INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

Autarquia associada à Universidade de São Paulo

**CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA INORGÂNICA E DISTRIBUIÇÃO VERTICAL
DE RADIONUCLÍDEOS DAS SÉRIES DE DECAIMENTO DO ^{238}U E ^{232}Th E
 ^{40}K EM TESTEMUNHOS DE SEDIMENTO E PERFIS DE SOLO COLETADOS
NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO RESERVATÓRIO DE JUNDIAÍ, ESTADO DE
SÃO PAULO**

PEDRO DO NASCIMENTO GONÇALVES

**Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do grau de
Mestre em Ciências na área de
Tecnologia Nuclear – Aplicações.**

Orientadora: Dra. Sandra Regina Damatto

SÃO PAULO

2019

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES

Autarquia associada à Universidade de São Paulo

**CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA INORGÂNICA E DISTRIBUIÇÃO VERTICAL
DE RADIONUCLÍDEOS DAS SÉRIES DE DECAIMENTO DO ^{238}U E ^{232}Th E
 ^{40}K EM TESTEMUNHOS DE SEDIMENTO E PERFIS DE SOLO COLETADOS
NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DO RESERVATÓRIO DE JUNDIAÍ, ESTADO DE
SÃO PAULO**

PEDRO DO NASCIMENTO GONÇALVES

**Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do grau de
Mestre em Ciências na área de
Tecnologia Nuclear – Aplicações.**

Orientadora: Dra Sandra Regina Damatto

**Versão Corrigida
Versão Original disponível no IPEN**

SÃO PAULO

2019

Fonte de Financiamento: CNEN/IPEN

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho,
para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte

Como citar:

DO NASCIMENTO GONÇALVES, P. ***Caracterização química inorgânica e distribuição vertical de radionuclídeos naturais das séries do ^{238}U e ^{232}Th e ^{40}K em testemunhos de sedimento e perfis de solo coletados na área de influência do reservatório de Jundiaí, estado de São Paulo***. 2019. 152 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo. Disponível em: (data de consulta no formato: dd/mm/aaaa)

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de geração automática da Biblioteca IPEN/USP,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

do Nascimento Gonçalves, Pedro
Caracterização química inorgânica e distribuição vertical
de radionuclídeos naturais das séries do ^{238}U e ^{232}Th e ^{40}K em
testemunhos de sedimento e perfis de solo coletados na área de
influência do reservatório de Jundiaí, estado de São Paulo /
Pedro do Nascimento Gonçalves; orientadora Sandra Regina
Damatto. -- São Paulo, 2019.
152 p.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em
Tecnologia Nuclear (Aplicações) -- Instituto de Pesquisas
Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2019.

1. Geoquímica. 2. reservatórios. 3. radiação natural. 4.
elementos traço. 5. elementos maiores. I. Regina Damatto,
Sandra, orient. II. Título.

*Dedico este trabalho ao meu grande amigo e colega de trabalho
Thiago Oliveira. A sua superação e força de vontade de viver
são insuperáveis.*

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN, por oferecer toda a infraestrutura necessária para o desenvolvimento do meu projeto. Gostaria de agradecer também à Comissão Nacional de Energia Nuclear, CNEN, pela bolsa de estudo fornecida durante a realização desta pesquisa.

À Dra. Sandra Regina Damatto, pela orientação, e principalmente pela amizade e confiança construída desde a minha entrada no Instituto em 2014, onde tive a oportunidade de realizar a minha iniciação científica.

À minha namorada, Giovana Victória, por todo o companheirismo e amizade durante todos os anos de namoro, e também por todo o suporte dado nos momentos de maior dificuldade e baixo astral.

À minha família pelo apoio durante todas as fases do projeto. Pessoas como as minhas avós, Sylvia e Sônia; minha mãe, Renata; meu pai, Rubens; meus avôs, Rubens e Ramalho e meus irmãos, André e Isabel foram muito importantes para que eu contasse com a força necessária para dar continuidade nos meus estudos. Gostaria de agradecer a todas as minhas tias, tios e primos.

Ao Dr. Lucio Leonardo e ao Msc. Joseilton Marques, que prestaram uma ajuda essencial durante a fase de coleta das amostras e também por todas as conversas e conselhos. Gostaria de agradecer também ao 3º Pelotão da Polícia Militar Ambiental de Mogi das Cruzes por garantir a segurança do trabalho de campo.

Ao Dr. Marcelo Francis Máduar por todos os conselhos e ajuda com o desenvolvimento do trabalho, sendo de essencial ajuda na correção do seminário de área.

Ao Dr. Marcelo Bessa Nisti e ao Msc. Luiz Flávio Teixeira por toda a ajuda prestada com os equipamentos do Laboratório de Radiometria Ambiental.

Aos amigos de laboratório Carlos Eduardo, Arthur Meneghini, Amanda Prilip, Thiago Oliveira e Denise Sanny por todos os momentos de divertimento e ajuda dentro do laboratório.

Aos meus grandes amigos Victor Chamas, Guilherme Alvim, Júlio Genta, Victor Melly, Gunther Stanjek, Thomas Eckert e Fernando Braz por todos os momentos de companheirismo, de conversas e por todo o apoio moral durante grande parte da minha vida.

Aos professores Wanderlei Paganini, Raphael Hypolito, Olívio Pereira, Edson Gonçalves, Renato Semmler, Alberto Todo, Roberto Vicente, José Cláudio Dellamano, Paulo Lainetti, Thadeu Conti, Afonso Aquino, Marcelo Francis e as professoras Márcia Campos, Bárbara Mazzili, Martha Vieira e Mitiko Saiki. O conteúdo lecionado por vocês foi de extrema importância para a minha formação como cientista durante o período de pós-graduação.

Aos colegas do Laboratório de Radiometria Ambiental: Gustavo de Freitas, Levi Francisco, André Rodrigo, Fernanda Cavalcante, Marcos Medrado, Paulo Renê, Cátia Saueia, Brigitte Pecequilo, Aline Ramos, Vera Lúcia Isiki, Laíssa Bonifácio e todas as outras pessoas que conviveram comigo durante todos esses anos no IPEN.

"Se a educação sozinha não transforma a sociedade, sem ela tampouco a sociedade muda."
Paulo Freire

"En un solo corazón, no cabe todo lo que vivo."
Vicente Amigo

"A história da sociedade até aos nossos dias é a história da luta de classes."
Karl Marx

"Savor what you feel and what you see, things that may not seem important now, but may be tomorrow."
Chuck Schuldiner

RESUMO

Gonçalves, P. N. **Caracterização química inorgânica e distribuição vertical de radionuclídeos naturais das séries do ^{238}U e ^{232}Th e ^{40}K em testemunhos de sedimento e perfis de solo coletados na área de influência do reservatório de Jundiaí, estado de São Paulo.** 2019. 152p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear – Aplicações) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN – CNEN/SP. São Paulo.

O reservatório de Jundiaí, localizado no estado de São Paulo, é um dos reservatórios de água que integram o SPAT – Sistema Produtor do Alto Tiête. A presença de poluentes no solo e no sedimento do manancial é um dos parâmetros para a avaliação da contaminação ambiental, que por sua vez pode afetar a qualidade da água do reservatório. O objetivo desta dissertação foi determinar as concentrações de elementos maiores e traços e as concentrações de atividade de radionuclídeos naturais em perfis de solo e testemunhos de sedimento do reservatório de Jundiaí. Os elementos traço As, Br, Co, Cr, Cs, Hf, Rb, Sb, Sc, Ta, Cd, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu e Se e os elementos maiores Fe, K e Na foram determinados por Análise por Ativação com Nêutrons Instrumental (INAA); os radionuclídeos naturais das séries de decaimento do ^{238}U e ^{232}Th e o radionuclídeo ^{40}K foram determinados por espectrometria gama. Avaliou-se também o fator de enriquecimento dos elementos maiores e traço utilizando os valores de referência de concentração na Crosta Continental Superior (CCS). Os parâmetros físico-químicos das amostras de solo e sedimento foram determinados com o intuito de verificar a influência que eles desempenham na disponibilidade dos radionuclídeos e elementos traço no solo e sedimento. Os elementos As e Br apresentaram enriquecimento que variaram de moderado até significativo nos perfis de solo e testemunhos de sedimento. O elemento Se apresentou enriquecimento significativo nos três testemunhos de sedimento analisados; as concentrações médias obtidas nos três testemunhos foram $5,4 \text{ mg.kg}^{-1}$, $2,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $2,2 \text{ mg.kg}^{-1}$. Esse elemento é considerado um elemento potencialmente tóxico (EPT) e pode ocasionar efeitos adversos à biota quando em concentrações elevadas. O radionuclídeo ^{232}Th apresentou valores de concentração de atividade que ultrapassaram os valores de referência do UNSCEAR (*United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*) em todos os compartimentos analisados; os radionuclídeos ^{238}U e ^{226}Ra também apresentaram valores mais altos que os níveis de referência do UNSCEAR em parte dos perfis e testemunhos analisados.

Palavras chave: Geoquímica, reservatórios, radiação natural, elementos traço, elementos maiores, contaminação, solo, sedimento.

ABSTRACT

Gonçalves, P. N. **Inorganic chemical characterization and vertical distribution of natural radionuclides from ^{238}U and ^{232}Th series and ^{40}K determined in sediment cores and soil profiles collected in the catchment area of Jundiai reservoir, state of Sao Paulo.** 2019. 152p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear – Aplicações) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN – CNEN/SP. São Paulo

Jundiai reservoir, located in the state of São Paulo, is part of the Alto Tietê Producer System - SPAT, which is responsible for the water supply of the east region of the city and the metropolitan area of Sao Paulo. The analysis of the soil and sediment quality is an important subject for the examination of environmental pollution. This paper had a purpose to evaluate the concentrations of trace and major elements and the activities concentrations of the natural radionuclides from ^{238}U and ^{232}Th series and ^{40}K in soil profiles and sediment cores collected in the catchment of Jundiai reservoir. The trace elements As, Br, Co, Cr, Cs, Hf, Rb, Sb, Sc, Ta, Cd, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu and Se, and the major elements Fe, Na, and K were determined by Instrumental Neutron Activation Analysis (INAA); the natural radionuclides from ^{238}U and ^{232}Th series and ^{40}K were evaluated by gamma spectrometry. The enrichment factor of each element was calculated according to the concentration of the elements in the Upper Continental Crust (UCC). The physical-chemical parameters of the samples of soil and sediment were determined to establish a correlation with the distribution and availability of the radionuclides and elements. The elements As and Br presented a moderate to significant enrichment at both soil profiles. The enrichment of the element Se, which is considered a Potential Toxic Element (PTE), was significant in all of the three sediment cores collected, and this could represent a risk to the reservoir water quality; the obtained average concentrations of this element in the three sediment cores was $5,4 \text{ mg.kg}^{-1}$, $2,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $2,2 \text{ mg.kg}^{-1}$. The radionuclide ^{232}Th showed higher levels of activity concentrations when compared to the reference level establish by UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) in all soil profiles and sediment cores. The radionuclides ^{238}U and ^{226}Ra presented activities concentrations that have exceeded the values of UNSCEAR in part of the sediment cores and soil profiles analyzed.

Keywords: Geochemistry, reservoirs, natural radiation, trace elements, major elements, contamination, soil, sediment.

SUMÁRIO

Página

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 Considerações teóricas	19
1.1.1 Formação do Planeta Terra e a evolução dos minerais - breve histórico	19
1.1.2 Interação do solo e sedimento com a água	24
1.1.3 Elementos Traço	31
1.1.4 Os radionuclídeos naturais	34
1.1.5 Reservatórios de água	40
1.2 Contextualização da área de estudo	42
1.2.1 A Bacia Hidrográfica Alto Tietê	42
1.2.2 Reservatório de Jundiá	47
1.3 Justificativa do trabalho.....	50
2 OBJETIVOS.....	52
3 PARTE EXPERIMENTAL	53
3.1 Coleta e pré-tratamento das amostras	53
3.1.1 Solo	54
3.1.2 Sedimento	55
3.2 Metodologia analítica	57
3.2.1 Análise granulométrica	57
3.2.2 Estimativa do teor de matéria orgânica – M.O	57
3.2.3 Densidades real e aparente e Porosidade Total – P.T	58
3.2.4 Determinação do potencial hidrogeniônico - pH	60
3.2.5 Espectrometria gama	62
3.2.6 Análise por ativação com nêutrons instrumental (INAA)	68
3.2.7 Fator de Enriquecimento (FE)	79
3.2.8 Análise estatística	80

4 RESULTADOS	82
4.1 Solo.....	82
4.1.1 Granulometria e textura	82
4.1.2 Matéria orgânica (M.O)	83
4.1.3 Densidades real e aparente e porosidade total	84
4.1.4 Potencial hidrogeniônico (pH)	85
4.1.5 Radionuclídeos naturais	87
4.1.6 Análise de Componentes Principais (PCA)	88
4.1.7 Elementos traço e maiores	90
4.1.8 Fator de enriquecimento (FE)	94
4.1.9 Análise de correlação de Pearson	95
4.2 Sedimento	98
4.2.1 Granulometria e textura	98
4.2.2 Matéria orgânica – M.O	99
4.2.3 Radionuclídeos naturais	100
4.2.4 Análise dos Componentes Principais (PCA)	103
4.2.5 Elementos traço e maiores	105
4.2.6 Fator de enriquecimento – FE	110
4.2.7 Análise de correlação de Pearson	112
5 DISCUSSÃO.....	116
5.1 Solo.....	116
5.1.1 Concentração de atividade dos radionuclídeos	116
5.1.2 Concentração de elementos maiores	117
5.1.3 Concentração dos demais elementos traço	118
5.2 Sedimento	122
5.2.1 Concentração de atividade dos radionuclídeos	122
5.2.2 Concentração dos elementos maiores	123
5.2.3 Concentração dos elementos traço	124
6 CONCLUSÃO	127

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	130
APÊNDICE A.....	138
APÊNDICE B.....	140
APÊNDICE C.....	143
APÊNDICE D.....	147

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1 – Abundância relativa dos elementos no universo em função do número atômico (Z).....	20
Figura 2 - Composição química da Terra e da crosta terrestre.....	21
Figura 3 - Estabilidade relativa de alguns dos principais minerais ao intemperismo....	26
Figura 4 - Perfil de alteração ou perfil de solo típico.....	27
Figura 5 - Ciclo hidrológico e a relação com os compartimentos do meio ambiente....	30
Figura 6 - Série de decaimento do ^{238}U , produtos de decaimento e tempo de meia vida dos radionuclídeos associados	38
Figura 7 - Série de decaimento do ^{232}Th , produtos de decaimento e tempo de meia vida dos radionuclídeos associados.....	39
Figura 8 - Área de abrangência da bacia hidrográfica do Alto Tietê	44
Figura 9 - Reservatórios que compõem o SPAT – Sistema Produtor do Alto Tietê	45
Figura 10 - Imagem de satélite do reservatório de Jundiaí, estado de São Paulo	47
Figura 11 - Mapa da geodiversidade da área de estudo	48
Figura 12 - Localização dos pontos de coleta 1, 2 e 3, em vermelho, roxo e amarelo, respectivamente.	53
Figura 13 - Imagens da coleta dos perfis de solo. (1) Abertura da trincheira. (2a) Amostragem do primeiro perfil e a distribuição dos horizontes do solo. (2b) Amostragem do segundo perfil e a distribuição dos horizontes do solo. (3) Acondicionamento das amostras	54
Figura 14 - (1) Secagem das amostras. (2) Peneira de 10 mesh (2,00 mm). (3) Quarteamento das amostras (4) Almofariz e pistilo e peneira de 115 mesh (0,125 mm).	55
Figura 15 - Coleta e abertura dos testemunhos de sedimento	56
Figura 16 - Sistema de detecção por espectrometria gama de alta resolução	64
Figura 17 - Representação esquemática do princípio da análise por ativação com nêutrons instrumental.	70
Figura 18 - Valores de Z obtidos na análise do material de referencia SL3, utilizando SRM 2711 ^a e SRM 2702 como padrões	78
Figura 19 - Valores de Z obtidos na análise do material de referencia SRM 2711 ^a , utilizando SL3 e SRM 2702 como padrões	78
Figura 20 - Valores de Z obtidos na análise do material de referencia SRM 2702, utilizando SL3 e SRM 2711 ^a como padrões	78
Figura 21 - Classificação da Textura dos perfis de solo segundo a USDA-NRCS.....	82

Figura 22 - Granulometria do perfil JUSO1	83
Figura 23 - Granulometria do perfil JUSO2	83
Figura 24 - Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq kg ⁻¹ , em função da profundidade, em cm, no perfil JUSO1	87
Figura 25 - Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq kg ⁻¹ , em função da profundidade, em cm, no perfil JUSO2	88
Figura 26 - PCA entre a concentração de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos de JUSO1	89
Figura 27 - PCA entre a concentração de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos de JUSO2	89
Figura 28 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg.kg ⁻¹ , em função da profundidade, em cm, no primeiro perfil de solo (JUSO1)	92
Figura 29 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg.kg ⁻¹ , em função da profundidade, em cm, no segundo perfil de solo (JUSO2)	93
Figura 30 - FE médio dos elementos traço e maiores no perfil JUSO1	94
Figura 31 - FE médio dos elementos traço e maiores no perfil JUSO2	94
Figura 32 - Correlação de Pearson entre a concentração dos elementos traço e maiores, concentração de argila, porosidade total (P.T), pH em CaCl ₂ , ΔpH e matéria orgânica (M.O) em JUSO1	96
Figura 33 - Correlação de Pearson entre a concentração dos elementos traço e maiores, concentração de argila, porosidade total (P.T), pH em CaCl ₂ , ΔpH e matéria orgânica (M.O) em JUSO2	97
Figura 34 - Classificação da Textura dos três testemunhos de sedimento segundo a USDA-NRCS	98
Figura 35 - Granulometria do testemunho JUSE1	99
Figura 36 - Granulometria do testemunho JUSE2	99
Figura 37 - Granulometria do testemunho JUSE3	99
Figura 38 - Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq kg ⁻¹ , em função da profundidade, em cm, no testemunho JUSE1	101
Figura 39 - Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq kg ⁻¹ , em função da profundidade, em cm, no testemunho JUSE2	102
Figura 40 - Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq kg ⁻¹ , em função da profundidade, em cm, no testemunho JUSE3	102
Figura 41 - PCA entre a concentração de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos de JUSE1	103
Figura 42 - PCA entre a concentração de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos de JUSE2	104

Figura 43 - PCA entre a concentração de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos de JUSE3	104
Figura 44 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, do testemunho JUSE1	107
Figura 45 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, do testemunho JUSE2	108
Figura 46 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, do testemunho JUSE3	109
Figura 47 - FE médio dos elementos traço e maiores em relação à concentração na Crosta Continental Superior (CCS) de JUSE1	111
Figura 48 - FE médio dos elementos traço e maiores em relação à concentração na Crosta Continental Superior (CCS) de JUSE2	111
Figura 49 - FE médio dos elementos traço e maiores em relação concentração na Crosta Continental Superior (CCS) de JUSE3	111
Figura 50 - Correlação de Pearson entre a concentração dos elementos traço e maiores, concentração de argila e matéria orgânica (M.O) em JUSE1.	113
Figura 51 - Correlação de Pearson entre a concentração dos elementos traço e maiores, concentração de argila e matéria orgânica (M.O) em JUSE2.	114
Figura 52 - Correlação de Pearson entre a concentração dos elementos traço e maiores, concentração de argila e matéria orgânica (M.O) em JUSE3.	115

LISTA DE TABELAS

Página

Tabela 1- Pontos de amostragem, coordenadas geográficas, data de coleta, matrizes coletadas, profundidade e denominação dos perfis de solo e testemunhos de sedimento	54
Tabela 2 - Principais picos de energia dos radionuclídeos analisados.....	65
Tabela 3 - Limites de detecção dos radionuclídeos ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{228}Ra , ^{228}Th e ^{40}K	68
Tabela 4 - Limites de detecção dos elementos analisados por INAA, em mg kg^{-1} , para os materiais de referência SL3, SRM 2711a e SRM 2702 e energias dos fotopicos dos elementos analisados	73
Tabela 5 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg.kg^{-1} , no material de referência certificado Lake Sediment – SL3, utilizando SRM 2711 ^a e SRM 2702 como padrões	74
Tabela 6 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg.kg^{-1} , no material de referência certificado Montana Soil II – SRM 2711 ^a , utilizando SL3 e SRM 2702 como padrões	75
Tabela 7 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg.kg^{-1} , no material de referência certificado Inorganic Marine Sediment – SRM 2702, utilizando SL3 e SRM 2711a como padrões	76
Tabela 8 - Critérios para enquadramento do Fator de Enriquecimento	80
Tabela 9 - Percentuais de matéria orgânica obtidos pelo método de Perda de Massa por Ignição (PMI) dos dois perfis de solo.....	84
Tabela 10 - Densidade e porcentagem de porosidade total (P.T) dos perfis de solo.....	85
Tabela 11 - Resultados d potencial hidrogeniônico (pH) dos dois perfis de solo.....	86
Tabela 12 - Percentuais de matéria orgânica obtidos pelo método de Perda de Massa por Ignição (PMI) dos três testemunhos de sedimento	100

1 INTRODUÇÃO

A industrialização e a crescente urbanização, principalmente em países em desenvolvimento econômico levam, em muitos casos, a um crescimento desordenado, colocando em risco a saúde do homem e o meio ambiente. O desenvolvimento de grandes centros urbanos está normalmente associado às dificuldades de planejamento, sejam elas de origem administrativa ou financeira. Os serviços de saneamento básico, distribuição de água, coleta e tratamento de esgoto, disposição final de resíduos, entre outros, são considerados essenciais para a integridade dos habitantes e para a preservação do meio ambiente. Como resultado da falta de eficiência desses serviços destaca-se a poluição dos ambientes aquático, terrestre e aéreo. (ROCHA, 2012).

A água é a substância mais importante para o desenvolvimento da vida e da sobrevivência humana, uma vez que desde os primórdios da vida no planeta Terra e da história da espécie humana, a água sempre foi essencial (RIBEIRO, 2014). À medida que a ameaça da escassez de água aumenta, o uso da mesma vem sendo tema no debate de políticas públicas, pois o ciclo hidro geológico global é o grande responsável por controlar a oferta de água. Grande parte da água que é utilizada pelos seres vivos é doce, entretanto essa parcela de água representa apenas 4,04% do total de água em nosso planeta. As águas que estão disponíveis para o abastecimento humano são aquelas provenientes de rios, lagos e água subterrânea, que correspondem a uma parcela de aproximadamente 1,06% do total de água doce do planeta Terra (GROTZINGER *et al.*, 2006).

Os reservatórios de água ou represas são lagos artificiais formados através da atividade humana sobre os rios. A crescente demanda por água e energia elétrica ocasionou a construção de inúmeros reservatórios de água no território nacional (STRASKRABA; TUNDISI, 2013).

A construção dos reservatórios de água, no entanto, ocasiona alterações em todo o ecossistema local. A barreira física provoca o deslocamento dos organismos, proporcionando alterações na composição das espécies em todo o rio. Um rio e as espécies que o habitam só existem devido

à vazão, quantidade e natureza do sedimento que é deslocado e pela composição da matéria que compõe o leito e as margens do mesmo. A diminuição do transporte de sedimento e nutrientes ocasiona a perda do habitat para diversas espécies, pois isso leva a um impacto considerável na morfologia dos rios (CMR, 2000).

A sociedade é extremamente dependente da água para o desenvolvimento econômico e para a sobrevivência. Entretanto, a má utilização deste recurso, através do despejo de resíduos sólidos e líquidos nos corpos hídricos e nos mananciais de rios, lagos e represas, tem provocado uma contínua e sistemática degradação e perdas significativas em quantidade e qualidade desta água. Em decorrência disso pode-se afirmar que a preservação dos recursos hídricos é essencial (TUNDISI, 2003; RIBEIRO, 2014).

A qualidade da água armazenada em um reservatório tornou-se de grande importância nas últimas décadas devido ao aumento da degradação ambiental dos solos desses mananciais. A construção de moradias nas margens e também os diversos usos dos reservatórios, como por exemplo, área de recreação lacustre (atividades de natação, canoagem, vela, pesca) e atividades agrícolas contribuem para a degradação do solo nos mananciais dessas represas. Muitos fatores influenciam na qualidade das águas de um reservatório, como as bacias hidrográficas que o formam, as vazões dos afluentes, fatores naturais, como clima, precipitação e vegetação, e atividades humanas, pois um reservatório se comporta como um coletor de todas as atividades que possam ocorrer no seu manancial (TUNDISI; TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011).

O solo e as atividades humanas a montante dos reservatórios são fatores que podem influenciar na qualidade de suas águas. Os poluentes contidos no solo podem chegar aos corpos hídricos por processos de erosão como o deflúvio superficial ou por percolação da água de chuva através do solo, atingindo o lençol freático. Os níveis de poluição de um reservatório são afetados pelas vazões, pois grandes vazões diluem poluentes e podem também aumentar a erosão (TUNDISI; TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011).

O resultado da interação de todos os processos que podem ocorrer em um sistema lacustre é o sedimento, sendo este considerado um dos compartimentos mais importantes dos ecossistemas aquáticos, e também importante na avaliação da intensidade e formas de impactos que estes ecossistemas estão ou estiveram submetidos (ESTEVES, 2011)

As matrizes ambientais (solo, sedimento, água) têm como característica comum a presença da radiação natural proveniente das séries de decaimento do ^{238}U e ^{232}Th e de outros radionuclídeos como o ^{40}K e o ^{14}C . A dieta e a inalação são os meios que esta pode entrar no corpo humano por vias de exposição como, exposição externa, quando o indivíduo é apenas exposto à radiação sem incorporar o radionuclídeo, inalação de particulados, ingestão do solo, ingestão de água subterrânea, ingestão alimentar e absorção dérmica (BONOTTO, 2011)

Essa radiação passa a ter importância radiológica quando sua concentração está acima dos níveis médios naturais. A concentração maior pode ser proveniente de processos naturais, ou artificiais. As atividades antropogênicas também afetam a concentração dos radionuclídeos no solo, na água e no ar, bem como na flora e na fauna da região. Fertilizantes podem enriquecer o solo com o radionuclídeo ^{40}K e com os radionuclídeos das séries de decaimento do ^{238}U e ^{232}Th , provenientes do minério (rocha fosfática) usado como base na fabricação de fertilizantes industriais (NENADOVIĆ *et al.*, 2012).

Os radionuclídeos naturais entram na cadeia alimentar pela erosão das margens e leito dos rios, diluindo, assim, os mesmos presentes no solo. Se o rio é usado para captação da água e posterior consumo, então os radionuclídeos diluídos no mesmo acabam sendo ingeridos pelo ser humano (MADRUGA *et al.*, 2014).

Neste trabalho foi avaliada a concentração de elementos químicos estáveis e radioativos em amostras de solo e de sedimento do reservatório de Jundiaí.

1.1 Considerações teóricas

1.1.1 Formação do Planeta Terra e a evolução dos minerais - breve histórico

Os elementos químicos sempre estiveram presentes na composição da Terra, pois toda a matéria formadora do planeta era composta por eles. A origem do sistema solar ainda não é tratada de forma unânime pela comunidade científica; neste cenário, a teoria mais aceita é a hipótese do filósofo alemão Immanuel Kant, que sugeriu que a origem do sistema solar foi decorrente de uma nebulosa¹. O primeiro estágio da formação do sistema solar pode ter se iniciado através da rotação e contração dessa nuvem de poeira e gás, a qual formou um disco achatado com alta velocidade de rotação, o que concentrou a matéria no ponto de singularidade², no qual se encontra o proto-Sol (GROTZINGER *et al.*, 2006).

Há aproximadamente 4,5 bilhões de anos, deram-se origem a milhares de planetesimais³ no disco de poeira e gás que permaneceu em rotação ao redor do proto-Sol (HAZEN, 2010). Os planetas interiores ou terrestres se originaram a partir de colisões de planetesimais pela ação gravitacional; essa hipótese é considerada a Teoria da Acreção.

O planeta Terra, inicialmente homogêneo em sua composição (esfera densa e rochosa), sofreu um processo de diferenciação, isto é, a transformação de blocos aleatórios em camadas concêntricas e distintas uma das outras. Acredita-se que o primeiro estágio da diferenciação foi devido a colisões violentas entre a Terra recém-formada e corpos de grandes planetesimais (GIRARD, 2010). Durante o período de acreção terrestre, um corpo com aproximadamente o tamanho de Marte (Téia) colidiu com a Terra, e detritos de rocha basáltica foram ejetados para o espaço, os quais foram condensados para formar a Lua (GROTZINGER *et al.*, 2006).

Durante esse período de colisões, grande parte da energia cinética foi convertida em calor. A energia da colisão da Terra com Téia pode ser

¹ Nebulosas são nuvens de poeira e gás, que representam a maior parte da massa do Universo.

² O ponto de singularidade representa o ponto exato onde a estrela está localizada.

