de sedimentos”, resultando assim em menores taxas de erosão.

No trabalho desenvolvido por Souza (2002) no município de Paty do Alferes, o autor mostra que o solo sem cobertura vegetal possui as maiores perdas de sedimentos, tanto para chuvas de baixa intensidade como de alta. Essa é uma questão relevante a ser considerada para a bacia de Barro Branco, uma vez que entre os períodos de preparo do solo para o cultivo, este geralmente se encontra sem proteção da cobertura vegetal, e, portanto, bastante exposto aos danos da erosão hídrica.

De acordo com Souza (2002), as propriedades físico-hídricas encontradas para a parcela sem cobertura vegetal indicam a tendência do processo de selamento superficial pela destruição dos agregados do solo, em consequência do repetido impacto das gotas de chuva no solo. Chaves et al. (1993) afirma que o selamento da superfície pode reduzir a permeabilidade dos solos em até 90%, contribuindo assim para as maiores perdas de sedimentos devido ao aumento do escoamento superficial.

A encosta analisada na bacia de Barro Branco possui uso predominante de pastagem, e acredita-se que o processo erosivo nesse sítio esteja sendo agravado pelo adensamento da camada superficial do solo, como pode ser evidenciado pelo gráfico da figura 29, que mostram a densidade do solo de acordo com a profundidade para os segmentos da alta, média e baixa encosta no transecto estudado. A densidade aparente da camada mais superficial do solo (0-10 cm) na alta encosta, com presença de vegetação densa, é de $1,06 \text{ g/cm}^3$. Já na média e baixa encosta, áreas com presença de gramínea voltada para pastagem, esses valores se mostram bem mais elevados, $1,60 \text{ g/cm}^3$ e $1,51 \text{ g/cm}^3$, respectivamente. Isso indica que na média e baixa encosta as camadas superficiais do solo se encontram mais compactadas, o que resulta em menores taxas de infiltração e maiores perdas de solo por escoamento superficial.

Diversos fatores podem estar contribuindo para esse processo, como a baixa proteção oferecida ao solo pela cobertura vegetal de gramínea, o pisoteio do gado que, ao longo do tempo, pode causar a quebra dos agregados do solo, e a falta de manejo adequado nas terras da região, visto que, de acordo com Abreu e Fidalgo (2006), predomina na bacia o chamado pasto sujo, que se caracteriza pela presença de plantas invasoras como ervas daninhas, graminóides raquíticas, além de vegetais de porte arbustivo e arbóreo esparsamente distribuído nas áreas.

Walling et al. (2003) analisando taxas de redistribuição dos solos através do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em encostas submetidas a usos agrícolas e de pastagem, mostram que nas áreas de pastagem a taxa de produção de sedimentos (75-86%) foi maior que nas áreas agrícolas (5-61%). Segundo os autores, um dos motivos que explica esse quadro é a formação de crostas na superfície dos solos de pastagem, que resulta no aumento do transporte de sedimentos por escoamento superficial.

Descheemaeker et al. (2006) encontraram resultados semelhantes na Etiópia, analisando o efeito do uso do solo no escoamento superficial: os maiores coeficientes de escoamento superficial foram encontrados para a pastagem, seguida da vegetação mais nova. Segundo os autores, isso se deu pela menor capacidade da vegetação rala, em ambos os casos, de interceptar e atenuar o impacto das gotas de chuva no solo.

Pelo que foi exposto até o momento, percebe-se que alguns mecanismos e fatores condicionantes do processo erosivo no transecto em estudo é semelhante ao relatado por outros trabalhos, como o adensamento da camada superficial do solo, o uso das terras e a declividade. Porém, a magnitude da perda de sedimentos registrado pelo método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ foi maior do que o apontado por outras técnicas destinadas a estimativa da erosão.

Embora essa tendência deva ser vista com cautela, devido aos fatores explicados anteriormente, é preciso considerar que a maior intensidade do processo erosivo apontado pelo radionuclídeo pode estar relacionada a escala temporal abrangida pelo método.