³ Planetesimais são pequenos corpos resultantes da aglutinação de poeiras constituídas por diferentes minerais.

comparada com a energia produzida por um milhão de toneladas de TNT (trinitrotolueno), sendo esta energia suficiente para fundir grande parte do que restou da Terra após esse violento impacto. Outro fator que contribuiu significativamente para o aquecimento terrestre foi a energia liberada pelo processo de decaimento dos elementos radioativos presentes na composição química da Terra. Após a fusão das rochas pré-existentes formou-se um oceano de lava, onde o material mais denso, composto predominantemente por ferro e níquel mergulhou para o interior para formar o núcleo. Já os materiais mais leves emergiram para formar a crosta, a qual é separada do núcleo pelo manto terrestre (GROTZINGER *et al.*, 2006).

Os dados digitais do astrofísico AGW Cameron fornecem uma aproximação sobre a composição química do universo. O gráfico apresentado na Figura 1 descreve a abundância relativa dos elementos químicos em relação ao número atômico (Z). A abundância dos elementos diminui exponencialmente com o aumento de Z , com exceção aos elementos Li, B e Be, que apesar de apresentarem Z baixo, são pouco abundantes no universo. Os elementos com número atômico par apresentam picos de abundância, como é o exemplo do Fe.

Figura 1 – Abundância relativa dos elementos no universo em função do número atômico (Z).

Fonte: CAMERON (2013).

Os elementos que formam gases (H, He, C, N, O, entre outros) possuem maior abundância no universo. Os planetas exteriores foram formados pela condensação de gases da parte externa e fria da nebulosa solar. Os planetas interiores ou rochosos se originaram através da condensação de óxidos refratários e metais, os quais resistiram a grandes temperaturas da parte interna e próxima ao proto-Sol da nebulosa solar (GROTZINGER *et al.*, 2006).

A composição química da Terra varia de acordo com as camadas de sua estrutura interna. A tabela periódica conta com mais de cem elementos químicos distintos⁴, entretanto apenas oito constituem 99% da massa terrestre, sendo estes classificados como elementos formadores de rochas ou elementos maiores, onde se incluem o Fe, O, Si, Mg, Al, Ca, Na e K (GROTZINGER *et al.*, 2006). Na Figura 2 é apresentada a composição química da crosta terrestre em comparação com a composição química da Terra por inteiro.

Figura 2 - Composição química da Terra e da crosta terrestre

Fonte: GROTZINGER *et al.*, (2006)

A parte inorgânica da crosta terrestre é formada pelos minerais, que são compostos cristalinos, inorgânicos, naturais e com arranjos atômicos organizados em um conjunto de unidades repetidas (GIRARD, 2010). Os primeiros sólidos minerais foram formados após a expansão e o resfriamento dos invólucros estelares gasosos, sendo estes denominados “minerais cerâmicos”, onde se incluem a moissanita (carboneto de silício), a osbornita (nitreto de titânio) e alguns óxidos e silicatos. Atualmente são conhecidas mais

⁴ Os elementos químicos, com exceção do hidrogênio, hélio e lítio que foram formados na grande explosão (Big Bang), foram sintetizados e espalhados no espaço a partir de explosões de estrelas gigantes (supernovas) (HAZEN, 2010)

de 4,4 mil espécies de minerais no planeta Terra, entretanto grande parte deles formou-se no decorrer da evolução terrestre, sendo que a existência de alguns deles está vinculada ao surgimento da vida no planeta. (HAZEN, 2010).

Alguns minerais sempre estiveram presentes na estrutura da Terra, pois foram formados nos planitesimais que deram origem ao planeta, como é o caso da olivina ($(\text{Mg,Fe})_2\text{SiO}_4$) e do zircão (ZrSiO_4). Exemplos de meteoritos são evidências da presença desses minerais, pois os mesmos foram encontrados em antigos meteoritos condriticos (formados por côndrulos de silicatos). Alguns cristais de olivina puderam ser encontrados em meteoritos como o palasito, por exemplo. Outros minerais primitivos que foram sintetizados após a ignição estelar também estiveram presentes na composição dos planitesimais. Isso ocorreu quando as ondas de calor do Sol derreteram e mesclaram alguns elementos, possibilitando assim a formação de cristais; dentre eles estão algumas ligas de ferro-níquel, alguns fosfetos e sulfetos e uma grande fração de óxidos e silicatos (HAZEN, 2010).

A superfície primitiva terrestre apresentava vários elementos que são denominados traço, como urânio, tório, berílio, ouro, arsênio, chumbo, entre outros, e estes quando concentrados, eram capazes de formar diversos minerais. No entanto, o impacto com Téia misturou as camadas externas da Terra, o que dispersou esses elementos com abundância rara, impossibilitando que os mesmos formassem cristais separados. Os minerais formaram-se gradativamente durante o período Éon Hadeano⁵, pois houve uma constante solidificação e derretimento da crosta rochosa composta basicamente por basalto negro. Os processos de erosão que já ocorriam desde a época em que a atmosfera e os oceanos eram primitivos, também foram responsáveis por cristalizar alguns minerais, pois as interações entre a água e as rochas concentraram alguns elementos químicos (HAZEN, 2010).

O aquecimento do planeta Terra possibilitou a fusão parcial do basalto da crosta rochosa, o que resultou na formação de diversos tipos de rochas ígneas, entre elas os compostos granitoides. Os granitos são rochas ígneas félsicas caracterizadas pela mistura de minerais com granulação

⁵ Período inicial da formação da Terra.

grossa, sendo o quartzo (SiO_2), os feldspatos e as micas os principais minerais dessas rochas. O derretimento dos granitos possibilitou a aglomeração de elementos raros, os quais não se encaixavam na composição cristalográfica dos minerais primitivos, o que resultou na formação de outras rochas, as quais eram compostas de grandes cristais de elementos raros como o lítio, berílio, boro, cério, tântalo, urânio, entre outros (HAZEN, 2010).

A diversidade mineral da Terra também aumentou com a formação das placas tectônicas. A atividade tectônica modificou as cadeias vulcânicas, onde uma nova crosta era gerada nos limites divergentes, enquanto a crosta antiga atingia as zonas de subducção e assim retornando para o manto. As rochas que atingiram essa zona também sofreram fusão parcial, o que concentrou mais elementos químicos para formar novos minerais, entre eles os sulfetos, que atualmente formam as maiores jazidas de metais do planeta. As forças tectônicas soergueram rochas profundas para a superfície, possibilitando a criação de reservas de minerais que se cristalizam em altas pressões, como é o caso da jadeíta ($\text{NaAlSi}_2\text{O}_6$) (HAZEN, 2010).

O surgimento da biosfera, a qual era composta por oceanos e uma atmosfera, também modificou o ambiente terrestre, viabilizando a síntese de novos minerais. Os organismos primitivos da Terra produziam oxigênio, o qual era incorporado em óxidos de ferro e o carbonato de cálcio. O surgimento dos primeiros organismos fotossintéticos desencadeou o evento conhecido como “Grande Evento de Oxidação”, período em que a concentração de oxigênio na atmosfera aumentou gradativamente, modificando a estrutura mineralógica da Terra (HAZEN, 2010).

O surgimento de organismos pluricelulares, bem como as plantas que foram seguidas pelos animais foi determinante para a modificação mineralógica da Terra. Os minerais como a aragonita e a calcita (CaCO_3) foram precipitados através de processos biológicos. Os fungos também desempenharam seu papel na diversificação mineral, uma vez que estes organismos permitem a decomposição química, o que aumentou consideravelmente a erosão de rochas, possibilitando assim, a produção acelerada de minerais argilosos. A água foi uma substância imprescindível para

evolução mineral (HAZEN, 2010), pois desempenha papel fundamental no intemperismo de rochas, o qual é um processo que sintetiza os argilominerais, que são um dos principais componentes estruturais dos materiais friáveis, como o solo e o sedimento.

1.1.2 Interação do solo e sedimento com a água

1.1.2.1 Solo

O solo é produto do intemperismo químico e físico que ocorre nas rochas que afloraram na superfície terrestre pelos processos de soerguimento e denudação. O intemperismo físico fragmenta as rochas por processos mecânicos, enquanto o intemperismo químico é o responsável pelo perfil de alteração da rocha através da decomposição química. A pedogênese ocorre quando as modificações químicas, mineralógicas e estruturais da rocha permitem a transferência dos minerais formadores de solo, tais quais os argilominerais e oxi-hidróxidos de ferro (goethita) e alumínio (gibbsita) (TEIXEIRA *et al.*, 2000).

A taxa de intemperismo de uma determinada rocha é controlada por diversos fatores, como as propriedades estruturais da rocha matriz e a solubilidade de seus minerais, fatores climáticos como a chuva e a temperatura, a presença ou ausência de solo e vegetação e a topografia. O solo é composto por fragmentos de rocha, argilominerais formados pelo intemperismo químico e matéria orgânica produzida pelos organismos vivos que o habitam. A produção do solo é um processo de retroalimentação positiva, pois o solo retém a água de chuva permitindo o desenvolvimento de vegetais e bactérias, os quais favorecem o intemperismo biológico. Além disso, esses organismos geram um ambiente ácido, o que possibilita o intemperismo químico (GROTZINGER *et al.*, 2006).

O feldspato potássico ou ortoclásio (KAlSi_3O_8) é o mineral mais abundante da crosta terrestre e sua alteração ocorre de maneira similar a muitos outros tipos de silicatos. O ortoclásio sofre hidrólise e os íons K^+ e a sílica (SiO_2) são dissolvidos e ficam na solução do solo, enquanto o feldspato sólido é transformado em um argilomineral, a caolinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) – expressão (1). O dióxido de carbono dissolvido na água é de suma importância

para o intemperismo químico, pois o ácido carbônico formado pela reação do dióxido de carbono com água se ioniza formando íons bicarbonato (HCO_3^-) e o cátion hidrogênio (H^+) – expressão (2). A água levemente ácida devido à ionização do ácido carbônico é a que possibilita a alteração do ortoclásio (GROTZINGER *et al.*, 2006).

O elemento Fe é um dos oito elementos mais abundantes na crosta terrestre e é encontrado no meio ambiente em diversos minerais, inclusive nos silicatos, como o piroxênio ((Mg, Fe, Ca, Al) SiO_3), a olivina ((Mg, Fe) $_2\text{SiO}_4$), o anfibólio ((Mg, Fe, Ca, Al) $\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$) e a biotita ((K, Mg, Fe, Al) $\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$), na forma de cátion ferroso (Fe^{2+}). O ferro liberado pela dissolução desses minerais é oxidado pelas moléculas de oxigênio, formando o cátion férrico (Fe^{3+}), o qual precipita na forma de óxido de ferro (Fe_2O_3 – hematita) ou óxi-hidróxido de ferro ($\text{FeO}(\text{OH})$ – goethita) (HYPOLITO *et al.*, 2011). Os óxidos e oxi-hidróxidos de ferro vermelhos e marrom são os responsáveis pela coloração avermelhada de diversos tipos de solos (GROTZINGER *et al.*, 2006).

O plagioclásio é um mineral presente em diversos tipos de rochas, inclusive nos compostos granitóides, os quais possuem em sua composição a anortita ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$) e a albita ($\text{NaAl}_2\text{Si}_3\text{O}_8$) (GROTZINGER *et al.*, 2006). A hidrólise do plagioclásio permite a lixiviação dos cátions Ca^{2+} e Na^+ para a solução do solo. Os minerais menos estáveis são mais susceptíveis a sofrer hidrólise e liberar os seus íons para a solução do solo (HYPOLITO *et al.*, 2011).

A estabilidade química dos minerais formadores de rocha é um fator preponderante para a velocidade do intemperismo químico. A solubilidade e a taxa de dissolução dos minerais são inversamente proporcionais à estabilidade dos mesmos (GROTZINGER *et al.*, 2006). Está apresentada na Figura 3 a estabilidade relativa de alguns dos principais minerais ao intemperismo.

O clima é outro fator que afeta intensamente o intemperismo e, portanto, influencia diretamente nas características do solo formado por qualquer tipo de rocha matriz. Temperaturas mais altas favorecem o

intemperismo químico, enquanto as temperaturas baixas propiciam o intemperismo físico (expansão e contração termais e rachadura do substrato rochoso em fragmentos menores). Os altos volumes de precipitação pluviométrica permitem uma maior dissolução de minerais e favorecem o fenômeno da erosão (GROTZINGER *et al.*, 2006).

Figura 3 - Estabilidade relativa de alguns dos principais minerais ao intemperismo

Fonte: SANTOS *et al.*, (2011).

Os processos de intemperismo e pedogênese levam a formação de um perfil de solo, o qual é estruturado de forma vertical. A rocha consolidada localiza-se na base, sobre a qual se formam o saprólito (horizonte C - Figura 4) e o solum (horizontes B, E, A e O – Figura 4) que constituem o regolito ou o manto de alteração denominado perfil de solo (TEIXEIRA *et al.*, 2000).

A área entre a superfície e o substrato rochoso é caracterizada pela presença de matéria orgânica, substâncias húmicas, soluções aquosas, gases, microorganismos, materiais amorfos, partículas de minerais primários, argilominerais entre outros. As variações de cor, textura e estrutura através do perfil permitem a diferenciação do solo em camadas, as quais são denominadas como horizontes de solo (HYPOLITO *et al.*, 2011).

Figura 4 - Perfil de alteração ou perfil de solo típico

Fonte: adaptado de AZEVEDO; DALMOLIN (2004)

As três fases fundamentais do solo são as fases: sólida, a qual é formada por minerais e matéria orgânica, a líquida que compreende a solução do solo e a gasosa (ar do solo). A fase sólida e a solução do solo compreendem uma interface, na qual se originam os coloides, que são um sistema de duas fases onde as partículas podem possuir diâmetros entre 1nm e 1µm; os coloides menores que 5nm se encontram dispersos em um solvente, que no caso, é a solução do solo. Os componentes da fração coloidal do solo são os argilominerais e a matéria orgânica. A carga do coloide pode determinar uma maior ou menor adsorção de íons metálicos, e esta pode ser calculada através do pH do solo (OLIVEIRA; MARINS, 2001).

1.1.2.2 Sedimento

Os sedimentos são partículas originadas pela fragmentação de rochas e de materiais biológicos os quais são transportados de sua origem até

um local de deposição através da ação do vento e/ou da água (HYPOLITO *et al.*, 2011). Ao decorrer do tempo, o sedimento pode ser compactado, soterrado e transformado em rocha sedimentar por processos de litificação (TEIXEIRA *et al.*, 2000).

De acordo com CALVERT (1976), o sedimento é composto por três componentes: detrítico, autigênico e biogênico. As partículas do componente detrítico consistem em fragmentos de rocha e minerais derivados do intemperismo como a illita, montmorilonita, caolinita e também de minerais primários como o quartzo e o feldspato (BAKER, 1962; WARREN, 1981). O componente autigênico origina-se a partir de precipitados inorgânicos que são formados na água ou após a deposição no sedimento, sendo os oxi-hidróxidos de ferro e manganês e os minerais pesados os principais constituintes da fase autigênica. O componente biogênico é composto pelo esqueleto inorgânico remanescente de organismos e matéria orgânica produzida pela degradação de tecidos orgânicos (CALVERT, 1976).

Os sedimentos aquáticos constituem um ecossistema potencial para o acúmulo de elementos traço (DAMATTO, 2010) podendo ser utilizados em estudos de poluição como indicadores da presença e dos níveis destes elementos. O particulado suspenso, geralmente uma fração rica em matéria orgânica na coluna d'água de um reservatório, tem fundamental importância na distribuição destes elementos no ambiente, pois exerce a função de carregador dos íons metálicos dissolvidos na água e seu destino é o fundo do lago. O destino dos íons adsorvidos é o sedimento de fundo, exceto em ambientes profundos onde há significativa mineralização da matéria orgânica na coluna d'água e esse metal pode em parte, entrar na cadeia alimentar antes de ser temporariamente imobilizado no sedimento de fundo (ESTEVES, 2011).

A ocorrência de íons metálicos neste compartimento pode estar associada com diversas fases do sedimento. Eles podem estar co-precipitados⁶ nas partículas superficiais (argilas, ácidos húmicos e oxi-hidróxidos metálicos) ou ligados a carbonatos, sulfetos e a matéria orgânica. Para os estudos de

⁶ O fenômeno da co-precipitação é constituído por quatro tipos: adsorção superficial, formação de cristal misto, oclusão e aprisionamento mecânico (SKOOG; WEST, 1970)

contaminação é importante avaliar a forma em que os metais estão ligados aos componentes do sedimento, sendo que o maior risco reside quando os metais estão fracamente ligados ao substrato (metais co-precipitados em hidróxidos, carbonatos, sulfetos e na matéria orgânica). As ligações dos metais com os óxidos refratários, assim como as ligações entre os elementos metálicos na rede cristalina de minerais são extremamente fortes e não são rompidas pelas atividades metabólicas dos animais e vegetais e, portanto, apresentam baixo risco de contaminação à biota (FORSTNER; SALOMONS, 1980).

A composição química dos sedimentos também está relacionada às características da água. A caracterização físico-química do ecossistema aquático é importante para quantificação dos elementos metálicos no sedimento. Parâmetros como o pH, alcalinidade, salinidade, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido são frequentemente utilizados em estudos que correlacionam a interação entre os compartimentos água e sedimento (DAMATTO, 2010).

O pH é um parâmetro que expressa o estado termodinâmico dos sistemas ácido-base presentes na água. Minerais como os carbonatos são dissolvidos em pH baixo (meio ácido) e precipitados em pH alto (meio alcalino). O quartzo se precipita em meio ácido e é dissolvido em condições alcalinas. A solubilidade dos metais é diretamente afetada pelo pH do meio, sendo que este parâmetro é um dos principais fatores determinantes da especiação geoquímica dos elementos metálicos (DAMATTO, 2010).

Os sedimentos são produtos de processos de degradação física e química. As informações sobre a sua origem, suas características mineralógicas e físico-químicas e também os fatores que ocorrem no meio ambiente que são responsáveis por controlar as taxas de intemperismo, transporte e deposição são significativas para análise química de sedimentos (SOARES *et al.*, 2004). Estudos como o de FORSTNER & SALOMONS (1980) sugerem que os elementos metálicos estejam ligados a frações granulométricas finas do sedimento, principalmente na fração argilosa. As partículas argilosas, também denominadas pelíticas, são pobres em quartzo e feldspato e ricas em argilominerais, ferro e matéria orgânica (WARREN, 1981).

Os elementos metálicos de origem natural e resultante de atividades antropogênicas se acumulam no sedimento, podendo ser remobilizados por alterações no meio circundante. Deste modo, o sedimento é outra matriz ambiental que é estudada a fim de identificar a poluição ambiental proveniente de elementos traço (MAIA *et al.*, 2012).

1.1.2.3 Ciclo hidrológico e transporte de elementos químicos

A água é uma substância fundamental para a dispersão de elementos químicos no meio ambiente. O ciclo hidrológico compreende os diferentes tipos de compartimentos no meio ambiente (MERTEN; MINELLA, 2002). É apresentada na Figura 5 a relação entre o ciclo hidrológico e os outros compartimentos do meio ambiente.

Figura 5 - Ciclo hidrológico e a relação com os compartimentos do meio ambiente

Fonte: RIBEIRO *et al.*, (2007).

A precipitação pluviométrica atinge a superfície e a água pode ou não se infiltrar no solo. A água retorna a atmosfera por meio da evaporação ou se infiltra no solo ocupando parte de seus espaços intergranulares. A porosidade do solo é um parâmetro que permite prever se a água sofrerá deflúvio superficial ou se infiltrará. Solos com baixa porosidade são pouco permeáveis, o que faz com que a água de chuva escoe sobre a superfície em direção aos cursos d'água. Esse processo pode carrear poluentes da superfície do solo para os corpos hídricos (HYPOLITO *et al.*, 2011).

A infiltração da água de chuva no solo depende de diversos fatores, dentre eles destacam-se o tempo de duração das chuvas, a topografia do terreno, a vegetação e as propriedades do solo como granulometria, mineralogia e porosidade (HYPOLITO *et al.*, 2011). Ao se infiltrar no solo, a água sofre ação gravitacional até chegar à zona de saturação (água subterrânea) e por escoamento básico, pode aflorar nos corpos hídricos (RIBEIRO *et al.*, 2007).

O fluxo de superfície ocorre quando as águas pluviais escoam pela superfície terrestre. A alta velocidade de escoamento abrasa o solo e o substrato rochoso e pode modelar uma ravina (vale pequeno) por onde a água escoar sobre um canal. À medida que água percorre pela ravina, ela carrega substâncias químicas presentes nas partículas do solo, além de fragmentar as rochas do seu leito, assim promovendo o intemperismo químico (GROTZINGER *et al.*, 2006).

Normalmente um rio deságua em um lago ou oceano. O transporte de sedimentos possibilita que nutrientes e substâncias químicas sejam carregados para os lagos ou oceanos. Quando transportadas a um oceano, as partículas podem atingir as zonas de subducção e retornar a superfície por processos de vulcanismo e plutonismo (GROTZINGER *et al.*, 2006).

1.1.3 Elementos Traço

A designação elemento-traço é utilizada para definir metais catiônicos e aniônicos presentes em baixas concentrações no ambiente ($<0,1\%$ ou $<100 \text{ mg.kg}^{-1}$) (PIERZYNSKI *et al.*, 1994). Esse termo tem sido preferido em muitas publicações desse assunto (STUMM; MORGAN, 1996); o

termo “metal pesado”, que engloba parte dos elementos traço, nunca foi definido por um órgão oficial na área química (IUPAC) e, portanto, essa terminologia não foi adotada no presente trabalho. O solo funciona como um dreno para contaminantes e como um tampão natural que permite controlar o transporte de elementos químicos para a atmosfera, hidrosfera e biota (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001).

A poluição dos sistemas aquáticos por elementos-traço perturba o ciclo biogeoquímico desses elementos e também prejudica a qualidade do meio ambiente (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001). Define-se poluente como uma substância química ou qualquer tipo de material que está deslocado de seu local de origem em uma concentração acima dos níveis naturais (PIERZYNSKI *et al.*, 1994). As pesquisas de análise de risco para os elementos traço no solo e na água simbolizam um grande avanço no que se diz respeito à conscientização sobre o possível impacto negativo que essas substâncias podem proporcionar ao homem e ao ecossistema (GUILHERME *et al.*, 2005).

A exposição de seres humanos a elementos traço foi constatada diversas vezes na história; dentre os casos destacam-se a intoxicação por mercúrio derivado de efluentes da indústria cloro-soda na baía de Minamata (TAKIZAWA, 2000) e a doença de Itai provocada pela intoxicação por cádmio proveniente de rejeitos de mineração no Japão (KASUYA, 2000). Além disso, vale ressaltar o fato da possível intoxicação de Ludwig Van Beethoven por chumbo (CLAIBORNE, 2000) e o suposto envenenamento de Napoleão Bonaparte por arsênio (GUILHERME *et al.*, 2005).

As fontes naturais de elementos-traço no meio ambiente estão relacionadas ao intemperismo de rochas (que contém esses elementos em sua composição mineralógica), o que pode levar a formação de um solo rico nesses elementos. Entretanto, as atividades antrópicas contribuem significativamente na emissão desses metais para o ambiente através de atividades industriais, atividades de mineração, lançamento de efluentes sanitários em águas superficiais e atividades agrícolas como utilização de adubos químicos e defensivos agrícolas no solo (OLIVEIRA; MARINS, 2001). Também, a

precipitação ácida causada pela poluição atmosférica permite a lixiviação de metais, onde pode ocorrer migração desses elementos para a água (MOISEENKO; KUDRYAVTSEVA, 2001).

A disponibilidade dos metais nos solos depende de fatores como as formas geoquímicas de retenção, as quais são conduzidas por reações químicas e alguns parâmetros físico-químicos como o pH, capacidade de troca catiônica (CTC) e a constituição mineralógica das rochas que formam o solo (OLIVEIRA; MARINS, 2001). O conteúdo de matéria orgânica no solo também influencia na ocorrência desses elementos, uma vez que os íons metálicos se adsorvem na matéria orgânica (MORITA, 1993) e também podem se complexar com as substâncias húmicas (SILVA, 2006).

A ocorrência dos elementos traço em rochas ígneas está relacionada a processos de substituição isomórfica nas redes cristalinas dos minerais, onde a substituição é favorecida pela similaridade dos raios iônicos do metal-traço com o cátion metálico constituinte do mineral (OLIVEIRA; MARINS, 2001). Alguns dos elementos traço presente nas rochas e por sua vez no solo, sedimento e todas as matrizes interligadas são o V, Cr, Ni, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Ba, Th, U, Cu, Mn, S, Zn, Se, Ta, Hf entre outros (SUGUIO, 1998).

Os elementos traço, uma vez presentes no sedimento, podem ser ressolubilizados por alterações físicas e químicas como temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), dureza, potencial de oxirredução (Eh), presença de outros íons metálicos, fosfatos e nitrogênio (LESZCZYNSKA, 1997). Após a solubilização, os metais podem ser adsorvidos em partículas em suspensão ou absorvidos pela própria biota, podendo sofrer bioacumulação e biomagnificação⁷ (MACKAY; FRASER, 2000).

Os elementos essenciais são aqueles que são essenciais à vida, como Ca, Fe, Na, P, Cr, Cu, S, Se, Mg e Mn, porém quando estão em alta

⁷Bioacumulação: aumento da concentração de substâncias químicas nos organismos em comparação com a água, devido à retirada dessas substâncias da água por todas as vias de exposição.

Biomagnificação: aumento da concentração de substâncias químicas conforme elevação dos níveis tróficos, devido à absorção alimentar.

concentração podem ser considerados tóxicos a um determinado organismo (SILVA, 2012).

A contaminação do meio ambiente por elementos traço e por todos os tipos de poluentes pode estar relacionada à ineficiência de alguns serviços essenciais de saneamento básico. A coleta e tratamento de esgoto são essenciais para evitar que esses elementos ocorram no ambiente através do lançamento de efluentes industriais e sanitários nos corpos hídricos (CETESB, 2005).

Os elementos químicos denominados terras raras, que por sua vez também são considerados elementos traço, são aqueles que pertencem ao grupo 3 da tabela periódica, o que inclui a série dos Lantanídeos. O estudo desses elementos também permite a interpretação de processos geoquímicos e pode ser utilizado na avaliação do risco de contaminação ambiental pela atividade humana (PEREZ *et al.*, 1997).

Os elementos terras raras - ETR - são subdivididos em dois grupos: os elementos terras raras leves - ERTL - são constituídos pelos elementos La, Ce, Pr, Nd, Pm, Sm e Eu; os elementos terras raras pesadas – ETRP - são representadas pelos elementos Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu e Y. O elemento Pm é o único que não ocorre naturalmente (PEREZ *et al.*, 1997).

1.1.4 Os radionuclídeos naturais

A radiação ionizante é caracterizada pelas ondas eletromagnéticas e por partículas eletricamente carregadas que possuem energia capaz de ionizar outras moléculas. Ela é proveniente do processo de decaimento radioativo de alguns radionuclídeos e de reações nucleares que ocorrem em reatores nucleares ou ciclotrons. Os tipos de decaimento mais comuns são o decaimento alfa (α), beta (β) e a captura eletrônica (E.C). Em um decaimento radioativo há liberação de uma quantidade de energia a qual é carregada pelas partículas envolvidas no processo (MAGILL; GALY, 2005).

Uma fonte de radiação é definida pela sua atividade. A atividade, por sua vez, é definida pelo número de átomos que decaem por unidade de tempo.

A unidade para atividade do Sistema Internacional de Unidades (SI) é o Bequerel (Bq), sendo que 1 Bq corresponde a 1 dps (UNSCEAR, 2000).

A taxa de emissão de radiação de uma amostra radioativa não é constante, porém decai exponencialmente com o tempo. A cada intervalo de tempo a taxa de decaimento faz com que a atividade diminua à metade de seus valores iniciais; este intervalo de tempo é denominado como tempo de meia vida ($T_{1/2}$). A relação exponencial entre o tempo e taxa de emissão é característica de toda radioatividade e é mais um indício que o decaimento é um processo estatístico. Todos os elementos que possuem número atômico maior que 83 são considerados elementos radioativos e todos eles e seus respectivos isótopos possuem tempo de meia vida associados (TIPLER *et al.*, 2000).

Os radionuclídeos naturais são formados a partir de fontes de radiação ionizante. Há três tipos de radiação terrestre: os radionuclídeos primordiais, os quais possuem tempo de meia vida extremamente longo e que foram formados em explosões de supernovas; os radionuclídeos secundários que estão associados às séries de decaimento de alguns desses radionuclídeos primordiais; e aos radionuclídeos cosmogênicos, que são produzidos através da interação de raios cósmicos com elementos estáveis que estão presentes na atmosfera (EISENBUD; GESELL, 1997).

O homem e o meio ambiente sempre estiveram sujeitos à exposição da radiação natural proveniente dos radionuclídeos naturais. Eles estão espalhados por todo o ecossistema e podem ser transportados de um compartimento para outro, podendo ser incorporados por todos os organismos vivos (UNSCEAR, 2000).

É por meio do intemperismo químico e físico, que os minerais e os radionuclídeos presentes nas rochas podem ser transportados a corpos d'água. O principal agente do intemperismo químico é a água, pois os minerais formados nas profundezas acabam não sendo estáveis na superfície. Esses processos acabam transformando a rocha sã em regolito e por sua vez em solo (GROTZINGER *et al.*, 2006).

Alguns desses minerais que compõe a rocha são contêm radionuclídeos associados. Rochas sedimentares são compostas, principalmente, por arenitos, folhelhos e rocha detrítica e arenítica, sendo que as de granulometria fina possuem urânio e tório associados em maior concentração (IVANOVICH; HARMON, 1992). Nas rochas ígneas e metamórficas, esses radionuclídeos são encontrados em minerais como zircônio, apatita e titanita. Também são encontrados em monazitas, alanitas, uraninitas, torita e pirocloritas, no entanto estes minerais são raros (ANJOS *et al.*, 2005). Depois de sofrer intemperismo e haver a seleção preferencial de alguns radionuclídeos pelos processos pedogênicos (JAGERCIKOVA *et al.*, 2014), os mesmos são diluídos no solo, que então, caso não permaneça neste, são dissolvidos por algum corpo de água e se depositam neste, ou são absorvidos pela fauna ou pela flora e assim entram na cadeia alimentar (MADRUGA *et al.*, 2014). Uma parcela importante desses radionuclídeos proveem das séries de decaimento do ^{238}U e do ^{232}Th (IVANOVICH; HARMON, 1992).

As fontes de radiação natural correspondem à maior parcela de dose recebida pela população mundial com aproximadamente 2,4 mSv ao ano, entretanto essa dose pode variar muito de um local para o outro (UNSCEAR, 2000). Existem lugares onde os níveis de radiação natural são extremamente elevados. No Brasil, as areias monazíticas de Guarapari (Espírito Santo) possuem alto teor de tório, o que aumenta consideravelmente a exposição dos indivíduos à radiação natural (EISENBUD; GESELL, 1997).

As fontes de radiação terrestre que possuem maior relevância são as de ^{40}K ($T_{1/2} = 1,26 \times 10^9$ anos), de ^{87}Rb ($T_{1/2} = 4,8 \times 10^{10}$ anos) e de radionuclídeos presentes nas séries de decaimento do ^{238}U e ^{232}Th . Estão apresentados nas Figuras 5 e 6 os radionuclídeos presentes nas séries de decaimento radioativo do ^{238}U e do ^{232}Th . O tipo de decaimento e tempo de meia vida também constam nas ilustrações (DAMATTO, 2010).

O urânio é encontrado na natureza sob a forma de vários isótopos, entretanto os considerados principais são o ^{238}U , ^{235}U e ^{234}U . O ^{238}U ($T_{1/2} = 4,47 \times 10^9$ anos) é o isótopo com maior abundância na crosta terrestre

(99,28%). O ^{235}U ($T_{1/2} = 7,04 \times 10^8$ anos) é o isótopo físsil, o qual é utilizado no ciclo do combustível nuclear, entretanto a sua abundância isotópica é muito baixa (0,71%) quando comparada à abundância do ^{238}U . O outro isótopo do urânio (^{234}U) é encontrado no ecossistema com uma abundância menor do que 0,001% e possui $T_{1/2}$ igual a $2,45 \times 10^5$ anos (EISENBUD; GESELL, 1997).

Figura 6 - Série de decaimento do ^{238}U , produtos de decaimento e tempo de meia vida dos radionuclídeos associados

Fonte: DAMATTO (2010)

Figura 7 - Série de decaimento do ^{232}Th , produtos de decaimento e tempo de meia vida dos radionuclídeos associados

Fonte: DAMATTO (2010)

Tanto o ^{238}U quanto o ^{232}Th são emissores α , o que aumenta o risco de exposição interna. Os produtos de decaimento de ambas as séries são responsáveis por 17% da dose individual média anual decorrente de fontes naturais de radiação, o que corresponde a 1,7 mSv ao ano (UNSCEAR, 2000).

O ^{222}Rn é considerado a principal fonte de radiação natural, sendo responsável por 53% da dose individual média anual, o que corresponde a 1,3 mSv ao ano. Ele é um gás inerte, inodoro e incolor que emana do solo em todas as direções. Em ambientes abertos, os produtos de decaimento do radônio apresentam alta dispersão no meio ambiente, entretanto o grau de exposição ao radônio aumenta consideravelmente em ambientes fechados, e o principal mecanismo de exposição é a irradiação interna por inalação do radônio e de seus produtos de decaimento (UNSCEAR, 2000).

Outra fonte importante de radiação natural é o ^{40}K ($T_{1/2} = 1,3 \times 10^9$ anos), o qual é responsável por 14% da dose individual média anual, e corresponde a 0,33 mSv ao ano (UNSCEAR, 2000). O ^{40}K é um isótopo radioativo do potássio, emissor de raios gama e de radiação beta. Sua abundância isotópica é de 0,0119% e o seu comportamento no meio ambiente segue o de seu elemento estável e de outros elementos da família dos metais alcalinos, sendo abundante em toda a crosta terrestre. A concentração de ^{40}K no solo é diretamente influenciada pela adição de fertilizantes (EISENBUD; GESELL, 1997).

Outras fontes de radiação natural como os raios cósmicos, os radionuclídeos cosmogênicos e o ^{87}Rb representam uma parcela de 17% de contribuição da dose individual média anual, o que corresponde a 0,39 mSv ao ano (UNSCEAR, 2000).

1.1.5 Reservatórios de água

Os reservatórios de água no Brasil foram construídos a partir da segmentação de rios. A implantação de barragens artificiais resulta em diversos impactos de origem ambiental e social, os quais podem ser considerados positivos ou negativos. Os pontos favoráveis a esse tipo de prática consistem na criação de postos de trabalho para a população, na disponibilidade de água para ser utilizada no abastecimento de centros urbanos e também na agricultura, na produção de energia elétrica e na prevenção de enchentes, uma vez que um

reservatório de água permite o controle do fluxo de água de um rio. As principais desvantagens associadas à construção de represas estão relacionadas à perda de biodiversidade de rios e espécies nativas, além dos efeitos na composição química da água causados pela modificação no processo de sedimentação, o que pode implicar a perdas na qualidade da água, facilitando a transmissão de doenças de veiculação hídrica (TUNDISI, 1999; ESPÍNDOLA, 2001; TEALDI *et al.*, 2011).

As características do ambiente aquático de um reservatório de água dependem da hidrogeomorfologia associada ao rio, principalmente ao tempo de residência da água, isto é, a relação entre o volume de água que entra na represa e sua respectiva vazão. Um reservatório pode ser classificado como um ambiente lótico quando o tempo de residência é pequeno, e um ambiente lântico quando o tempo de residência é grande. Esse fator influencia nos processos de sedimentação e transporte de nutrientes e partículas suspensas na água de um reservatório, além de controlar os processos erosivos associados às margens do mesmo, afetando diretamente a concentração de poluentes e radionuclídeos nos corpos hídricos (HENRY *et al.*, 1998, COPE, 2008, MADRUGA *et al.*, 2014; COELHO, 2008; CHEN *et al.*, 2014).

Uma represa normalmente é composta por três zonas; zona de influência do rio, zona de transição e zona lacustre. Cada uma dessas zonas possui características distintas e conseqüentemente o comportamento das substâncias presentes em cada uma delas também é diferente.

A zona de influência dos rios é caracterizada por ser um ambiente lótico, onde há um intenso carreamento de sedimentos, nutrientes e partículas em suspensão. Na zona de transição há diminuição dos processos de advecção, enquanto a zona lacustre é classificada como um ambiente lântico, como um lago (COOKE *et al.*, 2005; COPE, 2008). Grande parte dos reservatórios no Brasil foi planejada para atuar como um sistema de cascata, onde os processos de alteração do ecossistema aquático ocorrem nas dimensões lateral, vertical e longitudinal (BARBOSA *et al.*, 1999; SMITH *et al.*, 2014). De acordo com OUYANG *et al.* (2011) e SMITH *et al.* (2014) é fundamental o entendimento do efeito acumulado que os sistemas de reservatórios em cascatas ocasionam sobre

as características hidrológicas, os sedimentos e também ao comportamento dos diversos poluentes e nutrientes no meio ambiente.

Os reservatórios artificiais possuem inúmeras interações com as bacias hidrográficas, que lhes deram origem, com sedimento e solo da região (TUNDISI; TUNDISI, 2008; ESTEVES, 2011). Um impacto característico dos reservatórios acontece no transporte do sedimento. A passagem de um sistema de correntezas para um sistema de águas semi-paradas acaba afetando toda a hidro geomorfologia associada ao rio (MADRUGA *et al.*, 2014). Uma das principais consequências é a redução da deposição de sedimento a jusante do reservatório. Também, há uma maior erosão das margens a jusante da barragem (COELHO, 2008). Esse excesso de sedimentação a montante, claramente, afeta o transporte dos radionuclídeos no sedimento transportado pelo rio, acumulando-os a montante do reservatório (CHEN *et al.*, 2014).

1.2 Contextualização da área de estudo

1.2.1 A Bacia Hidrográfica Alto Tietê

A bacia hidrográfica do Alto Tietê é administrada pela Unidade de Gerenciamento de Recursos hídricos (UGRHI) do Alto Tietê. Essa unidade compreende grande parte da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e está localizada a 23°S e 46°W, na região sudeste do Brasil (CETESB, 2008). Essa UGRHI abrange 34 municípios da porção superior do Rio Tietê, localizado na Bacia Sedimentar de São Paulo, abrigando quase metade da população do Estado (aproximadamente 19,5 milhões de habitantes). De acordo com a CETESB⁸ (2013), essa área conta com coleta de 88% do esgoto gerado, sendo que 54% deste esgoto são tratados.

O Sistema Produtor do Alto Tietê (SPAT) é constituído pelas águas de nascente do Rio Tietê por meio das barragens de Taiaçupeba, Jundiá, Biritiba, Ponte Nova e Paraitinga. Essas barragens situam-se entre os municípios de Mogi das Cruzes, Suzano, Salesópolis, Biritiba Mirim e Itaquaquecetuba. Esses cinco reservatórios foram construídos visando à exploração dos recursos hídricos, priorizando o abastecimento de água, o controle de enchentes, a diluição de

⁸ Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

esgotos, a irrigação e o lazer (SABESP, 2009). Está apresentada na Figura 8 a área de abrangência da bacia hidrográfica do Alto Tietê; o reservatório de Jundiaí, área de estudo do presente trabalho, está circundado em vermelho na figura.

Na Figura 8, os pontos de monitoramento que são realizados pela CETESB são apresentados em diferentes cores. O reservatório de Jundiaí conta apenas com uma rede básica de monitoramento de captação de água (ponto azul) e o reservatório Taiaçupeba, além da rede básica de monitoramento de captação, conta com duas redes de sedimento (ponto marrom). O reservatório Ponte Nova também conta com uma rede de monitoramento de sedimento.

Em 1957, a Comissão Coordenadora dos Planos Gerais de Abastecimento de águas, iniciou estudos visando o aproveitamento das águas da bacia superior do Alto Tietê. Entretanto, o sistema entrou em funcionamento apenas em março de 1992. O sistema foi projetado para suprir o grande déficit de abastecimento de água da zona leste da cidade de São Paulo (SABESP, 2009).

A elaboração do Sistema foi desenvolvida pela Sabesp (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo) através de um consórcio formado pelas empresas Lesa, Promon e Ambitec, as quais forneceram profissionais da área de planejamento, que arcaram com o gerenciamento das atividades que seriam exercidas no Sistema (SABESP, 2009).

Inicialmente, a SABESP⁹ utilizou apenas dois dos cinco reservatórios que compõem o Sistema Produtor do Alto Tietê; os reservatórios de Taiaçupeba e Jundiaí. Os dois reservatórios são interligados por tubulações construídas pelo DAEE¹⁰. Posteriormente, com o andamento das obras, foram construídas outras barragens que foram interligadas as duas primeiras; as barragens de Biritiba, Ponte Nova e Paraitinga (SABESP, 2009).

⁹ Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

¹⁰ Departamento de Águas e Energia Elétrica

Figura 8 - Área de abrangência da bacia hidrográfica do Alto Tietê

Fonte: adaptado de CETESB (2016).

No reservatório de Taiaçupeba, foi construída uma Estação de Tratamento de Água (ETA) da Sabesp, a qual foi projetada para produzir e tratar até 15 mil litros de água por segundo. Atualmente, o Sistema Produtor do Alto Tietê produz cerca de 10 mil litros de água por segundo. Estão apresentados na Figura 9 os cinco reservatórios que compõem o SPAT (DAEE, 2015).

Figura 9 - Reservatórios que compõem o SPAT – Sistema Produtor do Alto Tietê

Fonte: DAEE (2015).

O Sistema Produtor do Alto Tietê S/A possui um contrato de Parceria Pública Privada (PPP) formada pela Sabesp e pela CAB (Companhia das Águas do Brasil). Essa PPP é considerada a maior e mais importante do país. O contrato prevê a ampliação da ETA de Taiaçupeba de modo que a projeção inicial que visava produzir 15 mil litros de água por segundo, possa ser atingida. As empresas também possuem a responsabilidade de arcar com a manutenção de todas as barragens, tubulações, canais e unidades pertencentes ao Sistema (DAEE, 2015).

Sobre o impacto ambiental dos reservatórios em cascata, há certa divergência entre alguns autores e pesquisadores. Segundo BARBOSA *et al.* (1999), NOGUEIRA *et al.* (2010) e SMITH (2014), esse tipo de interferência antrópica prejudica o funcionamento ecológico de um rio e são poucas as medidas tomadas que visam diminuir o prejuízo gerado. Em contrapartida para STRASKRABA (1994), os reservatórios em cascatas proporcionam uma melhora na qualidade da água, pois há uma sedimentação considerável de poluentes e nutrientes nos reservatórios anteriores. De acordo com o mesmo autor, é importante analisar a qualidade de todos os reservatórios componentes desse tipo de sistema a fim de se obter um melhor entendimento nos processos de sedimentação, diluição ou dispersão de substâncias presentes nas águas.

De acordo com a CETESB (2017) a bacia hidrográfica do Alto Tietê é localizada em uma área de intensa urbanização e industrialização, o que favorece a poluição dos mananciais que compõe o SPAT com uma carga de poluentes inorgânicos e orgânicos acima da capacidade de assimilação desses reservatórios.

A CETESB (2017) realizou estudos sobre a qualidade dos sedimentos em diversos reservatórios de água do Estado de São Paulo, dentre eles dois dos reservatórios que compreendem o SPAT; os reservatórios de Taiaçupeba e Ponte Nova. No reservatório de Taiaçupeba, a CETESB concluiu que os elementos metálicos Cu, Cd, Ni, Zn e Hg estão em concentrações maiores daquelas estabelecidas nos padrões da Resolução CONAMA 357/2005, sendo esta contaminação, de origem antrópica. Os outros metais que apresentaram elevadas concentrações como o Cr, As e Pb, são de origem natural. No reservatório da Ponte Nova, o relatório indicou uma contaminação do elemento As de origem antrópica.

O reservatório de Taiaçupeba foi objeto de estudo da dissertação de mestrado de SOUZA (2017), no qual foram determinados os mesmos analitos do presente trabalho. O autor realizou a caracterização química inorgânica de solos e sedimentos e comparou as concentrações dos elementos metálicos com os valores da Crosta Continental Superior (CCS), e os elementos que se apresentaram enriquecidos foram o Zn, Na e o As. O autor também avaliou a

concentração dos radionuclídeos naturais, onde foi verificado uma maior atividade para os radionuclídeos ^{40}K , ^{232}Th e ^{228}Th , no solo, e ^{232}Th e ^{210}Pb , no sedimento.

1.2.2 Reservatório de Jundiáí

O reservatório de Jundiáí localiza-se a sudeste do Estado de São Paulo ($23^{\circ}40'S$ e $46^{\circ}10'W$), e parte das águas da bacia hidrográfica do Alto Tietê é revertida para este reservatório por meio do Rio Biritiba-Mirim. Este reservatório possui uma área de drenagem de 111 km^2 com inundação de $17,5\text{ km}^2$ e um volume útil de $60 \times 10^6\text{ m}^3$ (LAMPARELLI *et al.*, 1996). De acordo com a Lei Estadual nº 898 de 18/12/75, regulamentada pelo Decreto Estadual nº 1172 de 17/11/76, o reservatório de Jundiáí é enquadrado como de classe 1, sendo considerado como classe especial pela Resolução CONAMA 357/2005. Está apresentada na Figura 10 a imagem de satélite do reservatório de Jundiáí, no estado de São Paulo.

Figura 10 - Imagem de satélite do reservatório de Jundiáí, estado de São Paulo

Fonte: Google™ Earth

De acordo com o Serviço Geológico do Brasil, CPRM (2010), em um levantamento realizado sobre a geodiversidade do Estado de São Paulo, a área do reservatório de Jundiaí possui duas grandes litologias. Estão apresentadas na Figura 11 as litologias correspondentes à área de estudo. O reservatório de Jundiaí está representado na cor azul clara na figura 10 e as litologias que compreendem o reservatório estão indicadas pelos números 94 e 145.

Figura 11 - Mapa da geodiversidade da área de estudo

Fonte: adaptado de CPRM (2010).

O domínio geológico ambiental da litologia indicada pelo número 94 na Figura 11 é caracterizado por sequências vulcanossedimentares formadas no período Proterozóico. A área que compreende grande parte do leste e do oeste do reservatório é caracterizada pela presença de colinas dissecadas e morros baixos com predomínio de metassedimentos siltico-argilosos, representados por xistos. A caracterização química desta litologia apresenta variações quanto à presença de elementos metálicos, com destaque para Au, Al, Ag, Cu, Pb, Zn, Fe, Mn e Sn. A área também é caracterizada por um bom potencial de exploração de substâncias úteis na construção civil como: argila, areia, calcário, quartzo, caulim, feldspato, dolomito, quartzito, mármore e grafita (CPRM, 2010).

A outra litologia que compõe as margens da represa, indicada pelo número 145 na Figura 11, possui a predominância de complexos granitoides das séries sub-alcalinas. O relevo desta região também é composto por morros baixos e colinas dissecadas e as rochas desta litologia podem ter caráter cálcio-alcalina ou toleítica, sendo a hornblenda, biotita, titanita e o epídoto os minerais diagnósticos da composição dessas rochas graníticas. Os granitos são rochas extremamente tectonizadas e apresentam diversas fraturas e falhas abertas, as quais podem facilitar o transporte de contaminantes para as águas subterrâneas e, dependendo das características do perfil de solo, pode haver contaminação da zona de saturação (CRPM, 2010).

De acordo com a classificação climática de Koppen, o clima do município de Mogi das Cruzes é classificado como Cfb (Temperado Oceânico), e a precipitação média anual é de 1582 mm. Segundo o atlas de uso e ocupação do solo do município de Mogi das Cruzes, da EMPLASA (2006), as margens do reservatório são compostas por áreas de hortifrutigranjeiro, indústrias, vegetação nativa e de várzea e áreas de reflorestamento.

O reservatório de Jundiaí é um importante manancial para o abastecimento de água, entretanto há escassez de trabalhos sobre o solo e o sedimento deste reservatório, e os acompanhamentos que a CETESB realiza são voltados predominantemente para a água em si (ver Figura 7). Segundo a CETESB (2017), o reservatório de Jundiaí apresentou uma melhora no índice de qualidade das águas destinadas ao abastecimento público (IPA), sendo classificada como ótima.

A CETESB (2016), em seu relatório sobre os resultados dos parâmetros e indicadores de qualidade das águas, avaliou os diversos parâmetros de qualidade de água no reservatório de Jundiaí ao longo do ano de 2016. Alguns dos parâmetros analisados foram: pH, oxigênio dissolvido (O.D), alcalinidade, concentração de metais, entre outros. Os metais analisados foram o Al, Fe e Cu dissolvido; As, Ba, Cd, Pb, Cr, Mn, Hg e Ni, K, Na e Zn total; todos os resultados foram comparados com os padrões de qualidade da Resolução CONAMA 357/05. A grande maioria desses metais atendeu os padrões estabelecidos nessa

resolução, com exceção do Al, Fe e Cu dissolvido, os quais se manifestaram acima dos padrões em períodos variados do ano.

1.3 Justificativa do trabalho

A água doce é um recurso natural finito. A crescente urbanização e industrialização e a ausência de políticas públicas voltadas para a preservação dos recursos hídricos vem piorando sistematicamente a qualidade e a quantidade das águas disponíveis para o abastecimento público. Estima-se que aproximadamente doze milhões de pessoas morrem anualmente por falta de acesso à água de boa qualidade (MERTEN; MINELLA, 2002).

De acordo com o SUS (Sistema Único de Saúde) o Brasil sofre com problemas relacionados à qualidade da água. Os registros desse sistema demonstraram que 80% das internações hospitalares do país estão relacionadas a doenças de veiculação hídrica, que se manifestam devido à qualidade de água imprópria. O comprometimento da qualidade das águas destinadas para o abastecimento público pode ser resultante de diversas fontes de poluição, como efluentes sanitários e industriais, e ao deflúvio superficial urbano e agrícola (MERTEN; MINELLA, 2002).

Os poluentes decorrentes de efluentes industriais são provenientes das matérias-primas e dos processos industriais utilizados. A contaminação por agroquímicos é a principal fonte de poluição agrícola. Segundo GBUREK & SHARPLEY (1997) estima-se que, nos Estados Unidos, cerca de 50 a 60% da carga poluente de rios e lagos são provenientes da agricultura e muitos desses agroquímicos são poluentes perigosos e contêm elementos metálicos que contaminam os mananciais.

De acordo com MORITA (1993), os poluentes perigosos, geralmente, não são removidos nas etapas de tratamento convencional de água. E por esse motivo tem-se dado ênfase na identificação, monitoramento e remoção de todos os tipos de poluentes presentes nas águas destinadas ao abastecimento público.

A análise de perfis de solo e testemunho de sedimentos, quanto à presença de radionuclídeos naturais e elementos metálicos, se faz necessária para o estudo da exposição dos seres vivos a radiação natural e também da

poluição do ecossistema. A caracterização química inorgânica do solo e sedimento da área de influência do reservatório de Jundiá é um dos vários parâmetros para se avaliar os possíveis riscos à qualidade das águas deste manancial. Além disso, o presente trabalho contribuiu com o banco de dados sobre a distribuição de radionuclídeos naturais e elementos traço no ecossistema brasileiro, servindo como base para futuros estudos na área ambiental.

2 OBJETIVOS

O objetivo do presente trabalho foi avaliar as concentrações de elementos traço e maiores e as concentrações de atividade dos radionuclídeos naturais em amostras de solo e sedimento do reservatório de Jundiaí.

A técnica analítica empregada foi a análise por ativação com nêutrons instrumental (AANI) e foram determinados os radionuclídeos ^{238}U e ^{232}Th , os elementos traço As, Co, Cr, Cs, Hf, Rb, Sb, Se, Sc, Ta, Cd, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Yb, Lu e Zn e os elementos maiores Fe, K e Na.

A concentração de atividade dos radionuclídeos naturais: ^{226}Ra e ^{210}Pb da série de decaimento do ^{238}U ; ^{228}Ra e ^{228}Th da série do ^{232}Th ; e o radionuclídeo ^{40}K foram determinadas por espectrometria gama.

Este trabalho também teve como objetivo avaliar a qualidade do solo e sedimento do reservatório Jundiaí e estabelecer um banco de dados sobre os níveis de radiação natural e concentração dos elementos traço e maiores no solo e sedimento deste importante reservatório da bacia hidrográfica do Alto Tietê.

3 PARTE EXPERIMENTAL

3.1 Coleta e pré-tratamento das amostras

As amostras de solo e de sedimento de margem foram coletadas de acordo com as litologias do local de estudo. Foram escolhidos três pontos, onde foram realizadas as coletas de três testemunhos de sedimento marginal e de dois perfis de solo na área de influência do reservatório de Jundiáí, estado de São Paulo. Os pontos de coleta foram georeferenciados por meio de um GPS (Global Positioning System). Estão apresentados na Figura 12 os pontos de coleta e o mapa das litologias do reservatório.

Figura 12 - Localização dos pontos de coleta 1, 2 e 3, em vermelho, roxo e amarelo, respectivamente.

Fonte: adaptado de CPRM (2010).

Estão apresentadas na Tabela 1 as coordenadas geográficas dos pontos de coleta, a data, a profundidade e a denominação utilizada em todo o trabalho para identificação dos perfis de solo e testemunhos de sedimento. No terceiro ponto foi coletado apenas o testemunho do sedimento.

Tabela 1- Pontos de amostragem, coordenadas geográficas, data de coleta, matrizes coletadas, profundidade e denominação dos perfis de solo e testemunhos de sedimento.

Pontos	Coordenadas Geográficas	Data de coleta	Matrizes	Profundidade	Substrato rochoso	Denominação
1	23°37'25" S 46°10'19" O	29/03/18	Solo	1 m	Xisto	JUSO1
			Sedimento	33 cm		JUSE1
2	23°38'35" S 46°10'0" O	29/03/18	Solo	1,5 m	Ortognaisse	JUSO2
			Sedimento	37 cm		JUSE2
3	23°38'36" S 46°10'5 O	29/03/18	Sedimento	49 cm	Ortognaisse	JUSE3

3.1.1 Solo

Para a coleta dos perfis de solo, foram realizadas duas trincheiras, de maneira manual, próximas à margem do reservatório; a primeira com um metro e a segunda com um metro e meio de profundidade. Utilizou-se o *Manual Técnico de Pedologia – Guia Prático de Campo*, do IBGE, como base para a técnica de coleta das amostras de solo.

As fatias foram amostradas de 10 em 10 centímetros com auxílio de uma trena e utensílios de laboratório de plástico (para não contaminar as amostras com metais). As amostras foram acondicionadas em sacolas de polietileno de baixa densidade (PEBD), onde foram transportadas até o laboratório. Estão ilustradas na Figura 13 a abertura da trincheira e a estruturação dos horizontes de solo dos perfis coletados.

Figura 13 - Imagens da coleta dos perfis de solo. (1) Abertura da trincheira. (2a) Amostragem do primeiro perfil e a distribuição dos horizontes do solo. (2b) Amostragem do segundo perfil e a distribuição dos horizontes do solo. (3) Acondicionamento das amostras

No laboratório de Radiometria Ambiental (LRA), as amostras úmidas foram pesadas e submetidas à secagem total em temperatura ambiente. A primeira etapa do pré-tratamento das amostras de solo foi a retirada de pedregulhos, raízes e folhas que estavam atreladas às amostras brutas e, para isto, utilizou-se uma peneira com malha de 10 mesh (2,00 mm). As amostras peneiradas foram acondicionadas em potes de politereflato de etileno (PET).

Após o peneiramento, as amostras foram homogeneizadas sob uma bandeja de PVC e foram submetidas ao quarteamento para obtenção de uma fração representativa. Um quarto das amostras foi moído com auxílio de almofariz e pistilo e peneirado a uma malha de 115 mesh (0,125 mm). As amostras moídas foram homogeneizadas e acondicionadas em frascos de polietileno, os quais foram selados e separados para a análise de espectrometria gama. O restante das frações moídas foi acondicionado em frascos menores de polietileno e separado para a análise por ativação com nêutrons instrumental (INAA). Estão apresentadas na Figura 14 as etapas de pré-tratamento das amostras de solo.

Figura 14 - (1) Secagem das amostras. (2) Peneira de 10 mesh (2,00 mm). (3) Quarteamento das amostras (4) Almofariz e pistilo e peneira de 115 mesh (0,125 mm).

As amostras brutas foram quarteadas novamente e retirou-se mais um quarto para a realização das análises dos parâmetros físico-químicos do solo.

3.1.2 Sedimento

Os três testemunhos de sedimento marginal foram coletados com amostrador de testemunhos manual de PVC, e amostrados a cada 2 cm ou conforme características do testemunho, como coloração e massa de amostra. Utilizou-se o *Manual de Procedimentos de Coleta de Amostras em Áreas Agrícolas para Análise de Qualidade Ambiental: Solos, Água e Sedimentos*, do

EMBRAPA, como base para a coleta das amostras de sedimento. Na Figura 15 são apresentadas ilustrações do trabalho de campo e também da abertura dos testemunhos no laboratório.

Figura 15 - Coleta e abertura dos testemunhos de sedimento

A descrição morfológica dos testemunhos foi realizada no laboratório, onde se observou principalmente a coloração dentre as profundidades dos testemunhos. Para o primeiro testemunho (JUSE1 – 33 cm de profundidade) separaram-se as fatias de 2 em 2 cm, exceto nas fatias de extremidade; a primeira fatia foi amostrada de 0 a 9 cm e a última de 29 a 33 cm. Para o segundo testemunho (JUSE2 – 37 cm de profundidade), separaram-se as fatias de 2 em 2 cm, exceto nas fatias de extremidade; a primeira fatia foi amostrada de 0 a 4 cm e a última de 28 a 37 cm. Já para o terceiro testemunho (JUSE3 – 49 cm de profundidade), separaram-se as fatias de 3 em 3 cm, exceto nas fatias de extremidade; a primeira fatia foi amostrada de 0 a 4 cm e a última de 40 a 49 cm.