O $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ registra uma média do processo erosivo ocorrido ao longo dos últimos 100 anos, conseguindo assim captar o período em que ocorreram mudanças no uso do solo na área de estudo. Até a década de 1950, a economia local era baseada no cultivo de produtos agrícolas como o café, a cana-de-açúcar, o feijão, o algodão e o milho. A partir dessa época, as áreas anteriormente ocupadas com lavouras vêm cedendo espaço para a pecuária, além da introdução do cultivo do tomate de mesa sem adoção de práticas conservacionistas. Acredita-se que essa mudança tenha agravado o processo erosivo, fato esse que não consegue ser captado pelo uso das técnicas tradicionais, que mensuram a erosão em uma escala de tempo menor.

7 CONCLUSÕES

Os teores de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ registrados nos solos apresentaram níveis de detecção aceitáveis e o inventário desse radionuclídeo mensurado para a área de referência foi compatível com os valores relatados pela literatura para diversas áreas no mundo. Logo, os resultados apresentados nesse trabalho confirmam o potencial de aplicação do método do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para estimar taxas de redistribuição de sedimentos para as condições ambientais encontradas no Noroeste Fluminense.

No entanto, os dados relatados devem ser vistos como resultados preliminares, uma vez que estudos empregando essa metodologia ainda não tinham sido desenvolvidos na região, e precisam ser qualificados tendo em vista certas limitações, como o reduzido número de locais amostrados.

É preciso ter em mente que os valores de perda de solos aqui divulgados representam taxas de erosão brutas e pontuais, e não podem ser consideradas como representativas da produção de sedimentos que ocorrem no transecto analisado, e muito menos da bacia hidrográfica de Barro Branco.

Nos segmentos da alta, média e baixa encosta do transecto analisado, as amostras foram coletadas em intervalos de 10 em 10 cm, o que prejudicou a análise de como ocorre a distribuição do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ em profundidade no solo. Dessa forma, recomenda-se aqui que os estudos que empreguem esse radionuclídeo para obter taxas de redistribuição dos solos utilizem intervalos menores para a coleta de amostras, como de 5 em 5 cm ou de 2 em 2 cm, pois assim pode-se avaliar mais facilmente se o $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ apresenta a tendência de decaimento exponencial em profundidade ou possui uma distribuição homogênea no perfil de solo.

Foi constatado que a serrapilheira tem um importante papel no armazenamento do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$, retendo 51% do teor total do radionuclídeo registrado para a área de referência. Embora muitos autores também reconheçam a capacidade da matéria orgânica em armazenar os radionuclídeos, alguns apontam que a quantidade normalmente adsorvida compreende apenas uma pequena parcela do total. A falta de consenso na literatura sobre o assunto mostra que é preciso a continuidade das investigações sobre a fixação dos radionuclídeos pela camada orgânica do solo.

Uma dificuldade encontrada durante o desenvolvimento da pesquisa é que não foram verificadas recomendações na literatura sobre o valor da densidade aparente a ser considerada para transformar a profundidade média anual de perda de solo (cm.ano^{-1}), obtida através do modelo de conversão, em taxas de erosão ($\text{t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$). Dessa forma, as taxas de erosão foram calculadas considerando tanto o valor da densidade média do perfil de solo, como também a

densidade média das camadas mais superficiais, que são as mais atingidas pelas práticas de manejo do solo e que concentram a maior quantidade de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$. Os valores entre as taxas de erosão obtidas de acordo com a densidade aparente considerada tiveram uma diferença máxima de $12 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$.

As taxas de erosão encontradas para o transecto analisado na bacia hidrográfica de Barro Branco estão entre os maiores valores já registrados por trabalhos que utilizaram essa técnica. No entanto, as condições ambientais em que a maioria dos estudos foi desenvolvida são menos favoráveis para a perda de solos do que as condições encontradas na bacia hidrográfica de Barro Branco, principalmente no que se refere as características de precipitação e declividade. Sendo assim, percebe-se que existe um enorme campo a ser explorado de aplicação da técnica do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para investigar os processos erosivos que ocorrem em áreas de chuvas abundantes e/ou relevos íngremes.