Após a abertura, as amostras dos testemunhos foram secas em estufa à temperatura de 50°C, pois os não metais As e Se se volatilizam em temperaturas superiores a 50°C. Posteriormente, foi realizada a homogeneização das amostras. Separou-se cerca de 30 g de amostra bruta para a realização das análises físico-químicas do sedimento. O restante da massa das amostras foi submetido à moagem com auxílio de almofariz e pistilo e peneirado a uma malha de 115 mesh (0,125mm). As amostras moídas foram separadas para as análises de espectrometria gama e de ativação com nêutrons instrumental (INAA).

3.2 Metodologia analítica

3.2.1 Análise granulométrica

A análise granulométrica é um parâmetro utilizado para representação das dimensões das partículas que compõem o solo e o sedimento. A classificação da granulometria das partículas dessas matrizes auxilia na interpretação dos dados, e como já foi dito no presente trabalho, os metais tendem a se acumular nas frações finas da matéria.

A análise foi realizada passando-se 5g de amostra por um conjunto de peneiras com auxílio de água superpura. Deste modo, separaram-se as frações do solo e do sedimento em areia, silte e argila, de acordo com a metodologia proposta por DAMATTO (2010).

A granulometria das partículas foi classificada segundo a NBR 6502/95 (ABNT, 1995). As amostras foram classificadas pelo diâmetro das partículas em: Areia (diâmetro entre 2mm e 0,06mm), Silte (diâmetro entre 0,06mm e 2 μ m) e Argila (diâmetros inferiores a 2 μ m).

3.2.2 Estimativa do teor de matéria orgânica – M.O

A matéria orgânica presente no meio ambiente pode ser classificada em dois grupos: substâncias não húmicas e substâncias húmicas. O grupo das substâncias húmicas constitui a principal forma de matéria orgânica na crosta terrestre. Essas substâncias são provenientes da degradação química e biológica de vegetais ou animais e são compostos heterogêneos pelo fato de apresentarem estrutura química complexa. As substâncias não húmicas possuem natureza definida, sendo compostas predominantemente por aminoácidos, carboidratos, proteínas e ácidos graxos (ROCHA; ROSA, 2003; DAMATTO, 2010).

As substâncias húmicas possuem em sua composição elementar os elementos C, H, O, S e P, e estão presentes nos solos, sedimentos e nas águas de todos os ecossistemas terrestres, podendo ser indicadoras do grau de poluição que esses ambientes estão submetidos. A quantidade e a natureza da matéria orgânica é um importante parâmetro para análises ambientais, uma vez que a mesma influencia na biodisponibilidade, toxicidade, transporte e acúmulo de elementos metálicos no meio ambiente. A interação da matéria orgânica com os

elementos metálicos ocorre predominantemente por efeitos de adsorção, solubilização, hidrólise, complexação e processos microbiológicos, sendo que as condições do meio ambiente influenciam diretamente na forma em que esta interação ocorre (CHRISTENSEN, 1998; ROCHA & ROSA, 2003).

A determinação da matéria orgânica foi realizada pelo método gravimétrico de Perda de Massa por Ignição (PMI). Este método consiste na combustão do carbono (C) em dióxido de carbono (CO₂) utilizando aquecimento em altas temperaturas (SCHULTE; HOPKINS, 1996). O método utilizado foi elaborado com base nas pesquisas de RODELA & ALCARDE (1994), onde os autores realizaram um pré-aquecimento das amostras a uma temperatura de 105°C para a total remoção de água. É importante ressaltar que o método fornece apenas uma estimativa do teor de matéria orgânica, uma vez que a 500°C pode haver outras perdas, principalmente de carbonatos, sulfatos e fosfatos.

A análise foi realizada pesando-se 20g de solo e de sedimento em cadinhos de porcelana previamente pesados e identificados. As amostras foram submetidas ao aquecimento em mufla a 105° C, por um período de duas horas; a 300° C, por um período de três horas e posteriormente a 500° C por mais três horas. O percentual de perda de massa por ignição de cada amostra foi calculado através das massas pesadas antes e após o período de aquecimento, de acordo com a expressão (3.1).

$$PMI (\%) = \frac{(M_1 - M_2)}{M_1} \cdot 100 \quad (3.1)$$

Em que:

PMI (%) = Perda de Massa por Ignição.

M₁ = massa da amostra antes do aquecimento (g).

M₂ = massa da amostra depois do aquecimento (g).

3.2.3 Densidades real e aparente e Porosidade Total – P.T

A porosidade do solo é um parâmetro que permite identificar o modo em que ocorre o transporte da água e dos poluentes através do perfil de solo. Como foi mencionado na introdução do presente trabalho, a porosidade está

diretamente relacionada com a permeabilidade do solo, sendo um parâmetro importante para estudos de presença de elementos químicos nos corpos hídricos.

As densidades real e aparente do solo permitem que se estipule a porosidade total do mesmo. A determinação desses parâmetros foi realizada com base no Manual de Análise de Solo de DONAGEMMA (2011).

Para a análise da densidade real, pesou-se 20 g de solo. As amostras foram secas em estufa a 105° C por um período de três horas e posteriormente foram resfriadas em um dessecador para se obter a massa seca das amostras. Após nova pesagem, transferiram-se as amostras para um balão volumétrico de 50 mL, e com auxílio de uma bureta, adicionou-se com agitação, álcool etílico para cessar todas as bolhas de ar. Após esse procedimento, completou-se o volume do balão volumétrico com álcool etílico até o seu menisco, anotando-se o volume de álcool utilizado. Para o cálculo da densidade real, relacionou-se o volume de álcool gasto com a massa da amostra seca conforme a expressão (3.2).

$$\rho_{real}(g.cm^{-3}) = \frac{M_s}{(50-V_a)} \quad (3.2)$$

Em que:

ρ_{real} = Densidade real (g.cm⁻³).

M_s = Massa seca da amostra (g).

V_a = Volume de álcool etílico utilizado (cm³).

A análise da densidade aparente foi realizada de acordo com o método do anel, utilizando-se uma proveta de 100 mL. Primeiramente, a balança foi tarada com a proveta sobre ela e foram adicionadas aproximadamente 35 mL de solo. Em seguida, compactou-se o solo batendo a proveta dez vezes sobre um lençol de borracha com espessura de 5 mm a uma distância de queda de aproximadamente 10 cm. Repetiu-se esse procedimento por mais duas vezes até obter 100 mL de amostra de solo. Posteriormente anotou-se o valor da massa para cada uma das amostras de solo e o cálculo da densidade aparente foi realizado a partir da relação entre as massas obtidas com o volume de solo acondicionado na proveta conforme a expressão (3.3).

$$\rho_{ap}(g.cm^{-3}) = \frac{M_s}{V_s} \quad (3.3)$$

Em que:

ρ_{ap} = Densidade aparente ($g.cm^{-3}$).

M_s = Massa de solo na proveta (g).

V_s = Volume de solo na proveta (cm^3).

A análise de porosidade total quantifica os poros totais no solo, os quais podem ser ocupados pela água ou pelo ar. O cálculo da porosidade foi realizado a partir da relação entre as densidades real e aparente do solo conforme a expressão (3.4).

$$P.T(\%) = \frac{(\rho_{real} - \rho_{ap})}{\rho_{real}} \times 100 \quad (3.4)$$

Em que:

P.T (%) = Porosidade total.

3.2.4 Determinação do potencial hidrogeniônico - pH

De acordo com QUAGGIO & RAIJ (2001), a acidez do solo é representada pela acidez ativa e a acidez potencial, sendo que acidez potencial é composta pela acidez trocável e a acidez não trocável. A acidez ativa mede a concentração de H^+ presente na solução do solo, sendo que este compartimento é o que determina a solubilidade dos compostos presentes no solo. A acidez trocável está associada principalmente a quantidade de Al^{3+} trocável nos sítios de troca e adsorção dos colóides e pode ser extraída com solução de KCl (1 mol.L^{-1}). A acidez não trocável está relacionada ao hidrogênio de ligação covalente presente nos argilominerais (BRADY, 1989).

Para a análise do pH do solo, foram utilizados três reagentes: KCl ($1,0\text{ mol.L}^{-1}$), $CaCl_2$ ($0,01\text{ mol.L}^{-1}$) e água superpura. Primeiro foram pesadas 5,0 g de solo em três béqueres de 100 mL, e em cada béquer foram adicionados 25 mL de cada um dos reagentes. Em seguida, os béqueres foram colocados sobre um agitador magnético e as misturas foram agitadas durante 10 min. Após 10 min de repouso, homogeneizou-se novamente a mistura e mediu-se o pH

utilizando um medidor de pH de mesa com incerteza de 0,02. Este procedimento foi elaborado com base no manual de análises de solos de DONAGEMMA (2011).

A acidez ativa do solo pode ser extraída com H₂O superpura ou em solução de CaCl₂ (0,01 mol.L⁻¹). Segundo QUAGGIO & RAIJ (2001), a utilização do extrator de CaCl₂ é mais recomendável, pois diminuí a interferência do efeito salino proveniente da solução do solo.

Os diferentes compartimentos de acidez são fatores que podem influenciar na disponibilidade de elementos metálicos no solo, pois as reações de adsorção que ocorrem na fração coloidal do solo estão diretamente correlacionadas ao pH. No presente trabalho, foram determinados os valores de ΔpH das amostras de solo subtraindo-se o valor encontrado para acidez trocável com o valor de acidez ativa conforme a expressão (3.5) (HYPOLITO *et al.*, 2011). As concentrações dos elementos traço e maiores foram relacionadas de acordo com a natureza da carga presente nos coloides do solo.

$$\Delta pH = pH_{KCl} - pH_{CaCl_2} \quad (3.5)$$

Em que:

ΔpH < 0; predomínio de cargas negativas livres nos coloides (adsorção catiônica)

ΔpH > 0; predomínio de cargas positivas nos coloides (adsorção aniônica)

ΔpH = 0; predomínio do ponto de carga zero (PCZ)

A acidez trocável mede o H⁺ resultante da hidrólise¹¹ do cátion Al³⁺ trocável. Em outras palavras, o cátion Al³⁺ se hidrolisa e libera sítios de adsorção preenchidos com cargas negativas nos coloides (HYPOLITO *et al.* 2011). Quanto menor o valor de pH resultante da acidez trocável, maior será a quantidade do cátion Al³⁺ na forma trocável, uma vez que quanto menor o valor de pH, maior é a acidez resultante da hidrólise ácida do Al³⁺.

A adsorção de H⁺ nos sítios de troca dos coloides ocorre principalmente através da substituição por bases não hidrolisáveis presentes em quantidades expressivas nos coloides. As bases não hidrolisáveis são compostas pelos cátions Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ e Na⁺. Parte do H⁺ no solo está em equilíbrio na

¹¹ Hidrólise do cátion Al³⁺: $Al^{3+} + 3H_2O \rightarrow Al(OH)_3(s) + 3H^+$

solução do solo, enquanto a outra parte está adsorvida nos coloides (BRADY, 1989). Como a acidez ativa mede a concentração de H^+ da solução, quanto maior o valor de pH, menor será a concentração de H^+ na solução e, portanto, maior será a quantidade de H^+ adsorvido. A acidez ativa também influencia no valor de ΔpH , uma vez que o H^+ adsorvido nos coloides pode também ser substituído por outros cátions, inclusive por cátions de elementos traço.

É importante salientar que os valores de ΔpH são apenas um dos parâmetros para se estudar os fenômenos de adsorção que ocorrem no solo. Outros parâmetros, principalmente a Capacidade de Troca Catiônica (CTC), podem ser mais representativos para este fim. No entanto, o ΔpH continua sendo um bom parâmetro para esse tipo de avaliação.

3.2.5 Espectrometria gama

A espectrometria gama é uma técnica que permite a determinação simultânea de diversos radionuclídeos naturais ou artificiais emissores gama. As principais vantagens da aplicação deste método consistem no fato de que a técnica não é destrutiva, não há a necessidade de separação radioquímica e o método pode ser aplicado a várias matrizes ambientais, inclusive para quantificação desses radionuclídeos em amostras de solo e sedimento (IVANOVICH; HARMON, 1992).

A emissão gama não é um processo de decaimento primário. Geralmente após um decaimento α , β ou captura eletrônica (E.C), ocorre a transição do estado excitado para o estado fundamental através da emissão de raios γ . O decaimento de um nível nuclear para o estado fundamental não é uma transição através de um único raio γ , mas através de uma cascata de raios γ . Nesse tipo de decaimento não há alterações no número atômico (Z) ou no número de massa (A) do elemento, mas sim há uma variação de energia de ligação (LILLEY, 2001).

O funcionamento de um detector de radiação baseia-se no tipo de interação que a radiação sofre com a matéria do detector. A escolha do detector é importante, pois este deve possuir características que permitam a detecção de um determinado tipo de radiação, além de possuir um sistema de detecção com alta sensibilidade para minimizar os efeitos secundários que ocorrem nas interações (KNOLL, 2000).

A radiação gama interage com a matéria por diversos mecanismos, entretanto apenas quatro tipos de interações são importantes para um procedimento de medição; o efeito fotoelétrico, o efeito Compton, a produção de pares e a auto atenuação. As três primeiras interações diferem na quantidade de energia transferida dos fótons para os elétrons. Os fótons podem transferir toda sua energia para o elétron, e quando isso ocorre, o mesmo deixa de existir, ou então, o fóton pode transferir apenas uma parte de sua energia para o elétron, assim o mesmo sofre espalhamento (KNOLL, 2000).

No efeito fotoelétrico, o fóton interage com o átomo absorvedor de modo que o mesmo perca toda a sua energia. A sua energia é depositada em um elétron orbital, fazendo com que esse fotoelétron seja arrancado da eletrosfera do átomo (KNOLL, 2000).

O fotoelétron normalmente é originado na camada mais interna da eletrosfera do átomo (camada K). Para raios gama com energia entre 30 a 1000 keV, o fotoelétron carrega praticamente toda energia do fóton original. Após esse tipo de interação, o átomo absorvedor fica ionizado e com uma vacância na camada a qual se originou no fotoelétron. Essa vacância é preenchida com um elétron de outra camada e juntamente com esse processo, ocorre emissão de raios-X ou de elétrons Auger.

O efeito fotoelétrico é o efeito predominante para fótons que possuem baixa energia; quanto maior o número atômico do elemento absorvedor, maior é a probabilidade de ocorrência do efeito fotoelétrico. A energia do fotoelétron (E_e^-) pode ser calculada de acordo com a expressão (3.6), que mostra que essa energia depende da energia de ligação do elétron o qual será ejetado (E_b) e também da energia do fóton incidente ($h\nu$) (KNOLL, 2000).

$$E_e^- = h\nu - E_b \quad (3.6)$$

Na técnica de espectrometria gama, a acumulação de pulsos é gerada por fótons que transferiram toda a sua energia, o que resulta em um pico de absorção total, que quando localizado, afirma-se que este pico é característico da energia gama incidente. Desta maneira é possível identificar o respectivo radionuclídeo emissor gama em qualquer amostra. Está apresentado na Figura 16

o esquema simplificado de um sistema de detecção por espectrometria gama de alta resolução.

Figura 16 - Sistema de detecção por espectrometria gama de alta resolução

A amostra a ser analisada é colocada junto a um detector semiconductor de germânio hiperpuro (HPGe), o qual é resfriado e alimentado com alta tensão. Os fótons gama interagem com o detector, gerando pulsos elétricos, os quais são amplificados, analisados e registrados por dispositivos eletrônicos associados. A altura do pulso depende diretamente da energia (E) do fóton gama incidente proveniente do efeito fotoelétrico.

No presente trabalho, a espectrometria gama foi utilizada para determinação das concentrações dos radionuclídeos naturais ^{226}Ra e ^{210}Pb , da série de decaimento do ^{238}U , e ^{228}Ra e ^{228}Th da série de decaimento do ^{232}Th , e também a concentração do ^{40}K nas amostras de solo e de sedimento. As energias dos radionuclídeos emissores gama que foram analisados no presente trabalho estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Principais picos de energia dos radionuclídeos analisados

Radionuclídeo Pai	Radionuclídeo Filho	Energia (keV)	Intensidade (%)
^{228}Ra	^{228}Ac	911,20	25,8%
		968,97	15,8%
^{226}Ra	^{214}Pb	351,93	35,6%
		295,22	18,42%
^{228}Th	^{214}Bi	609,32	45,49%
		1764,4	15,3%
	^{212}Pb	238,63	43,6%
^{228}Th	^{212}Bi	727,33	6,67%
		1620,5	1,47%
^{210}Pb	-	46,54	4,25%
^{40}K	-	1460,83	10,66%

Fonte: adaptado de KNOLL (2000).

De acordo com KNOLL (2000), os radionuclídeos que possuem tempo de meia vida muito longo tem suas respectivas atividades medidas através dos radionuclídeos filhos, pois a probabilidade de ocorrência do equilíbrio radioativo secular é grande. Este equilíbrio ocorre quando o tempo de meia vida do radionuclídeo filho é muito menor que o do pai. Os radionuclídeos que estão em equilíbrio radioativo secular possuem a mesma atividade.

A determinação do ^{226}Ra parte pelo pressuposto de que o mesmo esteja em equilíbrio secular com o ^{214}Pb e ^{214}Bi . O tempo necessário para que este equilíbrio seja atingido é igual a sete tempos de meia vida do radionuclídeo filho, e para o ^{226}Ra esse tempo corresponde a cerca de 28 dias. Para a medição de atividade do ^{228}Ra foi utilizada a média da intensidade dos picos do ^{228}Ac (KNOLL, 2000).

Para as análises do solo, foram utilizadas aproximadamente 120 g de amostra, as quais foram previamente acondicionadas em frascos de polietileno; para as análises do sedimento, foram utilizadas aproximadamente 15 g de amostra, as quais foram acondicionadas em placas de Petri. As amostras foram seladas e armazenadas durante um período de 30 dias de modo em que o equilíbrio secular entre o ^{226}Ra e seus nuclídeos filhos fosse atingido. Posteriormente, as amostras foram medidas por 150.000 s e a radiação de fundo

(BG) do detector foi determinada com água superpura utilizando-se a mesma geometria¹² e tempo de contagem empregado nas amostras.

A medida da radiação gama foi realizada por um detector de germânio hiperpuro (HPGe) do modelo XTRa 2520, com 25% de eficiência relativa e resolução de 2,0 keV em relação ao ⁶⁰Co com janela de berílio da marca CANBERRA, e eletrônica associada. Os espectros foram analisados utilizando o programa InterWinnerGamma 6.0 da ORTEC. A concentração de cada radionuclídeo nas amostras de solo e de sedimento foi calculada a partir da área líquida do pico presente no espectro da transição gama associada ao radionuclídeo, de acordo com a expressão (3.7).

$$C_i(\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}) = \frac{A_j - B_g}{m_a \cdot t \cdot E_f \cdot I_\gamma} \quad (3.7)$$

Em que:

C_i = Concentração de atividade do radionuclídeo na amostra ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$).

A_j = Área líquida do pico da transição gama considerada (contagens).

B_g = Área líquida da radiação de fundo da transição gama (contagens).

M_a = Massa da amostra (kg).

T = tempo de contagem (s).

E_f = Eficiência de contagem da energia da transição gama ($\text{cps}^{-1} \cdot \text{dps}^{-1}$).

I_γ = Intensidade absoluta da transição gama (%).

A eficiência de contagem é um fator de correção determinado para cada detector onde se leva em conta o tipo de amostra e a geometria de contagem.

3.2.5.1 Análise de autoatenuação

A fim de corrigir os efeitos provocados a partir da interação entre a radiação gama emitida pela amostra com a própria amostra, fez-se necessária a análise de autoatenuação. De acordo com KNOLL (2000), essa interação interfere na medição dos radionuclídeos emissores de raios gama com baixa energia, como o ²¹⁰Pb, pois há uma significativa redução dos fótons registrados pelo

¹²A geometria de contagem é o padrão de acondicionamento de uma amostra para a medida, caracterizado por um determinado modelo de recipiente e, quando aplicável, pelo volume de amostra que é nele acondicionado.

detector. O ^{210}Pb foi medido pela intensidade do seu próprio pico (46,54 keV), porém foi realizado o cálculo de correção de autoatenuação através do método descrito por CUTSHALL *et al.* (1983), o qual está apresentado na expressão (3.8).

$$f = \frac{\ln\left(\frac{T}{I}\right)}{\left(\frac{T}{I}-1\right)} \quad (3.8)$$

Em que:

F = fator de autoatenuação

T = Diferença entre a medida da amostra com e sem fonte de ^{210}Pb

I = Diferença entre a medida do padrão de água com e sem fonte de ^{210}Pb

A análise foi realizada utilizando as medidas de atividade de uma amostra de água superpura com e sem fonte de ^{210}Pb ; o mesmo procedimento foi realizado para todas as amostras de solo. Os cálculos matemáticos descritos pela expressão (3.8) permitiram a determinação do fator de correção de atenuação, o qual foi utilizado para corrigir a concentração de ^{210}Pb em cada amostra de solo.

3.2.5.2 Limite de detecção (LID)

O Limite de detecção (LID) foi calculado através da contagem de um frasco de polietileno com água superpura por 150000 segundos em um espectrômetro gama, utilizando a expressão (3.9).

$$LID = 4,66 \cdot \frac{\sqrt{Bg}}{E_f \cdot m \cdot t \cdot I_\gamma} \quad (3.9)$$

Em que:

LID = limite de detecção ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$).

Bg = radiação de fundo para a energia de transição gama (contagens).

E_f = Eficiência de contagem para a energia de transição gama (cps).

m = massa da amostra (kg).

t = tempo de contagem (s).

I_γ = intensidade absoluta da transição gama (%).

Os valores obtidos para o LID dos radionuclídeos analisados por espectrometria gama são apresentados na tabela 3.

Tabela 3 - Limites de detecção obtidos para os radionuclídeos ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{228}Ra , ^{228}Th e ^{40}K , em Bq.kg^{-1}

Radionuclídeos	^{226}Ra	^{210}Pb	^{228}Ra	^{228}Th	^{40}K
LID (Bq.kg^{-1})	3,6	10	2,2	5,3	35

3.2.5.3 Validação do método e Intercomparações

A validação do método e a qualidade de medição de todos os espectrômetros gama do Laboratório de Radiometria Ambiental (LRA-IPEN) são realizadas anualmente pelo Programa Nacional de Intercomparação (PNI), o qual é coordenado pelo Instituto de Radioproteção e Dosimetria (IRD) da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN). Os resultados do PNI foram satisfatórios, o que garante a qualidade de medição da metodologia.

A única incerteza associada ao usuário do equipamento é referente à pesagem. O método não necessita de aplicação de procedimentos radioquímicos como separação e/ou tratamento. A maior incerteza do método é a contagem, e essa incerteza é calculada a partir da curva de eficiência de cada detector. Outras incertezas, porém menos relevantes, como a probabilidade de emissão, meia vida e correção para coincidência também fazem parte da metodologia (IAEA-TECDOC-1011). Todas as incertezas descritas são combinadas pelo aplicativo de análise InterWinnerGamma 6.0 da ORTEC, o qual também foi validado pelo mesmo programa de intercomparação.

3.2.6 Análise por ativação com nêutrons instrumental (INAA)

A Análise por ativação com nêutrons instrumental (INAA) é uma técnica analítica multielementar empregada para análises qualitativas e quantitativas. Esta técnica é considerada como um método de referência e um modelo de medição primário, sendo reconhecida pela sua sensibilidade, que pode detectar concentrações na ordem de nanogramas, dependendo do analito. A técnica foi descoberta em 1936, quando Hevesy e Levi constataram que amostras que continham elementos terras raras se tornaram mais radioativas quando expostas a uma fonte de nêutrons. Assim, os pesquisadores desenvolveram um modelo que envolvesse reações nucleares para medição indireta de radioatividade a fim

de determinar a concentração de elementos maiores e traço presentes em amostras (ALI, 2000).

Os componentes básicos requeridos para uma análise por ativação são: uma fonte de nêutrons; instrumentação adequada para detecção de radiação gama e um conhecimento detalhado sobre a interação entre o nêutron e o núcleo alvo (ALI, 2000). Diferentemente de outras técnicas analíticas, como a fluorescência de raios X ¹³, a análise por ativação com nêutrons se baseia em reações que ocorrem no núcleo atômico, sendo a reação (n,γ) a mais comumente empregada para essa análise (KELLER, 1981).

O princípio desta técnica consiste na interação de um nêutron com um núcleo alvo a partir de uma colisão inelástica. Após essa interação, forma-se um núcleo com estado excitado, sendo que esse núcleo pode dissipar a sua energia por processos de desintegração que envolve emissão de partículas, normalmente β⁻ ¹⁴, e conseqüentemente de raios gama (KELLER, 1981). Está apresentado na Figura 17 um esquema representativo da análise por ativação com nêutrons instrumental (AANI).

O radionuclídeo pai, formado após a emissão de um raio gama pronto do núcleo excitado, emite uma partícula β⁻, se transformando no seu respectivo nuclídeo filho. Após o decaimento, há emissão de raios gama, cuja energia do fóton é característica do radionuclídeo pai (KELLER, 1981), assim é possível relacionar a quantidade de radiação gama emitida com a concentração do elemento estável na amostra.

¹³ A análise elementar por fluorescência de Raios X ocorre a partir de reações que ocorrem com os elétrons orbitais (DAMATTO, 2010).

¹⁴ O decaimento β⁻ ocorre quando há excesso de nêutrons no núcleo, sendo que há transformação de um nêutron em um próton, emissão de um antineutrino e uma partícula β⁻. A expressão 3.10 apresenta um modelo genérico que caracteriza um decaimento do tipo β⁻ (LILLEY, 2001).

$${}^A_ZX \rightarrow {}^A_{Z+1}Y + \beta^- + \text{antineutrino} \quad (3.10)$$

Figura 17 - Representação esquemática do princípio da análise por ativação com nêutrons instrumental.

Fonte: adaptado de ALI (2000).

Para a determinação quantitativa, as amostras e os materiais de referência certificados foram submetidos à irradiação com nêutrons térmicos¹⁵. Posteriormente utilizou-se um detector semiconductor com alta resolução acoplado a analisadores de multicanais para discriminar a energia dos raios gama emitidos pelo radionuclídeo pai. O impulso gerado entre a interação da radiação incidente com o cristal do detector foi amplificado e coletado na memória de analisadores de altura de pulso. A intensidade dessa radiação, representada através da área do pico no espectro gama, é proporcional a concentração do radionuclídeo pai, assim foi possível determinar a concentração dos elementos traço por comparação com os valores obtidos para os mesmos presentes nos materiais de referência certificado (CRM).

Essa técnica analítica foi empregada para a determinação dos radionuclídeos ^{238}U e ^{232}Th e dos elementos As, Ce, Co, Cd, Cr, Cs, Eu, Fe, Hf, K, La, Lu, Na, Nd, Rb, Sb, Sc, Se, Sm, Ta, Tb, Yb e Zn, nos perfis de solo e testemunhos de sedimento. Foram utilizados como materiais de referência certificado (CRM); *Lake Sediment* - SL3 do IAEA, *Montana Soil II* - SRM 2711^a e *Inorganic Marine Sediment* - SRM 2702, ambos do NIST.

A concentração de cada um dos elementos, em mg.kg^{-1} , foi obtida pela comparação das áreas dos picos referentes aos analitos e aos materiais de

¹⁵ Os nêutrons térmicos são aqueles que estão em equilíbrio térmico com os átomos do moderador dos reatores nucleares, compreendendo uma faixa de energia inferior a 0,5eV (ALI, 2000).

referência certificado, conforme Damatto (2010). Está apresentado na expressão (3.11) o cálculo utilizado na determinação dos elementos traço nas amostras de solo e sedimento.

$$C_a^i = \frac{(A_a^i \cdot m_{CRM} \cdot C_{CRM}^i) \cdot e^{\lambda(t_a - t_{CRM})}}{A_{CRM}^i \cdot m_a} \quad (3.11)$$

Em que:

C_a^i = Concentração do elemento i na amostra (mg.kg^{-1})

C_{CRM}^i = Concentração do elemento i no material de referência certificado

A_a^i = Atividade do elemento i na amostra (cps)

A_{CRM}^i = Atividade do elemento i no material de referência certificado (cps)

M_a e m_{CRM} = massas da amostra e material de referência certificado, respectivamente (g)

λ = constante de decaimento do radionuclídeo pai (s^{-1})

T_a e t_{CRM} = diferença de tempo entre as contagens da amostra e do material de referência certificado (s)

Os resultados, em mg.kg^{-1} , para os elementos U e Th obtidos por análise por ativação foram convertidos para Bq.kg^{-1} de acordo com a expressão (3.12). A conversão é necessária para representar a atividade específica de ^{238}U e ^{232}Th .

$$A = \frac{\ln(2) \cdot m \cdot N_a}{T_{1/2} \cdot M.M} \quad (3.12)$$

Em que:

A = atividade específica (Bq.kg^{-1})

m = massa de amostra (kg)

N_a = Constante de Avogrado (mol^{-1})

$T_{1/2}$ = Tempo de meia vida (s)

$M.M$ = Massa molar (kg.mol^{-1})

Para a análise, foram pesados aproximadamente 150 mg das amostras¹⁶ e dos dois materiais de referência certificado, os quais foram empacotados em sacos de polietileno previamente limpos com acetona P.A..

¹⁶ As amostras de solo e sedimento foram previamente moídas a uma malha de 115 mesh (0,125 mm)

Posteriormente, as amostras e os materiais de referência certificado foram irradiados sob um fluxo de nêutrons térmicos de $10^{12} \text{ n.cm}^{-2}.\text{s}^{-1}$ por um período de 6h, no Reator Nuclear de Pesquisa IEA-R1 do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), conforme DAMATTO (2010).

A primeira contagem dos elementos foi realizada após 7 dias do período de irradiação, onde os analitos As, Cd, K, La, Lu, Na, Nd, Sb, Sm, Tb, ^{238}U e Yb foram determinados. Os demais elementos foram contados após 15 dias do período de irradiação. Utilizou-se um detector semicondutor de Germânio Hiperpuro (HPGe) de alta resolução, da marca INTERTECHNIQUE, acoplado a um computador com programa emulador de multicanal Maestro da ORTEC (Maestro, 2001). Como aplicativo de análise, utilizou-se o programa de espectros InterWinnerGamma 6.0 da ORTEC (ORTEC INTERWINNER™ 6.0 MCA, 2004).

3.2.6.1 Limite de detecção (LID)

Os limites de detecção para os elementos traço e maiores determinados por INAA foram calculados utilizando-se os materiais de referência; SL3, SRM 2711^a e SRM 2702. Os cálculos foram realizados conforme a expressão (3.12):

$$LID = \frac{3 \cdot V \cdot \sqrt{B_g}}{T \cdot C} \quad (3.12)$$

Em que:

LID = limite de detecção (mg/kg^{-1});

V = valor certificado (mg/kg^{-1});

B_g = contagens da radiação de fundo para o elemento analisado (contagens);

T = Tempo de contagem (s);

C = contagens do elemento de interesse (cps)

Os valores obtidos para os limites de detecção (LID), bem como as energias dos fotopicos utilizados na determinação dos elementos traço e maiores estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Limites de detecção obtidos para os elementos analisados por INAA, em mg kg^{-1} , para os materiais de referência SL3, SRM 2711a e SRM 2702 e energias dos fotopicos dos elementos analisados.

Elemento	Energia (keV)	SL3	SRM 2711^a	SRM 2702	LID_{médio}
As	559	0,36	1,07	0,90	0,77
Br	554 e 776	0,38	-	-	0,38
Ce	145	0,85	1,01	1,59	1,15
Cd	336	-	4,02	-	4,02
Co	1173 e 1332	-	0,36	0,69	0,53
Cr	320	-	1,69	4,11	2,90
Cs	795	0,22	0,34	0,60	0,39
Eu	121 e 1408	0,02	0,03	-	0,03
Fe	1099 e 1291	-	446	846	646
Hf	133 e 482	0,15	0,17	0,29	0,20
K	1524	1276	2149	2430	1952
La	328 e 1596	0,33	0,44	0,67	0,48
Lu	208	0,02	0,02	-	0,02
Na	1368	44	65	56	55
Nd	91 e 531	5,4	7,2	11,0	7,9
Rb	1076	3,9	7,2	12,0	7,7
Sb	564	0,07	0,21	0,15	0,14
Sc	889	0,04	0,06	0,13	0,08
Se	136	-	0,14	0,39	0,27
Sm	103	0,02	0,03	0,04	0,03
Ta	1189 e 1221	0,12	0,13	-	0,13
Tb	879	0,11	0,13	-	0,12
Th-232	312	0,15	0,23	031	0,23
U-238	228 e 277	0,30	0,44	0,64	0,46
Yb	282 e 396	0,09	0,12	-	0,11
Zn	1115	-	11,4	14,9	13

3.2.6.2 Precisão e exatidão

Na determinação da precisão e exatidão do método, os materiais de referência certificado SL3, SRM 2711^a e SRM 2702 foram irradiados nas mesmas condições experimentais das amostras. Os valores de concentração, em mg.kg⁻¹, calculados para os materiais de referência foram obtidos pela média de 10 análises (n= 10). O desvio padrão relativo (%DRP) e o erro relativo (%ERR) de cada elemento estão apresentados nas Tabelas 5, 6 e 7, para SL3, SRM 2711^a e SRM 2702, respectivamente. Alguns materiais de referência certificados não forneceram valores de incerteza expandida dos elementos.

Tabela 5 - Valores obtidos para concentração de elementos traço e maiores, em mg.kg⁻¹, no material de referência certificado Lake Sediment – SL3, utilizando SRM 2711^a e SRM 2702 como padrões. Valores de desvio padrão relativo (%DRP) e erro relativo (%ERR).

Elemento	Valor Certificado	Valor Calculado	%DRP	%ERR
As	3,2 ± 0,2	3,4 ± 0,5	9,8	6,2
Br	5,6 ± 0,8	-	-	-
Ce	45,5 ± 1,7	41,8 ± 3,6	15,1	8,0
Cd	-	-	-	-
Co	-	-	-	-
Cr	-	-	-	-
Cs	1,38 ± 0,14	1,37 ± 0,31	22,9	0,9
Eu	0,66 ± 0,02	0,59 ± 0,27	13,4	10,8
Fe	-	-	-	-
Hf	9,1 ± 0,6	10,3 ± 0,4	8,9	12,8
K	8740 ± 830	9758 ± 3318	22,0	11,6
La	22,5 ± 1	22,4 ± 2	12,2	0,2
Lu	0,3 ± 0,03	0,3 ± 0,03	14,7	11,2
Na	6690 ± 330	6657 ± 351	11,5	0,5
Nd	21,5 ± 1,5	19,4 ± 6,2	22,0	9,9
Rb	38,8 ± 1,9	40,9 ± 8,6	9,6	5,4
Sb	0,56 ± 0,1	0,53 ± 0,1	9,5	5,4
Sc	3,91 ± 0,27	4,09 ± 0,31	8,7	4,7
Se	-	-	-	-
Sm	3,83 ± 0,3	3,82 ± 0,3	16,2	0,2
Ta	0,7 ± 0,05	0,4 ± 0,13	11,8	37,1
Tb	0,49 ± 0,05	0,41 ± 0,16	18,6	15,6
Th-232	7 ± 0,5	7 ± 1	11,4	2,6
U-238	2,3 ± 0,22	2,6 ± 0,38	13,5	11,6
Yb	1,89 ± 0,12	1,88 ± 0,15	14,8	0,3
Zn	-	-	-	-

Tabela 6 - Valores obtidos para concentração de elementos traço e maiores, em mg.kg^{-1} , no material de referência certificado Montana Soil II – SRM 2711^a, utilizando SL3 e SRM 2702 como padrões. Valores de desvio padrão relativo (%DRP) e erro relativo (%ERR).

Elemento	Valor Certificado	Valor Calculado	%DRP	%ERR
As	107 ± 5	104 ± 15	8,2	3,3
Br	-	-	-	-
Ce	70	81 ± 8	6,9	15,7
Cd	54,1 ± 0,5	-	-	-
Co	9,89 ± 0,18	10,91 ± 0,69	5,8	10,3
Cr	52,3 ± 2,9	55,8 ± 11,5	8,3	6,7
Cs	6,7 ± 0,2	7,4 ± 1,8	6,5	10,2
Eu	1,1 ± 0,2	1,3 ± 0,2	13,0	14,4
Fe	28200 ± 400	30939 ± 2177	4,9	9,7
Hf	9,2 ± 0,2	10,9 ± 0,9	6,9	18,2
K	25300 ± 1000	26142 ± 9522	10,5	3,3
La	38 ± 1	39 ± 4	7,1	3,1
Lu	0,5	0,5 ± 0,2	15,4	8,0
Na	12000 ± 100	11785 ± 1110	8,3	1,8
Nd	29 ± 2	34 ± 10	22,9	18,1
Rb	120 ± 3	125 ± 26	4,3	3,8
Sb	23,8 ± 1,4	24,6 ± 7,7	8,4	3,3
Sc	8,5 ± 0,1	9,4 ± 1,2	4,8	11,1
Se	2	4 ± 1	8,8	86,6
Sm	5,93 ± 0,28	5,60 ± 0,73	13,9	5,5
Ta	1	2 ± 1	12,5	62,2
Tb	0,8	1 ± 0,5	20,0	24,7
Th-232	15 ± 1	16 ± 2	4,7	3,5
U-238	3,0 ± 0,12	3,5 ± 0,66	14,6	15,9
Yb	3	3 ± 1	15,6	3,0
Zn	414 ± 11	433 ± 20	6,8	4,5

Tabela 7 - Valores obtidos para concentração de elementos traço e maiores, em mg.kg-1, no material de referência certificado Inorganic Marine Sediment – SRM 2702 , utilizando SL3 e SRM 2711a como padrões. Valores de desvio padrão relativo (%DRP) e erro relativo (%ERR).

Elemento	Valor Certificado	Valor Calculado	%DRP	%ERR
As	45,3 ± 1,8	45,0 ± 6,9	11,7	0,6
Br	-	-	-	-
Ce	123 ± 6	119 ± 9	9,4	3,3
Cd	-	-	-	-
Co	27,8 ± 0,6	25,3 ± 1,5	5,6	8,9
Cr	352 ± 22	332 ± 62	8,3	5,7
Cs	7,1	6,9 ± 1,9	16,7	3,2
Eu	-	-	-	-
Fe	79100 ± 2400	72279 ± 2664	5,0	8,6
Hf	12,6	9,4 ± 1,1	6,2	25,1
K	20540 ± 720	18062 ± 6071	17,4	12,1
La	73,5 ± 4,2	73,1 ± 5,1	11,3	0,5
Lu	-	-	-	-
Na	6810 ± 200	7170 ± 622	14,4	5,3
Nd	56	59 ± 20	11,7	5,3
Rb	128 ± 9	118 ± 23	7,8	7,4
Sb	5,6 ± 0,2	5,8 ± 1,9	9,0	4,4
Sc	25,9 ± 1,1	22,6 ± 2,6	8,3	12,6
Se	4,95 ± 0,46	2,67 ± 0,28	8,4	46,0
Sm	10,8	12,0 ± 1,8	15,5	11,6
Ta	-	-	-	-
Tb	-	-	-	-
Th-232	20,51 ± 0,96	19,61 ± 3,11	8,0	4,4
U-238	10,4	8,8 ± 1,6	6,7	15,1
Yb	-	-	-	-
Zn	485 ± 4	467 ± 36	7,3	3,8

Os elementos Cd e Br estão presentes em apenas um dos materiais de referência certificados utilizados no presente trabalho, o que impossibilitou a realização da validação do método para esses elementos. No entanto, DAMATTO (2010), em sua tese de doutorado, validou a metodologia para o elemento Br utilizando outros materiais de referência de sedimento.

3.2.6.3 Z-score

O teste Z ou Z-score foi calculado para verificar a qualidade de medição dos elementos traço e maiores determinados por INAA. O valor de z indica a distância, em desvio padrão, que um valor está do outro. Em outras palavras, utilizou-se o teste Z para verificar o quanto os valores calculados para as concentrações dos elementos se distanciam dos valores informados nos certificados de análise dos materiais de referência utilizados no presente trabalho. Geralmente, distâncias menores que três desvios-padrões ($-3 \leq z \leq 3$) tem confiança equivalente a 99%, o que confere aceitação do resultado de medição (BODE, 1996). O valor de Z foi calculado conforme a expressão (3.13).

$$Z = \frac{C_i - C_{i(ref)}}{\sqrt{\sigma_i^2 + \sigma_{i(ref)}^2}} \quad (3.13)$$

Em que:

C_i = Concentração obtida para o elemento no material de referência;

$C_{i(ref)}$ = concentração certificada para o elemento no material de referência;

σ_i = incerteza da concentração obtida para o elemento no material de referência;

$\sigma_{i(ref)}$ = incerteza da concentração certificada para o elemento no material de referência.

Os valores de Z-score para os materiais de referência SL3, SRM 2711a e SRM 2702, obtidos pela média de 10 medidas ($n=10$), estão apresentados nas Figuras 17, 18 e 19 respectivamente.

O elemento Se apresentou um z-score superior a 3 distâncias de desvio padrão para o material de referência SRM 2702 e, portanto calculou-se as concentrações de Se nas amostras de solo e sedimento utilizando apenas o material de referência SRM 2711^a. Os demais elementos apresentaram-se dentro

do intervalo de confiança de 99% para todos os materiais de referência certificado.

Figura 18 - Valores de Z obtidos na análise do material de referencia SL3, utilizando SRM 2711^a e SRM 2702 como padrões

Figura 19 - Valores de Z obtidos na análise do material de referencia SRM 2711^a, utilizando SL3 e SRM 2702 como padrões

Figura 20 - Valores de Z obtidos na análise do material de referencia SRM 2702, utilizando SL3 e SRM 2711^a como padrões

3.2.7 Fator de Enriquecimento (FE)

O fator de enriquecimento é um parâmetro utilizado para avaliar a qualidade de diversas matrizes ambientais, entre elas, o solo. Este índice permite identificar se há enriquecimento de um elemento químico através da comparação com a concentração de um elemento considerado estável e imóvel no meio ambiente. O elemento normalizador utilizado no presente trabalho foi o escândio (Sc), pois assume-se que o mesmo seja estável a ações de sinergismo no meio ambiente. Além disso, o escândio não apresenta fontes potenciais de contaminação antrópica, sendo um elemento de origem litogênica, que possui estabilidade química, não sendo susceptível a fenômenos de redução/oxidação e adsorção/dessorção (CETESB, 2016). O fator de enriquecimento (FE) foi calculado pela comparação das concentrações do elemento normalizador e do analito nas amostras de solo e no material de referência, de acordo com a expressão (3.14).

$$FE = \frac{\left(\frac{C_i}{C_n}\right)_{amostra}}{\left(\frac{C_i}{C_n}\right)_{referência}} \quad (3.14)$$

Em que:

FE = Fator de enriquecimento

C_i = Concentração do elemento de interesse

C_n = Concentração do elemento normalizador

O enriquecimento de uma dada substância está diretamente relacionado à composição química da crosta terrestre. As diferenças litológicas dificultam o estabelecimento de um critério universal para definir o enriquecimento de um dado elemento químico. De acordo com Sutherland (2000), é importante utilizar valores de referência mais próximos do local a ser analisado, entretanto nem sempre é possível a utilização de materiais de referência que compreendem o local exato de amostragem. Em decorrência da ausência de critérios para definir o grau de poluição fundamentado para o fator de enriquecimento, o autor propôs cinco critérios de enriquecimento; esses critérios estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Critérios para enquadramento do Fator de Enriquecimento

Categorias	Classificação
FE < 2	Enriquecimento baixo
2 < FE < 5	Enriquecimento moderado
5 < FE < 20	Enriquecimento significativo
20 < FE < 40	Enriquecimento muito alto
FE > 40	Enriquecimento extremamente alto

Fonte: adaptado de SUTHERLAND (2000).

Utilizou-se os valores calculados por WEDEPOHL (1995) para concentração dos elementos traço e maiores na Crosta Continental Superior (CCS) como referência para se estipular o Fator de Enriquecimento.

3.2.8 Análise estatística

Utilizou-se o software PAST 3 – *Paleontological Statistical* versão 3.15 para o cálculo do Índice de Pearson e para a realização da Análise dos Componentes Principais (PCA). A matriz de correlação de Pearson foi utilizada para correlacionar a concentração dos elementos traço e maiores com os parâmetros físico-químicos do solo e sedimento. O objetivo da utilização da análise univariada de correlação foi estabelecer uma correlação direta e linear entre essas variáveis. Para avaliar as concentrações de atividade dos radionuclídeos utilizou-se a análise de componentes principais, a qual teve como objetivo avaliar qual parâmetro físico-químico analisado influenciou em maior relevância a disponibilidade dos radionuclídeos no solo e sedimento.

3.8.2.1 Matriz de correlação de Pearson

A matriz de correlação entre a concentração dos elementos traço e maiores e os parâmetros físico-químicos; % argila, % matéria orgânica e pH do solo e, % argila e % matéria orgânica do sedimento, foi calculada pelo índice de Pearson (r). O coeficiente de correlação de Pearson mede o grau de correlação linear entre duas variáveis quantitativas (SILVA, 2018). O índice de Pearson (r) varia entre -1 a 1, em que;

- $r = 1$, correlação linear perfeita e positiva.

- $r > 0$, correlação positiva.
- $r = 0$, correlação linear inexistente.
- $r < 0$, correlação linear negativa.
- $r = -1$, correlação linear perfeita e negativa.

Para o presente trabalho, foram consideradas apenas as correlações com $p < 0,05$, ou seja, 95% de nível de confiança.

3.8.2.2 Análise dos Componentes Principais (PCA)

A análise multivariada é comumente empregada para a investigação de experimentos químicos que envolvam um grande número de variáveis. Geralmente, apenas um pequeno número das variáveis em questão são as que apresentam informações estatísticas mais relevantes. A análise dos componentes principais é uma projeção das informações estatísticas contidas em dados sob um espaço de dimensões curtas. Em outras palavras, a análise de principais componentes consiste no enxugamento dos enésimos componentes para apenas dois eixos, os quais normalmente representam mais de 95% da variância total (NETO, 1998).

A análise dos componentes principais permite identificar quais são as principais variáveis que contribuem para uma análise. Normalmente, os eixos de componentes apresentam ordem decrescente de variância, ou seja, o componente 1 possui uma maior variância que o componente 2 (NETO, 1998). No presente trabalho, utilizou-se essa análise para identificar qual parâmetro físico-químico influencia em maior significância para as concentrações de atividade dos radionuclídeos no solo e no sedimento.

4 RESULTADOS

4.1 Solo

4.1.1 Granulometria e textura

Na Figura 21 são apresentados os diagramas de classificação da textura dos dois perfis de solo; os pontos apresentados nos diagramas correspondem ao número de amostras presentes em cada perfil, no caso, 10 e 15, respectivamente.

Em ambos os perfis analisados, não se observou mudança abrupta de textura, isto significa que a fração argila não variou de forma expressiva em pequenas distâncias de profundidade.

De acordo com o diagrama da USDA-NRCS, a textura de JUSO1 foi classificada como argilo-arenosa; as médias obtidas de argila, areia e silte foram 45%, 44% e 5%, respectivamente. Para JUSO2, obtiveram-se médias de argila, areia e silte de 28%, 55% e 13%, respectivamente, o que confere ao solo uma textura franco argilo-arenosa, segundo a mesma classificação.

Figura 21 - Classificação da Textura dos perfis de solo segundo a USDA-NRCS

Nas Figuras 22 e 23 são apresentados os resultados obtidos na análise granulométrica dos dois perfis de solo. Os valores de areia, silte e argila estão expressos em porcentagem e em função da profundidade, em centímetros.

Observou-se um maior percentual da fração argila para JUSO1, o qual apresentou variação de 33,4% a 52,3%. A variação de percentual da fração argila para JUSO2 foi de 22% a 39%. Dentre os perfis analisados, JUSO2 foi o que

apresentou maior percentual de areia; percentual este que variou de 47,4% a 60,8%. A variação de percentual de areia para JUSO1 foi de 37,8% a 52,2%. O percentual de silte variou de 3,8% a 7% para JUSO1 e 9,8% a 18,4% para JUSO2.

Figura 22 - Granulometria do perfil JUSO1

Figura 23 - Granulometria do perfil JUSO2

4.1.2 Matéria orgânica (M.O)

Os percentuais estimados de matéria orgânica para JUSO1 e JUSO2, obtidos pelo método de Perda de Massa por Ignição (PMI) a 500°C, são apresentados na Tabela 9. Os percentuais médios de matéria orgânica para JUSO1 e JUSO2 foram de 12,6% e 8,6%, respectivamente.

A variação no percentual de matéria orgânica para JUSO1 foi de 9,9% a 25,3%. O maior percentual foi encontrado na profundidade entre 10 cm a 20 cm; profundidade esta que pertence ao horizonte A do regolito. Para JUSO2, a variação no percentual de matéria orgânica foi de 6,7% a 16,7%, e o maior percentual foi encontrado na profundidade entre 0 a 10 cm, localizada no horizonte O do manto de alteração.

Tabela 9 - Percentuais de matéria orgânica obtidos por PMI dos dois perfis de solo

Profundidade (cm)	JUSO1 (% PMI 500°C)	JUSO2 (% PMI 500°C)
0 – 10	12,5	16,7
10 – 20	25,3	12,7
20 – 30	11,1	10,7
30 – 40	11,5	8,2
40 – 50	10,8	8,6
50 – 60	11,4	7,4
60 – 70	11,4	7,4
70 – 80	11,6	6,7
80 – 90	9,9	7,2
90 – 100	10,3	7,4
100 – 110	---	6,9
110 – 120	---	7,3
120 – 130	---	6,9
130 – 140	---	7,1
140 – 150	---	6,7
MÁXIMO	25,3	16,7
MÍNIMO	9,9	6,7
MÉDIA	12,6	8,6

4.1.3 Densidades real e aparente e porosidade total

Os valores de densidade real e aparente e a porcentagem de porosidade de JUSO1 e JUSO2 são apresentados na Tabela 10. Os percentuais médios de porosidade para JUSO1 e JUSO2 foram de 57% e 56%, respectivamente.

Tabela 10 - Valores de densidade e porcentagem de porosidade total (P.T) dos perfis de solo

Profundidade cm	JUSO1			JUSO2		
	P _{ap} (g.cm ⁻³)	P _{real} (g.cm ⁻³)	P _T (%)	P _{ap} (g.cm ⁻³)	P _{real} (g.cm ⁻³)	P _T (%)
0 – 10	1,15	2,5	54	0,99	2,2	55
10 – 20	1,11	2,5	56	1,05	2,3	55
20 – 30	1,06	2,4	57	1,08	2,5	56
30 – 40	1,06	2,5	58	1,07	2,5	57
40 – 50	1,05	2,5	57	1,09	2,6	58
50 – 60	1,03	2,5	59	1,11	2,5	56
60 – 70	1,07	2,5	57	1,09	2,6	58
70 – 80	1,04	2,5	59	1,10	2,5	55
80 – 90	1,08	2,5	57	1,12	2,5	55
90 – 100	1,10	2,5	56	1,14	2,5	54
100 – 110	---	---	---	1,12	2,5	56
110 – 120	---	---	---	1,06	2,5	58
120 – 130	---	---	---	1,06	2,5	58
130 – 140	---	---	---	1,07	2,5	57
140 – 150	---	---	---	1,12	2,5	56
MÁXIMO	1,15	2,5	59	1,14	2,6	58
MÍNIMO	1,03	2,4	54	0,99	2,2	54
MEDIA	1,07	2,5	57	1,09	2,5	56

4.1.4 Potencial hidrogeniônico (pH)

Os valores obtidos para o pH em KCl, CaCl₂ e H₂O e a variação do delta pH (Δ pH) em JUSO1 e JUSO2 são apresentados na Tabela 11. Observou-

se que, em ambos os perfis analisados os valores de ΔpH , na maior parte das profundidades, foram positivos, o que indica uma maior adsorção aniônica. Os valores de pH em H_2O e CaCl_2 , ambos representantes da acidez ativa, se mostraram distintos, e isso pode ser resultado da interferência significativa do efeito salino no pH em H_2O .

Tabela 11 - Resultados da análise de potencial hidrogeniônico (pH) dos dois perfis de solo

Profundidade cm	JUSO1				JUSO2			
	pH_{KCl}	$\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	ΔpH	pH_{KCl}	$\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	ΔpH
0 – 10	3,67	3,69	4,71	-0,02	3,29	3,31	4,22	-0,02
10 – 20	3,88	3,72	4,55	+0,16	3,40	3,45	4,71	-0,05
20 – 30	3,91	3,75	4,47	+0,16	3,63	3,57	4,25	+0,06
30 – 40	3,94	3,72	4,41	+0,22	3,74	3,66	4,33	+0,08
40 – 50	3,94	3,80	4,43	+0,14	3,79	3,70	4,35	+0,09
50 – 60	4,09	3,79	4,46	+0,30	3,81	3,74	4,43	+0,07
60 – 70	4,10	3,82	4,48	+0,28	3,89	3,78	4,44	+0,11
70 – 80	3,96	3,86	4,59	+0,10	3,90	3,74	4,54	+0,16
80 – 90	4,01	3,80	4,62	+0,21	3,93	3,76	4,45	+0,17
90 – 100	4,02	3,76	4,56	+0,26	3,97	3,81	4,45	+0,16
100 – 110	---	---	---	---	3,98	3,81	4,47	+0,17
110 – 120	---	---	---	---	4,02	3,84	4,56	+0,18
120 – 130	---	---	---	---	4,06	3,74	4,31	+0,32
130 – 140	---	---	---	---	4,07	3,80	4,24	+0,27
140 – 150	---	---	---	---	4,13	3,87	4,25	+0,26
MÁXIMO	4,10	3,86	4,71	0,30	4,13	3,87	4,71	0,32
MÍNIMO	3,67	3,69	4,41	-0,02	3,29	3,31	4,22	-0,05
MÉDIA	3,95	3,77	4,53	0,18	3,84	3,71	4,36	0,14

4.1.5 Radionuclídeos naturais

Nas Figuras 24 e 25 são apresentados os resultados de concentração de atividade para os radionuclídeos ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{232}Th , ^{228}Ra , ^{228}Th e ^{40}K , em Bq.kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, para os perfis JUSO1 e JUSO2, respectivamente. Os valores e as incertezas obtidos para as concentrações de atividade dos radionuclídeos nos perfis de solo são apresentados no APÊNDICE A.

De acordo com UNSCEAR¹⁷ (2000), as médias mundiais de concentração de atividade para os radionuclídeos ^{238}U e ^{232}Th são 35 Bq kg^{-1} e 30 Bq kg^{-1} , respectivamente. Segundo o mesmo documento, as variações mundiais de concentração de atividade para os radionuclídeos ^{228}Ra , ^{226}Ra e ^{40}K são 11 a 64 Bq kg^{-1} , 11 a 60 Bq kg^{-1} e 140 a 850 Bq kg^{-1} , respectivamente.

As concentrações de atividade do radionuclídeo ^{232}Th se mantiveram acima dos valores apresentados pelo UNSCEAR tanto em JUSO1 quanto em JUSO2, onde as concentrações médias de atividade foram $90,8 \text{ Bq kg}^{-1}$ e $60,3 \text{ Bq kg}^{-1}$, respectivamente. A concentração de atividade do radionuclídeo ^{238}U em JUSO1 também excedeu os valores do UNSCEAR. A concentração média de atividade desse radionuclídeo em JUSO1 foi de $37,1 \text{ Bq kg}^{-1}$. Os radionuclídeos ^{228}Ra , ^{226}Ra e ^{40}K estiveram dentro da faixa de variação de concentração de atividade apresentada no documento da UNSCEAR nos dois perfis de solo.

Figura 24 - Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, no perfil JUSO1

¹⁷ United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

Figura 25 - Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, no perfil JUSO2

As médias obtidas de concentração de atividade de ^{210}Pb em JUSO1 e JUSO2 foram 35 Bq kg^{-1} e $36,6 \text{ Bq kg}^{-1}$, respectivamente; não houve uma variação significativa de concentração de atividade entre os dois perfis, entretanto observou-se uma concentração muito maior que a média correspondente de JUSO2 na superfície desse perfil.

4.1.6 Análise de Componentes Principais (PCA)

Nas Figuras 26 e 27 são apresentados os resultados do PCA entre as concentrações de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos (% argila, % M.O, pH em CaCl_2 , ΔpH e P.T) dos dois perfis de solo.

Em JUSO1, o parâmetro físico-químico localizado no componente 1 cujo valor representa maior variância para análise é a porcentagem de argila. O percentual de argila apresentou boa correlação com os radionuclídeos ^{232}Th , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{228}Th e ^{40}K . O pH em CaCl_2 também foi associado ao componente 1 e apresentou boa associação com as concentrações de atividade desses radionuclídeos, ou seja, um pH mais alcalino resultou no aumento da concentração desses radionuclídeos. Os radionuclídeos ^{238}U e ^{210}Pb foram associados à porcentagem de matéria orgânica e apresentaram-se inversamente proporcionais aos valores de ΔpH e porosidade total (P.T). Estes dois parâmetros, no entanto, foram associados ao componente 2, que representa uma variância menor.

Figura 26 - PCA entre a concentração de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos de JUSO1

Figura 27 - PCA entre a concentração de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos de JUSO2

Em geral, no perfil JUSO2, o comportamento dos radionuclídeos em função da profundidade e as mudanças de condições físico-químicas do solo se

mostraram diferente de JUSO1. Pode-se destacar a presença do ΔpH no componente 1, sendo que este parâmetro apresentou boa correlação com as concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{228}Ra , ^{226}Ra e ^{228}Th . O pH em CaCl_2 foi o parâmetro que apresentou a maior variância e portanto, foi associado ao componente 1. A porosidade total (P.T) pouco contribuiu para a variância da análise de JUSO2. O percentual de argila apresentou boa correlação aos componentes 1 e 2, no entanto a associação ao segundo componente foi ligeiramente maior. O radionuclídeo ^{210}Pb foi associado ao percentual de matéria orgânica, como foi observado em JUSO1.