As taxas de erosão registradas para a bacia hidrográfica de Barro Branco através do método do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ foram até dez vezes maiores que as estimativas da produção de sedimentos realizadas para outras áreas de BHRSD através dos modelos USLE e SWAT. No entanto, acredita-se que essa grande diferença ocorra, em parte, pelo fato das taxas de erosão mensuradas pelo radionuclídeo representarem valores brutos de perda de solos e, conseqüentemente, não considerarem processos importantes envolvidos na produção de sedimentos, como a deposição de partículas que ocorrem ao longo da própria encosta e a quantidade dos sedimentos erodidos que, de fato, são exportados da bacia de drenagem.

As taxas de erosão registradas através do $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ foram, pelo menos, três vezes maiores do que valores de perda de sedimentos mensurados por parcelas de erosão em uma área com características de uso do solo, precipitação e declividades similares as encontradas no transecto investigado na bacia hidrográfica de Barro Branco. No entanto, como as parcelas de erosão monitoraram de 20% a 30% da precipitação média anual da área, esses valores provavelmente estão subestimados, o que prejudica a comparação entre esses dois métodos.

A continuidade do trabalho, principalmente no que diz respeito ao aumento de sítios amostrados, tanto no transecto estudado como também em outros locais da bacia hidrográfica, é necessário para refinar a interpretação do comportamento do radionuclídeo $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para as condições ambientais encontradas no Noroeste Fluminense assim como para melhor compreender os processos erosivos a longo prazo que ocorrem na região.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, M. B.; FIDALGO, E. C. C. Mapeamento do uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Rio São Domingos. In: WORKSHOP DE INTEGRAÇÃO DE INFORMAÇÕES OBTIDAS NO ÂMBITO DO PROJETO PRODETAB AQUÍFEROS - EMBRAPA SOLOS. Rio de Janeiro. 2006. **Anais...** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. CD ROM.

ANDRELLO, A.C. et al. Uso do cézio-137 para avaliar taxas de erosão em cultura de soja, café e pastagem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 223-229, 2003.

ANDRELLO, A.C. **Aplicabilidade do ^{137}Cs para medir erosão do solo: modelos teóricos e empíricos**. 2004. 199p. Tese (Doutorado em Física) – Departamento de Física, Universidade Estadual de Londrina, Paraná, 2004.

APPLEBY, P.G.; OLDFIELD, F. Application of Lead-210 to sedimentation studies. In: IVANOVICH, M.; HARMAN, R.S. (Editors). **Uranium-Series Disequilibrium: Application to Earth, Marine and Environmental Sciences**. Clarendon Press, Oxford, UK, p. 731-738, 1992.

BACCHI, O.O.S. et al. Sediment spatial distribution evaluated by three methods and its relation to some soil properties. **Soil & Tillage Research**, v. 69, p. 117-125, 2003.

BARRETO, A.B.C. **Avaliação de Recarga e de Sustentabilidade de Recursos Hídricos Subterrâneos de uma Micro-bacia usando Modelagem Numérica**. 2010. 210p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

BEGY, R. et al. Recent changes in Red Lake (Romania) sedimentation rate determined from depth profiles of ^{210}Pb and ^{137}Cs radioisotopes. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 100, p. 644–648, 2009.

BELYAEV, V.R. et al. A comparison of methods for evaluating soil redistribution in the severely eroded Stavropol region, southern European Russia. **Geomorphology**, v. 65, p.173–193, 2005.

BERNARD, J.M.; IIAVRI, T.A. Sediment damages and recent trends in the United States. **Journal of Sedimentary Research**, v. 15, p. 135-148, 2000.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 2ª edição. São Paulo: Ícone, 1999, 355p.

BHERING, S.B. **Influência do manejo do solo e da dinâmica da água no sistema de produção do tomate de mesa: subsídios a sustentabilidade agrícola do Noroeste Fluminense**. 2007. 211p. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

BOARDMAN, J. Soil erosion science: Reflections on the limitations of current approaches. **Catena**, v. 68, p. 73-86, 2006.

BODOQUE, J.M. et al. Sheet erosion rates determined by using dendrogeomorphological analysis of exposed tree roots: Two examples from Central Spain. **Catena**, v. 64, p. 81-102, 2005.