Levando-se em conta os PCA dos dois perfis de solo, observou-se que o percentual de argila e o pH em CaCl_2 foram os únicos parâmetros que apresentaram boa associação ao componente 1 tanto em JUSO1 quanto em JUSO2. Essas associações podem ser um indicio que estes são os principais parâmetros físico-químicos do solo que influenciam na concentração de atividade dos radionuclídeos.

4.1.7 Elementos traço e maiores

Nas Figuras 28 e 29 são apresentados os resultados de concentração para os elementos traço e maiores, em mg.kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, para os perfis JUSO1 e JUSO2, respectivamente. Os valores e as incertezas obtidos para as concentrações dos elementos traço e maiores nos perfis de solo são apresentados no APÊNDICE C.

O Nd foi detectado apenas em JUSO1 e até uma profundidade de 60 cm. No segundo perfil, o Tb foi detectado a partir de 100 cm de profundidade. Os elementos Cd, Se e Zn estiveram abaixo do limite de detecção nos dois perfis analisados. Os demais elementos foram detectados em todas as profundidades de ambos os perfis analisados.

Entre os elementos maiores Fe, Na e K, observou-se que em ambos os perfis a concentração de Fe excedeu os valores de concentração de Na e K. As concentrações médias de Fe, Na e K em JUSO1 foram 61428 mg.kg^{-1} , 263 mg.kg^{-1} e 3643 mg.kg^{-1} . Em JUSO2, as concentrações obtidas para esses elementos foram de 43981 mg.kg^{-1} , 638 mg.kg^{-1} e 54634 mg.kg^{-1} , respectivamente.

Em respeito aos elementos terras raras, notou-se, em ambos os perfis, uma maior concentração dos elementos terras raras leves (ETRL = Ce, La, Nd, Sm e Eu) sobre os elementos terras raras pesadas (ETRP = Tb, Yb, Lu). A somatória dos elementos terras raras (ΣETR) para JUSO1 e JUSO2 foi de 89 mg.kg⁻¹ e 33 mg.kg⁻¹, respectivamente.

A concentração média do elemento As obtida em JUSO1 foi de 19 mg.kg⁻¹ e em JUSO2 foi de 21 mg.kg⁻¹, e esses valores estão acima dos 15 mg.kg⁻¹ estabelecidos pela Resolução CONAMA 420/2009 para o solo.

Outro elemento que apresentou níveis elevados de concentração quando comparados aos valores da CCS, apesar de não constar entre as substâncias apontadas na Resolução CONAMA 420/2009, foi o Br. As concentrações médias obtidas para JUSO1 e JUSO2 foram de 29 mg.kg⁻¹ e 23 mg.kg⁻¹, respectivamente. Esses valores estão acima da concentração do elemento na crosta continental superior, que é de 1,6 mg.kg⁻¹ (WEDEPOHL, 1995).

Figura 28 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg.kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, no primeiro perfil de solo (JUSO1)

Figura 29 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg.kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, no segundo perfil de solo (JUSO2)

4.1.8 Fator de enriquecimento (FE)

Nas Figuras 30 e 31 são apresentados os fatores de enriquecimento médio (FE) dos elementos traço e maiores analisados nos perfis de solo JUSO1 e JUSO2, respectivamente, calculados com os valores da Crosta Continental Superior (WEDEPOHL, 1995).

Figura 30 - FE médio dos elementos traço e maiores no perfil JUSO1

Figura 31 - FE médio dos elementos traço e maiores no perfil JUSO2

No primeiro perfil, o elemento As apresentou enriquecimento moderado até uma profundidade de 50 cm. A partir dessa profundidade, o mesmo apresentou enriquecimento significativo, exceto na profundidade entre 80 cm a 90 cm onde o enriquecimento foi moderado. O elemento Br apresentou enriquecimento significativo em todas as profundidades de JUSO1. Os demais elementos analisados, onde se incluem Ce, Co, Cr, Cs, Eu, Fe, Hf, K, La, Lu, Na, Nd, Rb, Sb, Sm, Ta, Tb e Yb, apresentaram enriquecimento baixo em todas as profundidades desse perfil.

No segundo perfil, o As apresentou enriquecimento significativo em todas as profundidades, exceto na profundidade entre 50 cm a 60 cm, onde o enriquecimento foi moderado. Assim como foi observado em JUSO1, o elemento Br apresentou enriquecimento significativo em todas as profundidades em JUSO2.

O Sb apresentou enriquecimento moderado nas profundidades entre 20 cm a 30 cm e 140 cm a 150 cm de JUSO2. Nas demais profundidades o enriquecimento de Sb foi baixo. O Cr apresentou enriquecimento moderado na profundidade entre 20 cm a 30 cm. Nas demais profundidades o enriquecimento de Cr foi baixo.

Os demais elementos, onde se incluem Ce, Co, Cs, Eu, Fe, Hf, K, La, Lu, Na, Rb, Sm, Ta, Tb e Yb, apresentaram enriquecimento baixo em todas as profundidades de JUSO2.

4.1.9 Análise de correlação de Pearson

Estão apresentadas nas Figuras 32 e 33 as correlações de Pearson entre as concentrações dos elementos traço e maiores e os parâmetros físico-químicos do solo nos perfis JUSO1 e JUSO2, respectivamente. As correlações que estão circuladas em caixa nas FIG 32 e 33 foram as que apresentaram $\rho < 0,05$.

Os elementos que apresentaram correlação linear positiva significativa entre suas concentrações e a porcentagem de argila foram As, Ce, Co, Cr, Eu, Fe, Hf, K, Sb, Lu, Na, Sb, Sc, Ta e Yb para JUSO1 e As, Br, Cr, Fe, La, Sb, Sc, Ta e Tb para JUSO2.

Observou-se correlação linear positiva significativa entre as concentrações dos elementos Co, Ce e K e o percentual de matéria orgânica (M.O) em JUSO2. Não observou-se correlação linear entre a concentração de elementos traço e maiores e o percentual de matéria orgânica em JUSO1.

Observou-se correlação linear negativa significativa entre a concentração de Sm e a porosidade total (P.T) em JUSO1. Não observou-se nenhuma correlação linear entre esse parâmetro e as concentrações dos elementos em JUSO2.

Observou-se correlação linear positiva significativa entre a concentração dos elementos As, Ce, Cr, Fe, Lu e Sc e o pH em CaCl_2 em JUSO1. Não foi observada nenhuma correlação linear significativa entre as concentrações dos elementos e o ΔpH nesse perfil. Em JUSO2, a concentração do elemento Sc apresentou correlação linear positiva significativa com o pH em CaCl_2 . Os elementos Ce e Co apresentaram correlação linear negativa significativa com o pH em CaCl_2 . Os elementos As, Fe, Sb e Sc apresentaram correlação linear positiva significativa com o ΔpH nesse perfil. Já o elemento Ce apresentou correlação linear negativa significativa com o ΔpH nesse perfil.

4.2 Sedimento

4.2.1 Granulometria e textura

Na Figura 34 são apresentados os diagramas de classificação da textura dos três testemunhos de sedimento, conforme o diagrama da USDA-NRCS (2010); os pontos apresentados nos diagramas correspondem ao número de amostras presente em cada testemunho.

Figura 34 - Classificação da Textura dos três testemunhos de sedimento segundo a USDA-NRCS

De acordo com esse diagrama, a textura de JUSE1 foi classificada entre franco argilo-arenosa e franco arenosa; as médias obtidas de argila, areia e silte foram 23%, 57% e 16%, respectivamente. Para JUSE2, obtiveram-se médias de argila, areia e silte de 13%, 72% e 12%, respectivamente, o que confere ao testemunho de sedimento uma textura franco-arenosa, segundo a classificação da USDA-NRCS. No testemunho JUSE3, as médias obtidas de argila, areia e silte foram 13%, 73% e 12%, respectivamente, o que confere ao testemunho de sedimento uma textura franco-arenosa.

Nas Figuras 35, 36 e 37 são apresentados os resultados obtidos nas análises granulométricas dos três testemunhos de sedimento coletados, respectivamente. Os valores de areia, silte, argila estão expressos em porcentagem e em função da profundidade, em cm.

Figura 35 - Granulometria do testemunho JUSE1

Figura 36 - Granulometria do testemunho JUSE2

Figura 37 - Granulometria do testemunho JUSE3

4.2.2 Matéria orgânica – M.O

Os percentuais estimados de matéria orgânica para JUSE1, JUSE2 e JUSE3 obtidos por PMI a 500°C são apresentados na Tabela 12. Os percentuais médios de matéria orgânica para JUSE1, JUSE2 e JUSE3 foram de 5,9%, 4,8% e 4,7%, respectivamente.

Tabela 12 - Percentuais de matéria orgânica obtidos pelo método de Perda de Massa por Ignição (PMI) dos três testemunhos de sedimento.

Profundidade (cm)	JUSE1 %PMI 500°C	Profundidade (cm)	JUSE2 %PMI 500°C	Profundidade (cm)	JUSE3 %PMI 500°C
0 – 9	25,8	0 – 4	11,0	0 – 4	9,25
9 – 11	4,8	4 – 6	7,65	4 – 7	7,15
11 – 13	4,25	6 – 8	6,20	7 – 10	3,30
13 – 15	4,70	8 – 10	4,70	10 – 13	2,10
15 – 17	3,20	10 – 12	3,95	13 – 16	1,65
17 – 19	4,40	12 – 14	3,75	16 – 19	3,05
19 – 21	4,65	14 – 16	3,60	19 – 22	6,50
21 – 23	4,80	16 – 18	3,50	22 – 25	8,95
23 – 25	4,20	18 – 20	3,55	25 - 28	5,75
25 – 27	3,70	20 – 22	3,60	28 – 31	4,65
27 – 29	2,95	22 – 24	3,95	31 – 34	1,55
29 - 33	3,55	24 – 26	3,45	34 – 37	1,35
---	---	26 – 28	3,60	37 – 40	2,65
---	---	28 - 37	4,20	40 - 49	4,70
MÁXIMO	25,8		11,0		9,25
MÍNIMO	2,95		3,45		1,35
MEDIA	5,90		4,80		4,50

4.2.3 Radionuclídeos naturais

Nas Figuras 38, 39 e 40 são apresentados os resultados de concentração de atividade para os radionuclídeos ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{232}Th , ^{228}Ra , ^{228}Th e ^{40}K , em Bq.kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, para os testemunhos JUSE1, JUSE2 e JUSE3, respectivamente. Os valores e as incertezas obtidos

para as concentrações de atividade dos radionuclídeos nos testemunhos de sedimento são apresentados no APÊNDICE B.

As médias obtidas para as concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{238}U e ^{232}Th estiveram acima dos valores do UNSCEAR (35 mg.kg^{-1} e 30 mg.kg^{-1}) para os três testemunhos de sedimento analisados. As médias obtidas para as concentrações de atividade do radionuclídeo ^{238}U em JUSE1, JUSE2 e JUSE3 foram 64 Bq.kg^{-1} , 47 Bq.kg^{-1} e 44 Bq.kg^{-1} , respectivamente. Para o ^{232}Th , as médias de concentração de atividade nos três testemunhos foram 122 Bq.kg^{-1} , 100 Bq.kg^{-1} e 64 Bq.kg^{-1} , respectivamente.

Outro radionuclídeo que apresentou concentrações de atividade que se mantiveram acima dos valores de faixa de concentração do UNSCEAR foi o ^{226}Ra ; 74 Bq.kg^{-1} em JUSE1 e 71 Bq.kg^{-1} em JUSE2; em JUSE3, a média de concentração de atividade foi de 45 Bq.kg^{-1} , o que representa um valor dentro da faixa de concentração de atividade para esse radionuclídeo, segundo o documento da UNSCEAR.

Figura 38 - Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq.kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, no testemunho JUSE1

Figura 39 - Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, no testemunho JUSE2

Figura 40 - Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, no testemunho JUSE3

O radionuclídeo ^{210}Pb apresentou grande variação de concentração de atividade dentre os testemunhos analisados. Os demais radionuclídeos, onde se incluem ^{228}Ra , ^{228}Th e ^{40}K , estiveram dentro da faixa de variação de concentração de atividade apresentada no documento da UNSCEAR.

4.2.4 Análise dos Componentes Principais (PCA)

Nas Figuras 41, 42 e 43 são apresentados os resultados dos PCA entre as concentrações de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos (%argila, % MO) dos testemunhos de sedimento.

No geral, o conteúdo de matéria orgânica apresentou maior significância estatística sobre a disponibilidade dos radionuclídeos no sedimento. Entretanto, essa associação foi negativa nos dois primeiros testemunhos. Não foi observada uma associação significativa entre as concentrações de atividade dos radionuclídeos e a quantidade de argila.

Figura 41 - PCA entre a concentração de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos de JUSE1

Figura 42 - PCA entre a concentração de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos de JUSE2

Figura 43 - PCA entre a concentração de atividade dos radionuclídeos e os parâmetros físico-químicos de JUSE3

4.2.5 Elementos traço e maiores

Nas Figuras 44, 45 e 46 são apresentados os resultados de concentração para os elementos traço e maiores, em mg.kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, para os testemunhos JUSE1, JUSE2 e JUSE3, respectivamente. Os valores e as incertezas obtidos para as concentrações dos elementos traço e maiores nos testemunhos de sedimento são apresentados no APÊNDICE D.

O elemento Nd foi detectado apenas em JUSE3, sendo que o mesmo permaneceu abaixo de seu limite de detecção nos demais testemunhos. Em JUSE2, o elemento Tb foi detectado somente até uma profundidade de 10 cm. O elemento Cd esteve abaixo do limite de detecção nos três testemunhos analisados. Os demais elementos foram detectados em todas as profundidades de todos os testemunhos analisados. Os elementos Zn e Se foram detectados nos três testemunhos analisados, enquanto que nos perfis de solo ambos permaneceram abaixo do limite de detecção.

Entre os elementos maiores Fe, Na e K, assim como foi observado para os perfis de solo, a concentração de Fe excedeu os valores de concentração de Na e K. As concentrações médias de Fe, Na e K em JUSE1 foram 64904 mg.kg^{-1} , 628 mg.kg^{-1} e 11530 mg.kg^{-1} , respectivamente; em JUSE2, as concentrações desses elementos foram de 62906 mg.kg^{-1} , 694 mg.kg^{-1} e 8801 mg.kg^{-1} , respectivamente, e, em JUSE3, as concentrações foram, respectivamente, 39312 mg.kg^{-1} , 521 mg.kg^{-1} e 5504 mg.kg^{-1} .

Para os elementos terras raras, notou-se que a somatória dos elementos terras raras (ΣETR) foi maior em JUSE3 e menor em JUSE1. A somatória dos elementos terras raras (ΣETR) para JUSE1, JUSE2 e JUSE3 foi de 37 mg.kg^{-1} , 43 mg.kg^{-1} e 77 mg.kg^{-1} , respectivamente.

Os elementos As e Br novamente apresentaram valores acima dos níveis de concentração na crosta continental superior (CCS) nos três testemunhos analisados. As concentrações médias do elemento As obtidas em JUSE1, JUSE2 e JUSE3 foram de 23 mg.kg^{-1} , 33 mg.kg^{-1} e 25 mg.kg^{-1} , respectivamente. As concentrações médias do elemento Br obtidas em JUSE1, JUSE2 e JUSE3 foram de 18 mg.kg^{-1} , 28 mg.kg^{-1} e 9 mg.kg^{-1} , respectivamente.

O elemento Se apresentou concentrações elevadas nos três testemunhos analisados. As médias de concentração obtidas para este elemento em JUSE1, JUSE2 e JUSE3 foram $5,4 \text{ mg.kg}^{-1}$, $2,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $2,2 \text{ mg.kg}^{-1}$, respectivamente. Estes valores estão muito acima do valor de concentração do elemento na crosta continental superior (CCS) que é de $0,082 \text{ mg.kg}^{-1}$ (WEDEPOHL, 1995).

Figura 44 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, do testemunho JUSE1

Figura 45 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, do testemunho JUSE2

Figura 46 - Concentração de elementos traço e maiores, em mg kg^{-1} , em função da profundidade, em cm, do testemunho JUSE3

4.2.6 Fator de enriquecimento – FE

Nas Figuras 47, 48 e 49 são apresentados os fatores de enriquecimento médio dos elementos traço e maiores analisados nos três testemunhos de sedimento analisados.

Em JUSE1, o elemento As apresentou enriquecimento moderado em todas as profundidades analisadas. O elemento Br apresentou enriquecimento significativo até a profundidade de 9 cm do testemunho, e nas demais profundidades, o mesmo apresentou enriquecimento moderado. O elemento Se apresentou enriquecimento muito alto em todas as profundidades do testemunho. Os demais elementos detectados apresentaram enriquecimento baixo em todas as profundidades analisadas.

Com relação à JUSE2, os elementos As e Br apresentaram enriquecimento significativo em todas as profundidades do testemunho. O elemento Se apresentou enriquecimento significativo em todas as profundidades, exceto nas profundidades entre 0 a 4 cm e 10 cm a 12 cm, onde o enriquecimento foi muito alto. O elemento Sb apresentou enriquecimento moderado até a profundidade de 12 cm desse testemunho. Após essa profundidade, o mesmo apresentou enriquecimento baixo, exceto nas profundidades entre 16 cm a 18 cm e 22 cm a 24 cm, onde o enriquecimento foi moderado. Os demais elementos detectados apresentaram enriquecimento baixo em todas as profundidades de JUSE2.

Em JUSE3, o elemento As apresentou enriquecimento significativo em todas as profundidades do testemunho, exceto na profundidade entre 0 a 4 cm, onde o enriquecimento foi moderado. O elemento Br apresentou enriquecimento moderado na grande maioria das profundidades analisadas, exceto nas profundidades entre 28 cm a 31 cm, 37 cm a 40 cm e 40 cm a 49 cm, onde o enriquecimento foi baixo. O elemento Sb apresentou enriquecimento moderado em grande parte das profundidades, exceto nas profundidades entre 0 a 4 cm, 22 cm a 25 cm e 40 cm a 49 cm, onde o enriquecimento foi baixo. O elemento Se novamente apresentou enriquecimento significativo em todas as profundidades analisadas. Os demais elementos detectados apresentaram enriquecimento baixo em todas as profundidades de JUSE3.

Figura 47 - FE médio dos elementos traço e maiores em relação à concentração na Crosta Continental Superior (CCS) de JUSE1

Figura 48 - FE médio dos elementos traço e maiores em relação à concentração na Crosta Continental Superior (CCS) de JUSE2

Figura 49 - FE médio dos elementos traço e maiores em relação concentração na Crosta Continental Superior (CCS) de JUSE3

4.2.7 Análise de correlação de Pearson

Nas Figuras 50, 51 e 52 são apresentadas as correlações de Pearson entre as concentrações dos elementos traço e maiores e os parâmetros físico-químicos do sedimento nos testemunhos JUSE1, JUSE2 e JUSE3, respectivamente. As correlações que estão circuladas em caixa nas FIG 49, 50 e 51 apresentam $p < 0,05$.

Os elementos que apresentaram correlação linear positiva significativa entre suas concentrações e a porcentagem de argila foram Yb em JUSE1 e Co em JUSE3. O elemento Br apresentou correlação linear negativa significativa com a quantidade de argila em JUSE1. Não observou-se nenhuma correlação linear significativa entre a porcentagem de argila e as concentrações dos elementos em JUSE2.

Observou-se correlação linear positiva significativa entre as concentrações dos elementos Br e Ce e o percentual de matéria orgânica em JUSE1. Os elementos As, Co, Cr, Fe, Hf, K, La, Lu, Rb, Sc, Se, Ta e Zn apresentaram correlação linear negativa significativa com a porcentagem de matéria orgânica nesse testemunho. Em JUSE2, os elementos La, Sm, Tb e Ce apresentaram correlação linear positiva significativa com o percentual de matéria orgânica. Os elementos As, Br, Cr, Cs, Fe, Hf, K, Lu, Na, Sc, Se, Ta e Yb apresentaram correlação linear negativa significativa com esse parâmetro. Em JUSE3, os elementos Ce, Eu, K, Rb, Sc e Tb apresentaram correlação linear positiva significativa com o percentual de matéria orgânica.

Figura 51 - Correlação de Pearson entre a concentração dos elementos traço e maiores, concentração de argila e matéria orgânica (M.O) em JUSE2.

Figura 52 - Correlação de Pearson entre a concentração dos elementos traço e maiores, concentração de argila e matéria orgânica (M.O) em JUSE3.

5 DISCUSSÃO

5.1 Solo

5.1.1 Concentração de atividade dos radionuclídeos

Os valores de concentração de atividade acima da média do UNSCEAR para os radionuclídeos; ^{232}Th em ambos os perfis e ^{238}U em JUSO1, não necessariamente indicam que há uma concentração de atividade anormal para os radionuclídeos em questão, pois a média mundial é calculada para diversos tipos de solos correspondentes de várias litologias.

Geralmente, a concentração do elemento U é maior em rochas félsicas, entretanto a concentração de atividade de ^{238}U foi menor em JUSO2, cujo solo é derivado de ortognaisses. Em condições oxidantes, o U tende a se complexar sob a forma de carbonatos extremamente solúveis, o que aumenta a mobilidade do elemento e influencia em sua menor concentração no solo. Em contrapartida, a presença de substratos ferrosos pode diminuir a mobilidade de U no solo (GAVRILESCU *et al.*, 2009). A concentração maior de Fe em JUSO1 pode ser um fator para explicar a maior concentração de atividade de ^{238}U nesse perfil.

O valor de ΔpH explica as reações de adsorção que ocorrem na fase coloidal do solo. Quanto menor este valor, maior é a concentração de cargas negativas nos colóides, o que aumenta a probabilidade de adsorção catiônica nos sítios de adsorção dos argilominerais. A correlação inversa entre este parâmetro e as concentrações de atividade dos radionuclídeos ^{238}U e ^{210}Pb em JUSO1 é um indício de que a disponibilidade de alguns radionuclídeos no solo pode ser afetada pelo valor de ΔpH . Para JUSO2, observou-se correlação positiva entre o ΔpH e a concentração de atividade de alguns radionuclídeos. Esses resultados dos Principais Componentes de Análise (PCA) para o perfil JUSO2 não foram esperados, pois em tese, a capacidade de sorção dos elementos metálicos aumenta com a diminuição do valor de ΔpH .

De acordo com PORCELLI (2008), o elemento Th se torna mais solúvel em pH extremamente baixo (2-3) ou em complexos com a matéria orgânica. Como nos horizontes superficiais há maior concentração de matéria orgânica, pode-se considerar que o Th foi solubilizado ao se complexar aos quelatos

orgânicos, o que permitiu uma maior lixiviação nesses horizontes. A concentração de atividade de ambos os isótopos de Th aumentou com a profundidade, o que pode ser decorrência da lixiviação nos horizontes superficiais.

Os isótopos de Ra são altamente móveis em pH abaixo de 3 e relativamente móveis em faixas de pH neutro, exceto em condições com predomínio de substratos ferrosos ou em solos com concentração de argila significativa, onde pode haver alta sorção. A associação dos dois isótopos de Ra à argila está de acordo com o comportamento teórico desse elemento químico (CHEN *et al.*, 2005).

A associação do ^{210}Pb à matéria orgânica pode ser um fator significativo para explicar a concentração de atividade desse radionuclídeo na superfície de JUSO2. Todavia, a concentração mais alta na superfície pode estar relacionada ao decaimento radioativo do gás ^{222}Rn . O gás nobre Ra se difunde do solo para a atmosfera, decai para uma série de radionuclídeos com tempo de meia vida curto até o ^{210}Pb , o qual retorna para a superfície do solo pelo processo de *fallout* seco ou úmido.

Os parâmetros físico-químicos que apresentaram maior contribuição estatística para a concentração de atividade dos radionuclídeos foram o pH em CaCl_2 (acidez ativa) e o percentual de argila. De acordo com BRADY (1989), o aumento da alcalinidade do solo aumenta a capacidade de troca catiônica (CTC). O comportamento químico dos radionuclídeos é semelhante aos elementos metálicos, pois os radionuclídeos podem formar cátions na natureza. Dessa forma, o pH resultante de acidez ativa pode ser considerado um importante parâmetro para interpretar o comportamento dos radionuclídeos no solo.

5.1.2 Concentração de elementos maiores

O baixo enriquecimento dos elementos Na e K em relação ao elemento Fe pode estar relacionado ao fato de que os seus cátions (Na^+ e K^+) possuem potencial iônico¹⁸ baixo. Assim, os dois cátions não se ligam fortemente ao ânion O^{2-} e não ficam retidos em ambientes formadores de óxidos e óxi-hidróxidos, como os solos. Contrariamente, o cátion trivalente Fe^{3+} possui um potencial iônico

¹⁸ O potencial iônico é definido como a razão entre a carga e o raio de um determinado íon.

intermediário, o que possibilita uma ligação forte com O^{2-} , formando compostos estáveis e insolúveis, os quais permanecem no solo (DE SOUZA; RAILSBACK, 2012).

Observou-se um ligeiro aumento das concentrações de Na e K no segundo perfil de solo em relação ao primeiro. A composição litológica da área onde JUSO2 foi coletado indica a presença de rochas granitoides, representadas por ortognaisses. As rochas graníticas são classificadas como félsicas, isto é, possuem elevado teor de sílica, sódio e potássio, e isso pode ter contribuído com o aumento da disponibilidade de Na e K no segundo perfil. Já na área de coleta do JUSO1, a composição litológica é representada por xistos, os quais podem possuir um elevado teor de micas, inclusive a biotita, a qual possui um teor de Fe significativo (GROTZINGER *et al*, 2006; CPRM, 2010).

5.1.3 Concentração dos demais elementos traço

As concentrações dos elementos traço, de maneira geral, se mostraram mais elevadas no perfil JUSO1 do que em JUSO2. De acordo com CPRM (2010), o potencial metalogenético da segunda área de coleta foi prejudicado pelo alto grau de metamorfismo, o que dispersou os elementos químicos. O baixo enriquecimento de grande parte dos metais analisados no segundo perfil pode estar relacionado com a própria geologia do local.

No perfil JUSO2, não foram esperados os resultados de correlação linear positiva entre a concentração dos elementos metálicos Fe, Sb e Sc com os valores de ΔpH . Em tese, quanto menor o valor de ΔpH , maior é adsorção de cátions na fase coloidal do solo. No entanto, a concentração de argila aumentou com o acréscimo da profundidade e isto influenciou o aumento da concentração de alguns elementos metálicos em função da profundidade. Os valores de ΔpH também aumentaram com a profundidade, e isto pode ser considerado o motivo para alguns elementos apresentarem correlação linear positiva com esse parâmetro. Outro resultado que não foi esperado para esse perfil foi a ausência de correlação linear positiva entre a acidez ativa (pH em $CaCl_2$) e a concentração dos elementos metálicos (apenas o elemento Sc apresentou correlação com o pH em JUSO2). De acordo com BRADY (1989), o valor de pH do solo é diretamente proporcional com a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo, ou seja, quanto

mais básico for o pH, maior é a CTC. Em JUSO1, observou-se correlação linear positiva entre o pH resultante da acidez ativa e a concentração de grande parte dos elementos analisados.

Em ambos os perfis analisados, todos os elementos metálicos analisados apresentaram fator de enriquecimento baixo ou, em algumas profundidades, moderado. Os únicos elementos no solo que apresentaram um enriquecimento maior foram os não-metals As e Br. Esses dois elementos, ao contrário dos metais catiônicos, formam ânions (arsenato, arsenito, brometo, entre outros); os dois perfis de solo apresentaram valores de ΔpH positivos, e isso pode ser um fator para explicar o baixo enriquecimento dos metais formadores de cátions, pois nesses solos, em tese, há uma maior adsorção aniônica. Além disso, o pH extremamente ácido dos dois perfis de solo pode ser um indício de que os solos possuem baixa CTC, o que também influencia na baixa concentração dos metais.

5.1.3.1 Concentração dos Elementos Terras Raras - ETR

As rochas da crosta continental possuem um elevado teor de ETRL sobre ETRP. Outro fator que pode estar relacionado a essa tendência é que no processo de intemperismo ocorre o fracionamento de diferentes ETR, onde as perdas decrescem com o aumento do número atômico. Com isso, os ETRL, por possuírem número atômico (Z) menor que os ETRP, são removidos da rocha e transferidos em maior quantidade para o solo através do intemperismo (TYLER, 2004).

Os resultados da somatória dos ETR em ambos os perfis de solo foram esperados. A maior concentração dos ETR em JUSO1 em relação à JUSO2 pode estar relacionada à concentração elevada de Fe no primeiro perfil. O intemperismo de minerais máficos, presentes nos xistos, pode ter liberado o Fe na solução do solo, e assim os ETR podem ter co-precipitado ou adsorvido nos óxidos de Fe e argilas (LAVEUF; CORNU, 2009). Os elementos terras raras Ce, Eu, Lu e Yb apresentaram correlação linear positiva com a concentração de argila em JUSO1, e isso pode ser um indício que esses metais estão adsorvidos nos argilominerais.

As rochas que compõem o segundo ponto de coleta são derivadas de rochas ígneas ácidas, que por sua vez podem conter enriquecimento de elementos terras raras (HU *et al.*, 2006). No entanto, estudos como o de HARDY & CORNU (2006) descrevem que o quartzo, mineral abundante nas rochas ígneas ácidas, tem um papel importante na disponibilidade de ETR no solo. O quartzo, cujos cristais apresentam baixo teor de ETR na composição química, pode atuar como um diluente dos ETR, uma vez que a sílica é resistente ao intemperismo; esse processo pode proporcionar a depleção dos ETR no solo a partir de processos erosivos (TYLER, 2004). A acidez considerável das amostras de solo do segundo perfil pode indicar precipitação de quartzo em grande quantidade, o que pode ter impulsionado a baixa concentração dos ETR neste perfil.

A matéria orgânica possui grande afinidade pelos ETR, pois as substâncias orgânicas formam quelatos estáveis com esses elementos (Pourret *et al.*, 2007). E apesar de que não se observou correlação linear significativa entre esse parâmetro e a concentração dos ETR, com exceção em JUSO2 onde essa correlação foi positiva para o Ce, o baixo teor de matéria orgânica no segundo perfil de solo pode ter contribuído com a baixa disponibilidade dos ETR no solo.

5.1.3.2 Concentração de Arsênio (As)

Autores como CAMPOS *et al.* (2007), que avaliaram a concentração de arsênio em dezessete latossolos brasileiros, estabeleceram uma concentração média de arsênio de $5,92 \text{ mg.kg}^{-1}$. Entretanto, os valores encontrados na presente pesquisa podem ser considerados normais quando comparados com os valores de arsênio em solos não contaminados, que foram apresentados no boletim de WHO¹⁹ (2001), onde a concentração de arsênio variou de 1 mg.kg^{-1} a 40 mg.kg^{-1} .

Segundo KABATA-PENDIAS & PENDIAS (2001), os compostos de arsênio são solúveis, mas a mobilidade desses compostos é afetada pelos processos de sorção em argilas, óxidos e matéria orgânica. O As apresentou correlação linear positiva com a quantidade de argila em ambos os perfis analisados, entretanto não se observou nenhuma correlação linear com o teor de matéria orgânica. De acordo com o mesmo autor, a concentração de arsênio está

¹⁹ World Health Organization – Organização Mundial da Saúde

distribuída uniformemente em diversos tipos de rochas ígneas, onde os valores atingem no máximo 2,5 ppm. Em rochas sedimentares argilosas, como os folhelhos, os valores podem exceder 13 ppm, sendo que parte do arsênio acumulado nos sedimentos pode ser decorrente de erupções vulcânicas ou fontes de poluição antrópica.

Não foi possível afirmar que há uma possibilidade do enriquecimento do elemento As estar ligado a fontes de poluição antrópica. Seria necessária uma análise minuciosa sobre esses perfis de solo e também das rochas que compõem a região, pois pode haver outros fatores que não foram determinados no presente trabalho que possam levar a uma conclusão mais precisa sobre a concentração deste elemento químico.

5.1.3.3 Concentração de Bromo (Br)

O Br ocorre naturalmente em poucos minerais, sendo o principal deles o brometo de prata (AgBr), e em compostos polialogenados (PHC's). As principais fontes antrópicas desse elemento residem em produtos da agricultura, como fumigantes e fertilizantes e também da queima de combustíveis fósseis (KABATA-PENDIAS; PENDIAS 2001). Há dados na literatura, como os reportados por YUITA *et al.* (1992), que demonstraram que o Br tem capacidade de sorção considerável em hidróxidos de Al e Fe, matéria orgânica e argila. Os autores também concluíram que o Br pode ser introduzido no solo por meio da precipitação pluviométrica, em caso de altos índices.

Os dados meteorológicos do município de Mogi das Cruzes indicam que há uma taxa anual de precipitação relativamente alta (1582 mm), e isso pode ser um fator considerável para explicar o enriquecimento significativo de Br nos dois perfis de solo. Em JUSO1, observou-se uma concentração maior desse elemento do que em JUSO2, e isso pode estar relacionado ao fato de que a área de coleta de JUSO1 não possuía uma quantidade significativa de cobertura de vegetação, o que pode ter aumentado a área de exposição do solo à chuva e consequentemente a concentração de Br neste perfil.

Outro ponto que é importante ressaltar é que a área de coleta de JUSO1 está próxima de vários pontos de hortifrutigranjeiros. E não se pode

descartar a possibilidade de que as maiores concentrações de Br neste perfil esteja associada a utilização de produtos agrícolas nas proximidades deste ponto de coleta.

O elemento Br possui boa capacidade de sorção em argilas e inclusive foi observada uma correlação linear positiva significativa entre a concentração desse elemento e a concentração de argila em JUSO2. Apesar dessa boa capacidade de sorção em argila, é notável que o Br é facilmente lixiviado do regolito (KABATA-PENDIAS; PENDIAS 2001), o que necessita que a exposição do solo a uma determinada fonte de Br seja constante para que a concentração do mesmo se mantenha elevada. Essa consideração aumenta significativamente a probabilidade de que o alto enriquecimento de Br nos dois perfis esteja relacionado à precipitação pluviométrica, a qual ocorre com frequência na área do reservatório e também pode carrear poluentes contidos na atmosfera. A alta porosidade de ambos os perfis do solo pode ter facilitado a infiltração da água de chuva, o que permitiu uma disposição praticamente uniforme de concentração ao longo dos perfis.

Os dados apresentados no presente trabalho não permitem que seja feito uma avaliação exata da real situação do enriquecimento do elemento Br nos perfis de solo analisados. No entanto, esses dados forneceram uma boa indicação de que a principal fonte de Br estaria relacionada à precipitação pluviométrica. Seria necessária uma análise mais profunda, abordando a concentração do Br no solo em função da sazonalidade, por exemplo, para indicar evidências concretas.

5.2 Sedimento

5.2.1 Concentração de atividade dos radionuclídeos

A ausência de associação entre as concentrações de atividade de grande parte dos radionuclídeos analisados e a quantidade de argila nos testemunhos pode indicar que outros fatores no meio ambiente possam estar influenciando em maior significância a disponibilidade dos radionuclídeos. Os parâmetros físico-químicos da água, como pH e Eh, do reservatório podem estar influenciando na distribuição desses radionuclídeos. O diagrama de Pourbaix (Eh/pH) estabelece importantes informações sobre a especiação química dos

elementos químicos, e poderia auxiliar na interpretação dos dados de concentração dos elementos traço e radionuclídeos precipitados no sedimento.

Os resultados de concentração de ^{226}Ra em JUSE1 e JUSE2, os quais permaneceram acima dos valores mundiais do documento do UNSCEAR, podem ter relação com afloramento de água subterrânea, que por sua vez pode conter elevado teor dos isótopos de rádio. No entanto, a quantidade expressiva de areia nos testemunhos de sedimento dificultaria, em tese, a adsorção e consequente retenção do rádio nesse compartimento. Além disso, os isótopos de rádio possuem elevada solubilidade, o que diminuiria a concentração dos mesmos no sedimento.

A alta variação de concentração de atividade do radionuclídeo ^{210}Pb nos testemunhos de sedimento pode estar relacionada aos períodos de seca nos quais a região do reservatório de Jundiaí esteve submetida nos últimos anos. A precipitação pluviométrica tem grande influência sobre a área inundada do reservatório. Assim, pode se admitir que as profundidades nas quais a concentração de atividade de ^{210}Pb foi maior foram as que estiveram expostas ao ar e secas durante um determinado período. Como foi detalhado anteriormente, o decaimento do gás ^{222}Rn aumenta a concentração de atividade do ^{210}Pb . Estudos mais detalhados abordando a variação de concentração de ^{210}Pb , a taxa de sedimentação do reservatório e o levantamento histórico dos índices de precipitação pluviométrica são necessários para um melhor entendimento da distribuição desse radionuclídeo.

5.2.2 Concentração dos elementos maiores

Os sedimentos são partículas oriundas de reações de precipitação química e biológica que ocorrem na água ou que foram transportadas, normalmente pela ação da água ou vento, de outros locais até a sua deposição. Os sedimentos podem ter composições associadas a outras litologias, diferentemente do solo, que têm influência predominante do substrato rochoso o qual lhe deu origem (HYPOLITO *et al.* 2011). Por exemplo, nos perfis de solo, a concentração de Fe foi muito maior em JUSO1 quando comparada à JUSO2. Para o sedimento, a concentração de Fe não variou de forma expressiva entre o primeiro e o segundo testemunho. Além disso, observou-se que o elemento K

apresentou maior concentração em JUSE1 quando comparada ao perfil de solo correspondente, JUSO1. As concentrações do elemento Na não apresentaram variação significativa entre JUSE1 e JUSE2, no entanto foram menores em JUSE3.

5.2.3 Concentração dos elementos traço

De modo geral, as concentrações dos elementos traço e maiores se mantiveram mais elevadas em JUSE1, quando comparadas a JUSE2 e JUSE3. A quantidade expressiva de areia no segundo e no terceiro testemunho pode ser considerada um dos fatores para explicar essa diferença de concentração.

Vale ressaltar que os elementos As e Br estiveram em concentrações que os levaram a atingir um enriquecimento que variou de moderado a significativo nos testemunhos de sedimento. O enriquecimento desses elementos no solo pode ter contribuído com a concentração no sedimento, uma vez que os sedimentos foram coletados na margem correspondente aos pontos de coleta dos solos.

O elemento Sb apresentou enriquecimento moderado em algumas profundidades de JUSE2 e JUSE3. De acordo com KABATA-PENDIAS & PENDIAS (2001), o comportamento geoquímico do Sb é semelhante ao do elemento As. A concentração de As foi elevada em comparação ao nível de referência deste elemento na Crosta Continental Superior (CCS) e, portanto o enriquecimento moderado de Sb em algumas profundidades dos testemunhos pode estar associado à concentração de As.

Não se observou, de forma expressiva, correlação linear positiva significativa entre a concentração dos elementos traço e o percentual de argila. Esses resultados não foram esperados, porém não se pode descartar a hipótese de que pode haver outros parâmetros físico-químicos no ambiente que estejam influenciando de maneira direta na concentração dos elementos no sedimento. Alguns parâmetros físico-químicos da água do reservatório, como o potencial de oxido-redução (Eh) e potencial hidrogeniônico (pH), poderiam estar controlando de maneira mais expressiva a disponibilidade dos elementos no sedimento. Muitos desses elementos, no entanto, apresentaram correlação linear positiva com o percentual de argila, mas não atingiram os 95% de confiança estatística.

5.2.3.1 Concentração dos elementos terras raras (ETR)

Contrariamente ao observado para os perfis de solo, onde a somatória dos ETR foi maior no perfil que apresentou maiores concentrações do elemento Fe, a somatória dos ETR nos testemunhos de sedimento foi maior em JUSE3. Esse testemunho apresentou a menor concentração de Fe dentre os testemunhos analisados. Os resultados encontrados para as concentrações dos ETR no sedimento reforçam a ideia de que o Fe desempenha um importante papel na disponibilidade dos ETR no solo, pois quanto menor for a concentração de Fe no solo, maior é a mobilidade do ETR, o que pode fazer com que esses elementos se mobilizem e se depositem no sedimento em maior concentração. A maior disponibilidade desses elementos, no entanto, pode ter relação com a composição das rochas do ponto de coleta de JUSE3; as rochas félsicas podem possuir elevados teores de ETR.

5.2.3.2 Concentração de Selênio (Se)

De acordo com o Padrão de Potabilidade da Portaria 1469/2000, do Ministério da Saúde, a concentração limite do elemento Se em águas consideradas apropriadas para uso é de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$. As fontes antropogênicas desse elemento estão associadas à utilização de produtos agrícolas, queima de combustíveis fósseis, resíduos de mineração e lodo de esgoto. O elemento Se é classificado como um elemento calcófilo, isto é, possui afinidade pela fase sulfídica.

O processo de solubilização desse elemento é dependente do potencial de óxido-redução e pH do ambiente e também pela concentração de sesquióxidos no sedimento, uma vez que uma maior concentração desses óxidos aumenta a solubilidade do elemento Se (KABATA-PENDIAS; PENDIAS 2001). As altas concentrações médias obtidas nos três testemunhos de sedimento ($5,4 \text{ mg.kg}^{-1}$, $2,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ e $2,2 \text{ mg.kg}^{-1}$) podem ser consideradas um agravante para a qualidade da água armazenada no reservatório se as reações de solubilização dos compostos de selênio tornarem esse elemento disponível, o que poderia resultar em concentrações inapropriadas na água.

A concentração do elemento Se em rochas magmáticas raramente excede 0,05 ppm. Em sedimentos argilosos a concentração pode variar entre 0,4

a 0,6 ppm. Segundo KABATA-PENDIAS & PENDIAS (2001), solos e sedimentos com alto teor de argila são capazes de adsorver o Se e fixa-lo, o que diminuí consideravelmente a sua mobilidade. A alta concentração de areia nos três testemunhos de sedimento dificultaria, em tese, a fixação do elemento Se no sedimento; o enriquecimento muito alto e significativo desse elemento nos testemunhos pode ser um indício de que há uma fonte de origem não litogênica sendo introduzida no ambiente. O elemento Se apresentou correlação linear positiva com a porcentagem de argila em JUSE2, no entanto essa correlação não atingiu os 95% de confiança.

6 CONCLUSÃO

O presente trabalho avaliou a composição química inorgânica e a concentração de atividade dos radionuclídeos naturais presentes nas séries de decaimento do ^{238}U e ^{232}Th e de ^{40}K em perfis de solo e testemunhos de sedimento do reservatório de Jundiaí.

A caracterização dos níveis de radiação natural do reservatório de Jundiaí apontou maiores valores de concentração de atividade do isótopo ^{226}Ra em relações aos valores de referência do UNSCEAR nos testemunhos de sedimento. Além disso, os radionuclídeos ^{238}U e ^{232}Th permaneceram acima dos níveis de referência do UNSCEAR nos três testemunhos de sedimento, sendo que o ^{232}Th também excedeu o valor de referência nos dois perfis de solo. Os níveis de radiação natural são bons indicativos de processos geológicos, que por sua vez influenciam na concentração de atividade dos radionuclídeos nas variadas matrizes ambientais. Os processos pedogênicos contribuem para a distribuição vertical dos radionuclídeos no perfil de solo; os resultados de PCA demonstraram uma boa associação entre a concentração de atividade de alguns radionuclídeos com a acidez ativa (pH em CaCl_2) e a quantidade de argila nos perfis de solo. Já para as análises do sedimento, não foram obtidas relações significantes entre os parâmetros físico-químicos e as concentrações de atividade dos radionuclídeos.

Não foi encontrada nenhuma evidência que apontasse um enriquecimento dos radionuclídeos naturais através da ação humana; os níveis de ^{40}K , o qual está presente em quantidades expressivas nos fertilizantes utilizados na agroindústria, estiveram dentro dos valores de referência do UNSCEAR para todos os compartimentos analisados. Além disso, nenhum outro radionuclídeo foi detectado em concentrações extremamente altas as quais levantassem algum tipo de suspeita de contribuição antrópica.

Os elementos As e Br apresentaram enriquecimento significativo nos perfis de solo e em alguns dos testemunhos de sedimento analisados. Os valores de ΔpH positivos foram utilizados para explicar o enriquecimento desses dois elementos no solo, os quais formam compostos aniônicos no ambiente. No entanto, estudos mais aprofundados são necessários para explicar o acúmulo

desses elementos no solo e também no sedimento, uma vez que, principalmente o elemento As, pode ocasionar efeitos adversos à biota do local e também prejudicar a qualidade da água do reservatório.

Sobre os demais elementos traço e maiores, o presente trabalho apresentou, através do índice de Pearson, relações entre as concentrações dos elementos e os parâmetros físico-químicos do solo; algumas relações se mostraram úteis para o entendimento da distribuição desses elementos nas profundidades do perfil de solo. Assim como foi observado para os radionuclídeos, os elementos metálicos apresentaram boa associação com o pH resultante da acidez ativa e também com a quantidade de argila presente nos perfis de solo.

A concentração elevada do elemento Se nos três testemunhos de sedimento pode ser considerado um agravante para a qualidade de água do reservatório, pois apesar do elemento estar imobilizado no sedimento, as alterações físico-químicas da água, como pH e Eh, podem tornar este elemento solúvel e conseqüentemente disponível. A contribuição antrópica desse elemento em corpos hídricos normalmente está associada ao despejo de efluentes. Desta forma, a monitoração da qualidade da água, no que se diz respeito à concentração de selênio, se faz necessária, uma vez que o mesmo é considerado um elemento potencialmente tóxico (EPT) pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB).

A escassez de trabalhos e pesquisas que abordam a área do reservatório de Jundiaí faz com que os dados fornecidos nessa dissertação sejam bastante úteis para estudos futuros na região, principalmente na área de geoquímica.

Os resultados do presente trabalho permitem que outras linhas de pesquisa sejam desenvolvidas com maior aprofundamento. A taxa de sedimentação da represa e associação com a concentração de ^{210}Pb nos sedimentos, o monitoramento da concentração do elemento Br nos perfis de solo em função da precipitação pluviométrica e características da vegetação sobreposta podem ser objetos de estudo de pesquisas futuras. O alto enriquecimento do elemento Se nos testemunhos de sedimento também é um

tema que necessita maior aprofundamento, uma vez que esse elemento pode representar um alto risco para a comunidade aquática do local e também para os humanos que consomem a água da represa. A análise dos elementos traço e maiores no sedimento de fundo da represa, o qual normalmente possui textura argilosa, também pode ser tema de um projeto futuro, sendo a análise dos parâmetros físico-químicos da água do reservatório, principalmente do Eh e pH, de suma importância para a interpretação dos dados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALI, M. A. A brief overview of neutron activation analyses methodology and applications. **Proceedings** of CONFERENCE ON NUCLEAR AND PARTICLE PHYSICS, 13 -17 Nov. 1999, Cairo, Egypt. 2000.

ANJOS, R. M.; VEIGA, R.; SOARES, T.; SANTOS, A. M. A.; AGUIAR, J. G.; FRASCÁ, M. H. B. O.; BRAGE, J. A. P.; UÊDA, D.; MANGIA, L.; FACURE, A.; MOSQUERA, B.; CARVALHO, C.; GOMES, P. R. S. Natural radionuclides distribution in Brazilian commercial granites. **Radiation Measurements**, v.39, p. 245-253, 2005.

AZEVEDO, A. C.; DALMOLIN, R. S. D. **Solos e Ambiente: uma introdução**. Santa Maria: Pallotti, 2004.

BAKER, G. **Detrital heavy minerals in natural accumulates**. Mellbourne, Australia, 1962.

BODE, P. **Instrumental and organization aspects of a nêutron activation analysis laboratory**. 1996. Tese (Doutorado) – Technische Universiteit Delft, Delft. Disponível em < <https://elibrary.ru/item.asp?id=6878903> > Acesso em: 7 jul. 2017.

BONOTTO, D. M. Natural radionuclides in major aquifer systems of Paraná sedimentary basin, Brazil. **Applied Radiation and Isotopes**, v. 69, p. 1572-1584, 2011.

BRADY, N. C. **Natureza e Propriedade dos Solos**. 7 ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1989.

CALVERT, S. E. The mineralogy and geochemistry of near-shore sediment. **Chemical Oceanography**, v.6, n.2, p. 187-280, 1976.

CAMERON, A. G. W. **Stellar evolution, nuclear astrophysics, and nucleogenesis**. Courier Corporation, 2013.

CAMPOS, M. L.; GUILHERME, L. R. G.; SIQUEIRA, R. L.; ANTUNES, A. S.; Marques, J. J.; CURI, N. Teor e capacidade máxima de adsorção de arsênio em Latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, 2007.

CHEN S.B.; ZHU Y.G.; HU Q.H. Soil to plant transfer of ^{238}U , ^{226}Ra and ^{232}Th on a uranium mining – impacted soil from southeastern China. **Journal of Environmental radioactivity**, v. 82, p. 223-236, 2005.

CHEN, B.; ZHENG, Z.; HUANG, K.; ZHENG, Y.; ZHANG, G. Radionuclide dating of recent sediment and the validation of pollen-environment reconstruction in a small watershed reservoir in southeastern China. **Catena**, v.115, p. 29–38, 2005.

CHRISTENSEN, E. R. Metals, Acid-Volatile Sulfides, Organics and particle Distribution of Contaminated sediments. **Water Science Technology**. v. 37, p. 149-156, 1998.

CLAIRBORNE, W. Beethoven: a life undone by heavy metal? **Washington Post**, v.18, 2000.

COELHO, A. L. N. Geomorfologia Fluvial De Rios Impactados Por Barragens. **Caminhos de Geografia**, v. 9, n. 26, p. 16-32, 2008.

COMISSÃO MUNDIAL MUNDIAL DE BARRAGENS. **Represas y desarrollo: Un nuevo marco para la toma de decisiones**. 2000.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Dossiê Sistema Alto Tietê**. São Paulo, 2009.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2004**. São Paulo, 2005.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2008**. São Paulo, 2008.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2013**. São Paulo, 2013.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2016**. São Paulo, 2017.

COPE, V. Caracterização limnológica e balanço de massa de nutrientes, durante o enchimento das represas Paraitinga e Bititiba (Alto Tietê). 2008. Dissertação (Mestrado em Aquicultura e Pesca) - Instituto de Pesca, Secretaria de Agricultura e Abastecimento, São Paulo. Disponível em: <https://scholar.google.com.br/scholar?hl=pt-BR&as_sdt=0%2C5&q=COPE%2C+V.+Caracteriza%C3%A7%C3%A3o+limnol%C3%B3gica+e+balan%C3%A7o+de+massa+de+nutrientes%2C+durante+o+enchimento+das+represas+Paraitinga+e+Bititiba+%28Alto+Tiet%C3%AA%29.+2008.+137+p.+Disserta%C3%A7%C3%A3o+%28Mestrado+em+Aquicultura+e+Pesca%29+Instituto+de+Pesca%2C+Secretaria+de+Agricultura+e+Abastecimento%2C+S%C3%A3o+Paulo.&btnG=>> Acesso em: 30 jan. 2018.

CUTSHALL, N.; LARSEN, I. L.; OLSEN, C. R. Direct analysis of ²¹⁰Pb in sediment samples: absorption corrections. **Nuclear Instruments Methods**, v. 206, p. 309–312, 1983.

DAMATTO, S. R. Determination of natural radionuclides from U and Th series, trace and major elements in sediment cores from baixada Santista and evaluation of impacted areas. 2010. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN-CNEN/SP, São Paulo. Disponível em
<http://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:43130536> Acesso em: 17 mar. 2017.

DA ROCHA, C. G. Avaliação da atividade estrogênica das águas do Rio Paraíba do Sul. 2012. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. Disponível em:
<<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-01032013-081607/en.php>> Acesso em: 30 out. 2017.

DONAGEMMA, G. K.; CAMPOS, D. V. B.; CALDERANO FILHO, S.; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M. **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2011.

DE OLIVEIRA, C. B. R.; V. MARINS, R. Dinâmica de Metais-Traço em solo e ambiente sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático: Revisão. **Revista Virtual de Química**, v.3, p. 88-102, 2001.

DEPARTAMENTO DE ÁGUA E ENERGIA ELÉTRICA. **As funções das barragens do DAEE.** 2015.

DE SOUZA, R. F.; RAILSBACK, L. B. Uma tabela periódica dos elementos e seus íons para cientistas da terra. **Terrae Didática**, v. 8, n. 2, p. 73-82, 2012.

EISENBUD, M.; GESELL, T. **Environmental Radioactivity.** 4. ed. San Diego, California, USA: Academic Press, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de Procedimentos de Coleta de Amostras em Áreas Agrícolas para Análise de Qualidade Ambiental: Solos, Água e Sedimentos.** Jaguariúna, 2006. Disponível em
<<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/129660/1/2006OL-008.pdf>> Acesso em: 21 out. 2019.

ESTEVES, F. **Fundamentos da Limnologia.** Rio de Janeiro: Interciências/FINESP, 2011.

FIGUEIREDO, M. C. H. Introdução à geoquímica dos elementos terras raras. **Boletim IG-USP: Série Científica**, v. 16, p. 15-31, 1985.

GAVRILESCU, M.; PAVEL, L. V, CRETESCU, I. Characterization and remediation of soils contaminated with uranium. **Journal of Hazardous Material**, v. 163, n. 2, p. 475-510, 2009.

GBUREK, W. J.; SHARPLEY, A. N. Hydrologic controls on phosphorus loss from upland agricultural watersheds. **Journal of Environmental Quality**, v.27, p. 267-277, 1997.

GIRARD, J. E. **Princípios de Química Ambiental**. 2 ed. Sudbury, EUA: LTC, 2010.

GROTZINGER, J.; PRESS, F. S.; JORDAN, T. H. **Para Entender a Terra**. 4 ed. Porto Alegre: 2006.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos traço em solos e sistemas aquáticos: Tópicos. **Revista Ciências do Solo**, v.4, p. 345-390, 2005.

HARDY, M.; CORNU, S.. Location of natural trace elements insilty soils using particle-size fractionation. **Geoderma**, v.133, p. 295-308, 2006.

HAZEN, R. M. Evolution of Minerals. **Scientific American**, v. 302, p. 56-65, 2010.

HU, Z.; HANEKLAUS, S.; SPAROVEK, G.; SCHNUG, E. Rare Earth Elements in Soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.37, p. 1381-1420, 2006.

HYPOLITO, R.; ANDRADE, S.; EZAKI, S. **Geoquímica da Interação Água/Rocha/Solo: Estudos Preliminares**. São Paulo, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Pedologia – Guia Prático de Campo**. Rio de Janeiro, 2015. Disponível em <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv95015.pdf>> Acesso em: 21 out. 2019.

IVANOVICH, M.; HARMON, R. S. **Uranium-series Disequilibrium: Application to Earth, Marine and Enviromental Sciences**. Oxford: Clarendon Press, 1992.

JAGERCIKOVA, M.; EVRARD, O.; BALESDENT, J.; LEFÈVRE, I.; CORNU, S. Modeling the migration of fallout radionuclides to quantify the contemporary transfer of fine particles in Luvisol profiles under different land uses and farming practices. **Soil & Tillage Research**, v.140, p. 82-97, 2014.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3 ed. Boca Raton: CRC Press, 2001.

KASUYA, M. Recent epidemiological studies on itai-itai disease as a chronic cadmium poisoning in Japan. **Water Science Technology**, v.42, p. 147-154, 2000.

KELLER, C. **Radioquímica**. Recife: UFP, 1981.

KNOLL, G. F. **Radiation Detection and Measurement**. 3 ed. United States of America: John Wiley & Sons, 2000.

LAMPARELLI M. C.; MARTINS M. C.; SALVADOR M. E. P.; COSTA M. P.; ARAGÃO M. P.; BOTELHO M. J. C.; CARVALHO M. C.; SOUZA R. C. R.; BURATINI S. V. **Considerações sobre aspectos limnológicos do reservatório Jundiaí**. São Paulo. Relatório Técnico. CETESB, 1996.

LAVEUF, C.; CORNU, S. A review on the potentiality of Rare Earth Elements to trace pedogenetic processes. **Geoderma**, v.154, p. 1-12, 2009.

LESZCZYNSKA K. The accumulation of Cd, Pb and Cu in the aquatic food chains in three lakes differing in the trophic conditions. **Verhnt Ver Limnol**, v.26, p. 517 – 519, 1997.

LILLEY, J. **Nuclear Physics Principles and Applications**. Chichester, England: John Willey & Sons, Ltd, 2001.

MACKAY D; FRASER A. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. **Environmental Pollution**, v.110, p. 375 -391, 2000.

MADRUGA, M. J.; SILVA, L.; GOMES, A. R.; LIBÂNIO, A.; REIS, M. The influence of particle size on radionuclide activity concentrations in Tejo River sediments. **Journal of Environmental Radioactivity**, v.132, p. 65-72, 2014.

MAGILL, J.; GALY, J. **Radioactivity Radionuclides Radiation**. Berlin, Germany: Springer-Verlag Berlin Heidelberg and European Communities, 2005.

MAIA, P. D.; BOAVENTURA, G. R.; PIRES, A. C. B. Distribuição espacial de elementos-traço em sedimentos do lago paranoá-df, brasil. **Geochimica brasiliensis**, v. 20, n. 2, p. 158-174, 2012.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias difrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v.3, p.33-38, 2002.

MIEKELEY, N.; CASARTELLI, E. A.; DOTTO, R. M. Concentration levels of rare-earth elements and thorium in plants from the Morro do Ferro environment as an indicator for the biological availability of transuranium elements. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v.182, n. 1, p. 75-89, 1994.