BOIX-FAYOS, C. et al. Measurement soil erosion by field plots: understanding the source of variations. **Earth Science Reviews**, v. 78, p. 267–285, 2006.

CAMMERAAT, L.H. A review of two strongly contrasting geomorphological systems within the context of scale. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 27, p. 1201–1222, 2002.

CAMMERAAT, L. H. “Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in Southeast Spain.” **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 104, p.317-332, 2004.

CARDOSO, E. M. **Apostila Educativa: Aplicações da Energia Nuclear**. Comissão Nacional de Energia Nuclear, 2010. Disponível em: <http://www.cultura.com.br/radiologia/diversos/apedaplicação.htm>. Acesso em 08 de Agosto de 2011.

CARVALHO, S. R. et al. **Recuperação de áreas degradadas através da introdução de gramíneas forrageiras e de leguminosas arbóreas no estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2000. 42p. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa, 18).

CHAGAS, C.S. **Mapeamento Digital de Solos por Correlação Ambiental e Redes Neurais em Uma Bacia Hidrográfica no Domínio de Mar de Morros**. 2006. 223p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

CHAVES, H.M.L. et al. Previsão da infiltração sob condições dinâmicas de selamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n.17, p.141-147, 1993.

CLARK, E.H. The off-site cost of soil erosion. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 40, p.19-22, 1985.

CURZIO, S. L.; MAGLIULO, P. Soil erosion assessment using geomorphological remote sensing techniques: an example from southern Italy. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 35, p. 262-271, 2010.

DANTAS, M. **Geomorfologia do Estado do Rio de Janeiro – Texto explicativo do mapa geomorfológico do estado do Rio de Janeiro na escala de 1:50.000**. CPRM/DRM. 60p. 2000.

DANTAS, M. et al. **Diagnóstico Geoambiental do Estado do Rio de Janeiro**. CPRM, Brasília, 2001.

DESCHEEMAER, K. et al. Runoff on slopes with restoring vegetation: A case study from Tigray highlands, Ethiopia. **Journal of Hydrology**, v. 311, p. 219-241, 2006.

DOERING, C. et al. Vertical distributions of ^{210}Pb excess, ^7Be and ^{137}Cs in selected Grass covered soils in Southeast Queensland, Australia. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 87, p.135-147, 2006.

DORR, H.; MUNNICH, K.O. Downward movement of soil organic matter and its influence on trace-element transport (^{210}Pb , ^{137}Cs) in the soil. **Radiocarbon**, v.31, n°3, p. 655-6631, 1989.

EVANS, R. Mechanics of water erosion and their spatial and temporal controls: na empirical viewpoint. In: KIRKBY, M.J. e MORGAN, R.P.C. (Ed.). **Soil Erosion**. 1980. p. 109-129.

FIDALGO, E.C.C.; ABREU, M.B. Uso de imagens áster para o mapeamento do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio São Domingos, RJ. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia, 2005. **Anais...Goiânia**, 2005, p. 3747-3753.

FIDALGO, E.C.C.; ABREU, M.B. Mapeamento do uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do rio São Domingos, RJ. In: II Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: Recuperação de Áreas Degradadas, Serviços Ambientais e Sustentabilidade. Taubaté, 2009. **Anais...Taubaté**, 2009, p. 97-102.

GASPAR, L. et al. Using ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ to assess soil redistribution on slopes at different temporal scales. **Catena**, 2011, In Press. doi: 10.1016/j.catena.2011.01.004.

GODOY, J.M. et al. An alternative method for the determination of excess ^{210}Pb in sediments. **Radiation Protection Dosimetry**, v.75, n. 1-4, p. 111-115, 1998.

GODOY, J.M. et al. Evaluation of the Siltation of River Taquari, Pantanal, Brazil, through ^{210}Pb Geochronology of Floodplain Lake Sediments. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.13, n.1, p.71-77, 2002.

GODOY, J.M. et al. ^{137}Cs in marine samples from the Brazilian southeastern coastal region. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 70, p. 193-198, 2003.

GONÇALVES, A.O. et al. Caracterização Climática do Município de São José de Ubá, Estado do Rio de Janeiro. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, n° 95 – Dados Eletrônicos – Embrapa Solos: Rio de Janeiro, 2006.

GOODBRED, S.L.; KUEHL, S.A. Floodplain processes in the Bengal Basin and the storage of anges-Brahmaputra river sediment: an accretion study using ^{137}Cs and ^{210}Pb geochronology. **SedimentGeology**, v. 121, p. 239-258, 1998.

GUIMARÃES, M.F. **Césio-137 da precipitação radioativa (“fallout”) no estudo da erosão e sedimentação de solo**. 1988. 136p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1988.

HAAN, C. T. et al. Erosion and sediment yield. In: HAAN, C. T. et al. **Design hidrology and sedimentology for small catchments**. Academic Press, Califórnia, USA, p.238-310.1993.

HADLEY, R.F. et al. **Recent development in erosion and sediment yield studies**. Paris: United Nations Educacional Scientific and Cultural Organization – Unesco, 1985. 127 p.

HE, Q.; WALLING, D. E. Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 30, n. 2, p. 117 – 137, 1996.

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, p. 677– 690, 1997.

HEILBRON, M. et al. Geologia da bacia do rio São Domingos, São José de Ubá, Rio de Janeiro. In. SIMPÓSIO DE GEOLOGIA DO SUDESTE, 9., 2005, Rio de Janeiro. **Resumos...** Rio de Janeiro: DRM-RJ, 2005.

HITZ, O.M. et. al. Application of ash (*Fraxinus excelsior* L.) roots to determine erosion rates in mountain torrents. **Catena**, v. 72, p. 248-258, 2008.

HUMPHRIES, M.S. et al. ^{137}Cs and ^{210}Pb derived sediment accumulation rates and their role in the long-term development of the Mkuze River floodplain, South África. **Geomorphology**, v. 119, p. 88–96, 2010.

KATO, H. et al. Using ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ measurements to estimate soil redistribution rates on semi-arid grassland in Mongolia. **Geomorphology**, v. 114, p.508-519, 2010.

KOIDE, M. et al. $^{228}\text{Th}/^{232}\text{Th}$ and ^{210}Pb geochronologies in marine and lakes sediments. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 37, p. 1171-1187, 1973.

KÖPPEN, W. **Climatologia**. Buenos Aires: Panamericana, 1948. 478p.

LESER, H. et al. Soil erosion in catchment areas of Northwestern Switzerland. Methodological conclusions from a 25-year research programme. **Zeitschrift für Geomorphologie**, v. 46, p. 35–60, 2002.

LIU, H. et al. Constraints from Pb-210 and Be-7 on wet deposition and transport in a global three-dimensional chemical tracer model driven by assimilated meteorological fields. **Journal of Geophysical Research (Atmospheres)**, v. 106, p. 12109-12128, 2001.

LIVENS, F. R., BAXTER, M. S. Chemical associations of artificial radionuclides in Cumbrian soils. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 7, p. 75-86, 1988.

LOUGHRAN, R.J. The measurement of soil erosion. **Progress in Physical Geography**, v.13, p. 216 – 233, 1989.

LUMBRERAS, J. F. et al. **Zoneamento agroecológico do estado do Rio de Janeiro: ano 2003**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 148p. Contém texto e mapa color., escala 1:250.000. (Embrapa Solos. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 33). Disponível em: <<http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/publicacao.html>>.

LUMBRERAS, J. F.; et al. **Macropedoambientes da região noroeste fluminense: uma contribuição ao planejamento ambiental**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004. (Embrapa Solos. Documentos, 64). Disponível em: <<http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/publicacao.html>>.

LUMBRERAS, J. F. et al. Solos da bacia hidrográfica do rio São Domingos, municípios de São José de Ubá e Itaperuna, RJ. In: WORKSHOP INTEGRAÇÃO DE INFORMAÇÕES OBTIDAS NO ÂMBITO DO PROJETO AQUÍFEROS, 2006, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. CD-ROM.

LUMBRERAS, J.F. **Relações Solo-Paisagem no Noroeste do Estado do Rio de Janeiro: Subsídios ao Planejamento de Uso Sustentável em Áreas de Relevo Acidentado do Bioma Mata Atlântica**. 2008. 305p. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MABIT, L. et al. Assessment of erosion in the Boyer River watershed (Canadá) using a GIS oriented sampling strategy and ^{137}Cs measurements. **Catena**, v.71, p. 242-249, 2007.

MABIT, L. et al. Comparative advantages and limitations of the fallout radionuclides ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ and ^7Be for assessing soil erosion and sedimentation. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.99, p.1799-1807, 2008.

MARQUES JR., A.N. et al. Apparent discrepancy in contamination history of a sub-tropical estuary evaluated through ^{210}Pb profile and chronostratigraphical markers. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, p. 532-539, 2006.

MARCHIORO, E. **Modelagem Hidrosedimentológica na Bacia do Córrego Santa Maria: Subsídios à Aplicação de Práticas de Conservação de Água e Solo no Noroeste Fluminense**. 2008. 197p. Tese (Doutorado em Geografia) – Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MARQUES JR., A.N. et al. Apparent discrepancy in contamination history of a sub-tropical estuary evaluated through ^{210}Pb profile and chronostratigraphical markers. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, p. 532-539, 2006.

MATISOFF, G. et al. Soil erosion and sediment sources in na Ohio watershed using Beryllium-7, Cesium-137 and Lead-210. **Journal of Environment Quality**, v. 31, p. 54-61, 2002.

MORAES, M.F. **Estimativa do balanço hídrico na bacia experimental/representativa de Santa Maria/Cambiocó – Município de São José de Ubá – RJ**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007. 233p.

MORGAN, R.P.C. **Topics in applied geography**. New York, 1980. 113p.

MORGAN, R.P.C. **Soil erosion and conservation**. 2^a edição. Essex: Longman, 1995. 198p.

NERY, J.R.C.; BONOTTO, D.M. ^{210}Pb and composition data of near-surface sediments and interstitial waters evidencing anthropogenic inputs in Amazon River mouth, Macapá, Brazil. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.102, p.348-362, 2011.

NETO, J.P.S. et al. Loss and soil deposition estimate by means of cesium 137 concentratio in Rio das Ondas Basin, BA. **Soils and Rocks**, v. 31, n. 3, p. 137-142, 2008.

PATTERSON, L.J. et al. ^{210}Pb and ^{137}Cs Geochronology of the Lake Fausse Point Region of the Lower Atchafalaya Basin. **GCAGS 53rd Annual Convention**, Baton Rouge, Louisiana, p. 668-675, 2003.

PFITZNER, J. et al. ^{137}Cs and excess ^{210}Pb deposition patterns in estuarine and marine sediment in the central region of the Great Barrier Reef Lagoon, north-eastern Australia. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 76, p. 81-102, 2004.

RITCHIE, J. C.; McHENRY, J.R. Application of radiation fallout ^{137}Cs for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review. **Journal of Environmental Quality**, v. 19, p. 215-233, 1990.

ROBBINS, J. A. Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. In: NRIAGU, J. O. (Ed.). **Biogeochemistry of Lead in the environment**. Amsterdam: Elsevier, p. 285 – 293, 1978.

RODRÍGUEZ-BLANCO, M.L. et al. Linking the field to the stream: Soil erosion and sediment yield in a rural catchment, NW Spain. **Catena**, 2010. In Press. Doi: 10.1016/j.catena.2010.09.003.

SADEGHI, S.H.R. et al. Plot sizes dependency of runoff and sediment yield estimates from a small watershed. **Catena**, 2011. In Press. Doi: 10.1016/j.catena.2011.01.003.

SANCHEZ-CABEZA, J.A. et al. Regional calibration of erosion radiotracers (^{210}Pb and ^{137}Cs): atmospheric fluxes to soils (Northern Spain). **Environmental Science & Technology**, v. 41, p. 1324–1330, 2007.

SCHULLER, P. et al. Changes in soil erosion with the shift from conventional tillage to a no-tillage system, documented using ^{137}Cs measurements. **Soil & Tillage Research**, v. 94, p. 183-192, 2007.

SELBY, M.J. **Hillslope materials and processes**. 2ª edição. Orford: Orford University Press, 1993, 451p.

SOUZA, J.M.P.F. **Perda Por Erosão e Características Físico-Hídricas de Latossolo em Função do Preparo do Solo em Oleráceas no Ambiente de Mar de Morros, Paty do Alferes (RJ)**. 2002. 92 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002. 92 p.

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

THEOCHAROPOULOS, S.P. et al. Soil erosion and deposition in a cultivated catchment area in central Greece, estimated using the ^{137}Cs technique. **Soil & Tillage Research**, v. 69, p. 153-162, 2003.

THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate.

Geographical Review, New York, v. 38, n. 1, p. 55-94, 1948.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. The water balance. New Jersey, **Publications in Climatology**, v. 8, n. 1, p. 1-14, 1955. 104p.

TÔSTO, S.G. et al. Características Socioeconômicas da Região Noroeste Fluminense com Ênfase no Município de São José de Ubá. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004. 60p. – (Embrapa Solos. Documentos, n. 66).

TOY, T.J.; FOSTER, G.R.; RENARD, K.G. **Soil erosion: processes, prediction, measurement and control**. Nova York: John & Sons, 2002, 338p.

TUREKIAN, K.K. e GRAUSTEIN, W.C. Natural radionuclides in the atmosphere. In: **The Atmosphere**, KEELING, R.F. (Ed.). Elsevier-Pergamon, Oxford, p. 261-279, 2003.

VENTE, J.; POESEN, J. Predicting soil erosion and sediment yield at the basin scale: scale issues and semi-quantitative models. **Earth-Science Reviews**, v. 71, p.95–125, 2005.

VERBIST, B. et al. Factors affecting soil loss at plot scale and sediment yield at catchment scale in a tropical volcanic agroforestry landscape. **Catena**, v.80, p. 34 – 46, 2009.

WALLING, D.E.; BRADLEY, S.B. The use cesium-137 measurement to investigate sediment delivery from cultivated areas in Devon, UK. **Sediment Budgets**, v. 174, p. 325 – 335, 1988.

WALLING, D.E. et al. Using ¹³⁷Cs measurements to validate the application of the AGNPS and ANSWERS erosion and sediment yield models in two small Devon catchments. **Soil & Tillage Research**, v. 69, p. 27-43, 2003.

WALLING, D.E. et al. Using unsupported lead-210 measurements to investigate soil erosion and sediment delivery in small Zambian catchment. **Geomorphology**, v. 52, p. 193-213, 2003.

WALLING, D.E.; HE, Q. Using Fallout Lead-210 Measurements to Estimate Soil Erosion on Cultivated Land. **Soil Science Society America Journal**, v.63, p. 1404-1412, 1999.

WALLING, D.E.; QUINE, T.A. Use of ¹³⁷Cs measurement to investigate soil erosion on arable field in the UK: potential applications and limitations. **Journal of Soil Science**, v. 42, p. 147- 165, 1991.

WHITE, W.A. et al. A comparison of factors controlling sedimentation rates and wetland loss in fluvial-deltaic systems, Texas Gulf coast. **Geomorphology**, v.44, p. 47-66, 2002.

WILBANKS, T. J.; KATES, R. W. Global Change in Local Places: How Scale Matters. **Climatic Change**, v. 43, p. 601-628, 1999.

ZAJACZKOWSKI, M. et al. Recent changes in sediment accumulation rates in Adventfjorden, Svalbard. **Oceanologia**, v. 46, p. 217-231, 2004.

ZARONI, M.J. **Estimativa da Produção de Sedimentos em Bacias Hidrográficas por Meio do Modelo de Erosão USLE e do Índice de Transferência de Sedimentos – SDR**. 2006. 139 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

ZHANG, X. et al. A preliminary assessment of the potential for using $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ measurement to estimate soil redistribution rates on cultivated slopes in the Sichuan Hilly Basin of China. **Catena**, v. 68, p. 1-9, 2006.

ZAPATA, F. The use of environmental radionuclides as tracers in soil erosion and sedimentation investigations: recent advances and future developments. **Soil & Tillage Research**, v. 69, n.1, p. 3-13, 2003.