MOISEENKO T. I; KUDRYAVISEVA L. P. Trace metal accumulation and fish pathologies in areas affected by minig and metallurgical enterprises in the Kola Region, Russia. **Environmental Pollution**, v.114, p. 285 – 297, 2001.

MORITA, D. M. **Tratabilidade de águas residuárias contendo poluentes perigosos - estudo de caso - volume I**. 1993. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-05052017-083302/en.php>> Acesso em 12 dez. 2017.

NENADOVIĆ, S.; NENADOVIĆ, M.; KLJAJEVIĆ, L.; VUKANAC, I.; POZNANOVIĆ, M.; MIHAJLOVIĆ-RADOSAVLJEVIĆ, A.; PAVLOVIĆ, V. Vertical distribution of natural radionuclides in soil: Assessment of external exposure of population in cultivated and undisturbed áreas. **Science of the Total Enviroment**, v.429, p. 309-315, 2012.

NETO, J. M; MOITA, G. C. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. **Química nova**, v. 21, n. 4, p. 467-469, 1998.

PEREZ, D. V.; SALDANHA, M. D. C.; MENEGUELLI, N. D. A.; MOREIRA, J. C.; VAITSMAN, D. S. **Geoquímica de alguns solos brasileiros**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPq, 1997.

PIERZYNSKI, G. M.; SIMS, J. T.; VANCE, G. F. **Soils and environmental quality**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1994.

PORCELLI D. Investigating groundwater processes using U - and Th - series nuclides in U-Th series nuclides in aquatic systems. **Journal of Radioactivity in the Environment**, v. 13, 2008.

POURRET, O.; DAVRANCHE, M.; GRUAU, G.; DIA, A. Rare earth elements complexation with humic acid. **Chemical Geology**, v.243, p. 128-141, 2007.

QUAGGIO; J. A.; RAIJ; B. V. Determinação do pH em Cloreto de Cálcio e da Acidez Total. **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais**, p. 181-188, 2001.

RIBEIRO, M. L.; LOURENCETTI, C.; PEREIRA, S. Y.; MARCHI, M. R. R. D. Contaminação de águas subterrâneas por pesticidas: avaliação preliminar. **Química Nova**, v.30, p. 688-694, 2007.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. **Substâncias húmicas aquáticas: interações com espécies metálicas**. São Paulo, Brasil: EDITORA UNESP, 2003.

RODELLA, A. A.; ALCARDE, J. C. Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes. **Sci. Agric**, v.51, n.3, p. 556 – 562, 1994.

SANTOS, É. S.; SOARES, B. F.; TRAVASSOS, L. E. P. Panorama inicial dos estudos pedológicos em regiões de carste tradicional. **Anais do 31º CONGRESSO BRASILEIRO ESPELEOLOGIA**, 2011, Ponta Grossa, PR.

SCHULTE, E. E; HOPKINS, B. G. Estimation of soil organic matter by weight loss-on-ignition. In: MAGDOFF, F.R.; TABATABAI, M.A.; HANLON, E.A. **Soil organic matter: Analysis and interpretation**, p. 21 – 31, 1996.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Geodiversidade do estado de São Paulo**. CPRM, 2010.

SILVA, A. R. Distribuição vertical de radionuclídeos naturais das séries do ^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K e caracterização química inorgânica de perfis de solo e de testemunhos de sedimento coletados na área de influência do reservatório de Ponte Nova do estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85131/tde-28012019-110742/en.php>> Acesso em 13 fev. 2019.

SILVA, M. L. S. Avaliação do comportamento de elementos traço essenciais e não essenciais em solo contaminado sob cultivo de plantas. 2006. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura 'Luiz de Queiroz', Universidade de São Paulo, Piracicaba. Disponível em <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-05012007-125647/en.php>> Acesso em: 17 set. 2017.

SILVA, S. A. Avaliação da concentração de micro e macroconstituintes do sedimento do reservatório Ituporanga/Sorocaba – SP. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Pesquisa Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85131/tde-10122012-131218/en.php>> Acesso em: 23 dez. 2017.

SKOOG, D. A.; WEST, D. M. **Fundamentos de química analítica.** Reverté, 1970.

SMITH, W.S.; ESPINDOLA, E.L.G.; ROCHA, O. Environmental gradient in reservoirs of the medium and low Tietê River: Limnological differences through the habitat sequence. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.26, n.1, p. 73 – 88, 2014.

SOARES, M. C. C.; MIZUSAKI, A. M. P.; GUERRA, T.; VIGNOL, M. L. M. Análise geoquímica dos sedimentos de fundo do Arroio do Salso, Porto Alegre-RS-Brasil. **Pesquisas em Geociências: Porto Alegre, RS**, v. 31, n. 1, p. 39-50, 2004.

SOUZA, J. M. Avaliação da concentração de radionuclídeos naturais das séries U-238 e Th-232, K-40 e caracterização química inorgânica de perfis de solo e testemunhos de sedimento da área de influência do reservatório Taiaçupeba, estado de São Paulo. 2017. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85131/tde-13122017-113518/pt-br.php>> Acesso em: 24 jun. 2018.

STRASKRABA, M.; GALIZIA TUNDISI, J. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos. Gerenciamento da qualidade da água de represas.** 3 ed. São Carlos, São Paulo: International Lake Environment Committee, 2013.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters.** 3 ed. New York: John Wiley & Sons, 1996.

SUGUIO, H. **Dicionário de Geologia Sedimentar e áreas afins**. Rio de Janeiro, Brasil: Bertrand Brasil, 1998.

SUTHERLAND, R.A. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. **Environmental Geology**, v.39, p. 611-627, 2000.

TAKIZAWA, Y. Understanding Minamata disease and strategies to prevent further environmental contamination by methylmercury. **Water Science Technology**, v.42, p. 139-146, 2000.

TEALDI, S.; CAMPOREALE, C.; RIDOLFI, L. Modeling the impact of river damming on riparian vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 396, p. 302–312, 2011.

TEIXEIRA, W.; FAIRCHILD, T. R.; TOLEDO, M. C. M. D.; TAIOLI, F. **Decifrando a Terra**. 1 ed. São Paulo, 2000.

TIPLER, P. A.; MOSCA, G. **Física para cientistas e engenheiros. Vol. 2: eletricidade e magnetismo, óptica**. 2000.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima Artes e Textos, 2003.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008

TUNDISI, J.G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**, p. 19-38, 1999.

TYLER, G. Rare earth elements in soil and plant systems: A review. **Plant and Soil**, v.267, p.191-206, 2004.

UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. **Sources and effects of ionizing radiation**, 2000. Australia: v. 38, n. 2, p. 35-37, 2001.

WARREN, L. J. Contamination of sediments by lead, zinc and cadmium: a review. **Environmental Pollution**, v.2, p. 401-436, 1981.

WEDEPOHL, K. H. The composition of the continental crust. **Geochimica et cosmochimica Acta**, v. 59, n. 7, p. 1217-1232, 1995.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Arsenic and arsenic compounds**. 2.ed. 2001. Disponível em: <<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm>>. Acesso Dezembro de 2018.

YUITA, K. Dynamics of iodine, bromine, and chlorine in soil: Chemical forms of iodine in soil solutions. **Soil science and plant nutrition**, v. 38, n. 2, p. 281-287, 1992.

APÊNDICE A

Resultados das concentrações de atividades dos radionuclídeos ^{40}K , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{232}Th , ^{228}Ra e ^{228}Th dos perfis de solo analisados.

Tabela A1– Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq.kg^{-1} , e suas respectivas incertezas expandidas ($k=2$) para o perfil JUSO1.

Prof. (cm)	^{40}K	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{232}Th	^{228}Ra	^{228}Th
0 – 10	89 ± 14	41 ± 1	58 ± 4	42 ± 5	83 ± 5	34 ± 2	67 ± 5
10 – 20	85 ± 13	36 ± 1	62 ± 4	43 ± 5	70 ± 3	34 ± 2	70 ± 5
20 – 30	95 ± 15	34 ± 1	62 ± 4	38 ± 5	78 ± 4	34 ± 2	72 ± 5
30 – 40	81 ± 13	33 ± 1	62 ± 4	29 ± 4	77 ± 4	30 ± 2	72 ± 5
40 – 50	88 ± 14	35 ± 1	65 ± 4	32 ± 4	83 ± 5	32 ± 2	73 ± 5
50 – 60	93 ± 14	39 ± 1	65 ± 4	34 ± 4	91 ± 3	33 ± 2	76 ± 6
60 – 70	97 ± 15	34 ± 1	65 ± 4	29 ± 4	101 ± 4	34 ± 2	80 ± 6
70 – 80	104 ± 16	48 ± 1	69 ± 5	44 ± 6	112 ± 5	34 ± 2	85 ± 6
80 – 90	111 ± 8	31 ± 1	76 ± 5	30 ± 5	104 ± 4	36 ± 2	92 ± 6
90 – 100	113 ± 9	37 ± 1	79 ± 5	46 ± 5	109 ± 4	37 ± 2	97 ± 7
MÉDIA	96	37	66	36	91	34	78
AMPLITUDE	81 - 113	31 – 48	58 - 79	29 - 46	70 - 112	30 - 37	67 – 97
UNSCEAR	140 - 850	35	11 - 60	-	30	11 - 64	-

Tabela A2 – Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq.kg⁻¹, e suas respectivas incertezas expandidas (k=2) para o perfil JUSO2.

Prof.(cm)	⁴⁰ K	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²³² Th	²²⁸ Ra	²²⁸ Th
0 – 10	135 ± 10	25 ± 1	32 ± 2	58 ± 6	49 ± 1	22 ± 2	35 ± 3
10 – 20	163 ± 11	34 ± 1	38 ± 2	51 ± 5	64 ± 2	25 ± 2	42 ± 3
20 – 30	169 ± 25	30 ± 1	42 ± 3	38 ± 5	39 ± 1	27 ± 2	44 ± 4
30 – 40	180 ± 27	27 ± 1	45 ± 3	29 ± 4	48 ± 1	26 ± 2	53 ± 4
40 – 50	183 ± 13	28 ± 1	49 ± 3	28 ± 4	56 ± 1	27 ± 2	60 ± 4
50 – 60	191 ± 14	14 ± 1	51 ± 3	30 ± 4	48 ± 1	26 ± 2	59 ± 4
60 – 70	185 ± 13	31 ± 1	53 ± 4	27 ± 4	53 ± 1	27 ± 2	59 ± 4
70 – 80	172 ± 26	32 ± 1	53 ± 4	22 ± 4	60 ± 1	26 ± 2	59 ± 4
80 – 90	171 ± 26	32 ± 1	52 ± 3	28 ± 4	59 ± 1	29 ± 2	37 ± 5
90 – 100	152 ± 11	38 ± 1	59 ± 4	31 ± 4	62 ± 1	29 ± 2	65 ± 5
100 – 110	166 ± 12	31 ± 1	60 ± 4	40 ± 5	60 ± 1	27 ± 2	73 ± 5
110 – 120	161 ± 12	35 ± 1	60 ± 4	58 ± 7	73 ± 2	28 ± 2	73 ± 5
120 - 130	176 ± 13	40 ± 1	63 ± 4	45 ± 5	79 ± 2	28 ± 2	74 ± 5
130 – 140	176 ± 26	34 ± 1	63 ± 4	32 ± 4	73 ± 2	29 ± 2	75 ± 6
140 – 150	184 ± 28	47 ± 1	61 ± 4	31 ± 5	83 ± 2	29 ± 2	69 ± 5
MÉDIA	171	32	51	37	60	27	58
AMPLITUDE	135 - 191	14 – 47	32 - 63	22 - 58	39 - 83	22 - 29	35 - 75
UNSCEAR	140 - 850	35	11 - 60	-	30	11 - 64	-

APÊNDICE B

Resultados das concentrações de atividades dos radionuclídeos ^{40}K , ^{238}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{232}Th , ^{228}Ra e ^{228}Th dos testemunhos de sedimento analisados.

Tabela B1 – Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq.kg^{-1} , e suas respectivas incertezas expandidas ($k=2$) para o testemunho JUSE1.

Prof.(cm)	^{40}K	^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{232}Th	^{228}Ra	^{228}Th
0 – 9	< LID	47 ± 1	34 ± 5	86 ± 11	81 ± 2	25 ± 3	60 ± 7
9 – 11	78 ± 11	56 ± 1	38 ± 4	23 ± 5	117 ± 5	29 ± 3	36 ± 5
11 – 13	288 ± 23	65 ± 1	83 ± 8	54 ± 8	123 ± 6	57 ± 5	109 ± 10
13 – 15	334 ± 25	58 ± 1	92 ± 9	86 ± 12	118 ± 5	60 ± 6	104 ± 11
15 – 17	291 ± 23	63 ± 1	83 ± 8	67 ± 9	124 ± 6	56 ± 5	111 ± 10
17 – 19	468 ± 30	73 ± 2	95 ± 8	68 ± 9	132 ± 7	61 ± 6	111 ± 11
19 – 21	220 ± 19	67 ± 1	59 ± 6	34 ± 6	131 ± 7	40 ± 4	79 ± 8
21 – 23	338 ± 25	64 ± 1	45 ± 6	73 ± 10	120 ± 6	61 ± 6	128 ± 11
23 – 25	456 ± 29	66 ± 1	102 ± 9	134 ± 16	123 ± 6	63 ± 6	111 ± 10
25 – 27	349 ± 26	80 ± 2	77 ± 7	64 ± 11	142 ± 8	66 ± 6	123 ± 11
27 – 29	419 ± 27	62 ± 1	94 ± 8	111 ± 14	119 ± 6	64 ± 6	121 ± 11
29 – 33	297 ± 23	69 ± 2	87 ± 8	36 ± 9	129 ± 7	60 ± 6	113 ± 11
MÉDIA	321	64	74	69	122	53	100
AMPLITUDE	78 - 468	47 - 80	34 - 102	23 - 134	81 - 142	25 - 66	36 - 128
UNSCEAR	140 - 850	35	11 - 60	-	30	11 - 64	-

Tabela B2 – Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq.kg⁻¹, e suas respectivas incertezas expandidas (k=2) para o testemunho JUSE2.

Prof.(cm)	⁴⁰ K	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²³² Th	²²⁸ Ra	²²⁸ Th
0 – 4	315 ± 22	43 ± 1	60 ± 6	80 ± 10	79 ± 2	40 ± 4	72 ± 8
4 – 6	274 ± 19	42 ± 1	53 ± 5	89 ± 10	84 ± 3	40 ± 4	77 ± 8
6 – 8	196 ± 19	44 ± 1	64 ± 6	110 ± 14	87 ± 3	37 ± 4	74 ± 7
8 – 10	221 ± 19	44 ± 1	55 ± 6	54 ± 8	89 ± 3	44 ± 5	86 ± 8
10 – 12	329 ± 22	46 ± 1	76 ± 7	64 ± 8	99 ± 4	42 ± 4	94 ± 9
12 – 14	298 ± 20	47 ± 1	81 ± 7	63 ± 8	92 ± 3	46 ± 4	94 ± 9
14 – 16	209 ± 17	53 ± 1	71 ± 7	39 ± 6	104 ± 4	38 ± 4	94 ± 9
16 – 18	222 ± 19	46 ± 1	76 ± 7	41 ± 7	115 ± 5	39 ± 4	98 ± 9
18 – 20	240 ± 21	56 ± 1	82 ± 8	44 ± 8	117 ± 5	40 ± 4	95 ± 10
20 – 22	201 ± 18	45 ± 1	72 ± 7	37 ± 7	104 ± 4	44 ± 4	106 ± 10
22 – 24	210 ± 18	46 ± 1	74 ± 7	35 ± 6	110 ± 5	42 ± 4	102 ± 9
24 – 26	199 ± 19	49 ± 1	76 ± 7	38 ± 7	117 ± 5	41 ± 4	97 ± 9
26 – 28	207 ± 19	47 ± 1	78 ± 7	44 ± 7	109 ± 4	45 ± 4	98 ± 10
28 – 37	210 ± 19	45 ± 1	78 ± 7	44 ± 7	96 ± 3	42 ± 4	98 ± 10
MÉDIA	238	47	71	56	100	41	92
AMPLITUDE	196 - 329	42 - 56	53 - 82	35 - 110	79 - 117	37 - 46	72 - 106
UNSCEAR	140 - 850	35	11 - 60	-	30	11 - 64	-

Tabela B3 – Concentração de atividade dos radionuclídeos naturais, em Bq.kg⁻¹, e suas respectivas incertezas expandidas (k=2) para o testemunho JUSE3.

Prof.(cm)	⁴⁰ K	²³⁸ U	²²⁶ Ra	²¹⁰ Pb	²³² Th	²²⁸ Ra	²²⁸ Th
0 – 4	154 ± 18	25 ± 1	49 ± 5	74 ± 10	66 ± 2	36 ± 4	74 ± 8
4 – 7	149 ± 18	44 ± 1	44 ± 5	59 ± 9	61 ± 1	34 ± 4	82 ± 9
7 – 10	86 ± 13	39 ± 1	37 ± 4	42 ± 7	52 ± 1	25 ± 3	54 ± 7
10 – 13	102 ± 13	50 ± 1	44 ± 5	46 ± 7	66 ± 2	31 ± 3	62 ± 6
13 – 16	101 ± 13	45 ± 1	46 ± 5	38 ± 6	61 ± 1	34 ± 3	55 ± 6
16 – 19	153 ± 16	49 ± 1	49 ± 5	81 ± 11	71 ± 2	37 ± 4	75 ± 8
19 – 22	178 ± 18	63 ± 1	53 ± 6	82 ± 10	85 ± 3	43 ± 4	67 ± 4
22 – 25	166 ± 18	56 ± 1	68 ± 7	61 ± 9	87 ± 3	45 ± 4	87 ± 9
25 – 28	179 ± 18	56 ± 1	54 ± 6	82 ± 11	82 ± 2	42 ± 5	65 ± 9
28 – 31	148 ± 16	43 ± 1	57 ± 6	58 ± 8	71 ± 2	33 ± 3	71 ± 7
31 – 34	84 ± 14	35 ± 1	35 ± 4	60 ± 9	51 ± 1	27 ± 3	54 ± 6
34 – 37	101 ± 13	35 ± 1	29 ± 3	34 ± 6	43 ± 1	25 ± 3	44 ± 6
37 – 40	160 ± 15	38 ± 1	33 ± 4	27 ± 5	52 ± 1	22 ± 3	37 ± 2
40 - 49	144 ± 15	36 ± 1	38 ± 4	31 ± 6	51 ± 1	30 ± 3	57 ± 7
MÉDIA	136	44	45	55	64	33	63
AMPLITUDE	84 - 179	25 - 63	29 - 68	27 - 82	43 - 87	22 - 45	37 - 87
UNSCEAR	140 - 850	35	11 - 60	-	30	11 - 64	-

APÊNDICE C

Resultados das concentrações dos elementos traço e maiores (mg kg^{-1}) determinados pela técnica análise por ativação com nêutrons instrumental - INAA, dos perfis de solo analisados.

Tabela C1– Elementos traço e maiores, em mg.kg^{-1} , e suas respectivas incertezas expandidas ($k=2$) para o perfil JUSO1.

Prof. (cm)	As	Br	Ce	Co	Cr	Cs	Eu	Fe	Hf	K	La	Lu
0 – 10	16 ± 1	33 ± 3	41 ± 1	2,1 ± 0,1	78 ± 5	2,2 ± 0,2	0,53 ± 0,03	55575 ± 728	18,1 ± 0,4	3378 ± 264	22,4 ± 0,4	0,56 ± 0,03
10 – 20	15 ± 1	32 ± 3	31 ± 1	1,9 ± 0,1	73 ± 4	2,4 ± 0,2	0,51 ± 0,05	51180 ± 670	15,1 ± 0,5	2912 ± 234	16,9 ± 0,3	0,62 ± 0,03
20 – 30	16 ± 1	31 ± 3	32 ± 1	2,0 ± 0,1	81 ± 5	3,1 ± 0,3	0,40 ± 0,03	56702 ± 742	16,6 ± 0,4	3252 ± 261	16,6 ± 0,3	0,56 ± 0,03
30 – 40	15 ± 1	27 ± 3	25 ± 1	1,8 ± 0,1	77 ± 5	2,8 ± 0,3	0,38 ± 0,03	54438 ± 712	15,5 ± 0,4	2773 ± 229	16,3 ± 0,3	0,54 ± 0,03
40 – 50	16 ± 1	28 ± 3	37 ± 1	1,9 ± 0,1	77 ± 5	2,5 ± 0,2	0,41 ± 0,03	56566 ± 740	14,6 ± 0,3	2991 ± 260	21,1 ± 0,4	0,57 ± 0,03
50 – 60	22 ± 1	29 ± 3	50 ± 1	2,2 ± 0,1	87 ± 4	2,4 ± 0,1	0,56 ± 0,03	62053 ± 791	19,2 ± 0,3	3809 ± 284	20,4 ± 0,4	0,69 ± 0,03
60 – 70	23 ± 1	30 ± 3	48 ± 1	2,4 ± 0,1	94 ± 4	2,7 ± 0,1	0,57 ± 0,03	68143 ± 868	20,8 ± 0,3	4093 ± 298	21,4 ± 0,4	0,69 ± 0,03
70 – 80	24 ± 1	30 ± 3	55 ± 1	2,4 ± 0,1	100 ± 4	2,4 ± 0,1	0,64 ± 0,03	70305 ± 895	21,4 ± 0,3	4411 ± 321	22,3 ± 0,4	0,85 ± 0,04
80 – 90	23 ± 1	25 ± 3	52 ± 1	2,4 ± 0,1	94 ± 4	2,7 ± 0,1	0,58 ± 0,03	68722 ± 875	20,1 ± 0,3	4111 ± 304	20,1 ± 0,4	0,65 ± 0,03
90 – 100	25 ± 1	25 ± 3	54 ± 1	2,4 ± 0,1	98 ± 4	2,3 ± 0,1	0,61 ± 0,03	70533 ± 898	19,7 ± 0,3	4703 ± 380	23,8 ± 0,4	0,70 ± 0,04
MÉDIA	19	29	43	2,2	86	2,6	0,52	61422	18,1	3643	20,1	0,64
AMPLITUDE	15 – 25	25 – 33	25 - 55	1,8 – 2,4	73 - 100	2,2 – 3,1	0,38 – 0,61	51180 - 70533	14,6 – 21,4	2773 - 4703	16,3 – 23,8	0,54 – 0,85
CCS	2,0	1,6	65,7	11,6	35	5,8	0,95	30890	5,8	28650	32,3	0,27

Tabela C1– (continuação) Elementos traço e maiores, em mg.kg^{-1} , e suas respectivas incertezas expandidas ($k=2$) para o perfil JUSO1.

Prof. (cm)	Na	Nd	Rb	Sb	Sc	Se	Sm	Ta	Tb	Yb	Zn	Cd
0 – 10	260 ± 6	11 ± 2	17 ± 2	0,67 ± 0,05	14 ± 1	< LID	3,7 ± 0,1	1,3 ± 0,1	0,6 ± 0,1	3,8 ± 0,1	< LID	< LID
10 – 20	236 ± 5	17 ± 2	19 ± 2	0,62 ± 0,05	12 ± 1	< LID	3,0 ± 0,1	1,0 ± 0,1	0,8 ± 0,1	3,4 ± 0,1	< LID	< LID
20 – 30	246 ± 6	13 ± 1	10 ± 2	0,66 ± 0,05	14 ± 1	< LID	2,3 ± 0,1	1,0 ± 0,1	0,6 ± 0,1	3,3 ± 0,1	< LID	< LID
30 – 40	228 ± 5	14 ± 2	20 ± 2	0,55 ± 0,04	13 ± 1	< LID	2,2 ± 0,1	1,0 ± 0,1	0,7 ± 0,1	2,1 ± 0,1	< LID	< LID
40 – 50	244 ± 6	17 ± 2	11 ± 2	0,63 ± 0,05	13 ± 1	< LID	2,9 ± 0,1	1,1 ± 0,1	1,0 ± 0,1	3,4 ± 0,1	< LID	< LID
50 – 60	284 ± 6	13 ± 2	13 ± 2	0,83 ± 0,06	15 ± 1	< LID	2,5 ± 0,1	1,5 ± 0,1	0,7 ± 0,1	3,4 ± 0,1	< LID	< LID
60 – 70	272 ± 6	17 ± 3	16 ± 2	0,85 ± 0,06	16 ± 1	< LID	2,5 ± 0,1	1,5 ± 0,1	0,6 ± 0,1	4,0 ± 0,1	< LID	< LID
70 – 80	285 ± 6	< LID	18 ± 2	0,88 ± 0,06	17 ± 1	< LID	2,7 ± 0,1	1,7 ± 0,1	0,6 ± 0,1	4,5 ± 0,1	< LID	< LID
80 – 90	278 ± 6	< LID	19 ± 2	0,85 ± 0,06	17 ± 1	< LID	2,4 ± 0,1	1,4 ± 0,1	0,8 ± 0,1	4,0 ± 0,1	< LID	< LID
90 – 100	294 ± 6	< LID	22 ± 2	0,95 ± 0,07	17 ± 1	< LID	3,2 ± 0,1	1,6 ± 0,1	0,4 ± 0,1	4,2 ± 0,1	< LID	< LID
MÉDIA	263	14,4	16,4	0,75	14,6	-	2,8	1,3	0,7	3,6	-	-
AMPLITUDE	228 - 294	11 – 17	10 – 22	0,55 – 0,95	12 – 17	-	2,2 – 3,7	1,0 – 1,7	0,4 – 1,0	2,1 – 4,5	-	-
CCS	25670	25,9	110	0,31	7,0	0,083	4,7	1,5	0,5	1,5	52	0,102

Tabela C2– Elementos traço e maiores, em mg.kg⁻¹, e suas respectivas incertezas expandidas (k=2) para o perfil JUSO2.

Prof. (cm)	As	Br	Ce	Co	Cr	Cs	Eu	Fe	Hf	K	La	Lu
0 – 10	17 ± 1	18 ± 2	25 ± 1	3,4 ± 0,1	63 ± 3	3,9 ± 0,2	0,19 ± 0,02	38508 ± 497	8,7 ± 0,2	6193 ± 601	7,3 ± 0,1	0,33 ± 0,02
10 – 20	22 ± 1	24 ± 3	35 ± 1	3,5 ± 0,1	83 ± 4	5,3 ± 0,3	0,26 ± 0,03	49813 ± 639	10,6 ± 0,2	6715 ± 652	9,3 ± 0,2	0,48 ± 0,02
20 – 30	20 ± 1	23 ± 2	30 ± 1	2,2 ± 0,1	104 ± 5	2,1 ± 0,2	0,32 ± 0,02	29072 ± 378	5,8 ± 0,1	7197 ± 697	7,3 ± 0,1	0,36 ± 0,02
30 – 40	19 ± 1	23 ± 2	17 ± 1	2,8 ± 0,1	64 ± 3	4,5 ± 0,3	0,16 ± 0,02	39237 ± 506	8,2 ± 0,1	4993 ± 512	6,8 ± 0,1	0,42 ± 0,02
40 – 50	19 ± 1	24 ± 2	19 ± 1	2,7 ± 0,1	73 ± 3	4,2 ± 0,3	0,18 ± 0,01	42848 ± 552	8,7 ± 0,2	6181 ± 637	6,6 ± 0,1	0,39 ± 0,02
50 – 60	10 ± 1	16 ± 2	20 ± 1	2,4 ± 0,1	60 ± 3	3,6 ± 0,2	0,20 ± 0,02	36041 ± 454	7,5 ± 0,1	3875 ± 410	3,1 ± 0,1	0,15 ± 0,01
60 – 70	18 ± 1	22 ± 2	21 ± 1	2,7 ± 0,1	67 ± 3	3,8 ± 0,2	0,21 ± 0,02	39576 ± 497	8,9 ± 0,1	5223 ± 579	6,5 ± 0,1	0,43 ± 0,02
70 – 80	19 ± 1	23 ± 2	22 ± 1	2,6 ± 0,1	71 ± 3	4,0 ± 0,2	0,21 ± 0,02	42911 ± 539	8,6 ± 0,1	5795 ± 658	7,6 ± 0,1	0,45 ± 0,02
80 – 90	19 ± 1	23 ± 2	20 ± 1	2,6 ± 0,1	73 ± 3	4,2 ± 0,2	0,22 ± 0,03	43211 ± 543	8,8 ± 0,1	5729 ± 651	7,5 ± 0,1	0,45 ± 0,02
90 – 100	21 ± 1	24 ± 3	17 ± 1	2,8 ± 0,1	77 ± 3	4,8 ± 0,3	0,21 ± 0,02	46470 ± 583	8,9 ± 0,1	5099 ± 632	7,5 ± 0,1	0,48 ± 0,02
100 – 110	21 ± 1	20 ± 2	21 ± 1	2,5 ± 0,1	72 ± 3	4,7 ± 0,4	0,15 ± 0,01	43106 ± 544	7,4 ± 0,1	3974 ± 429	7,2 ± 0,1	0,32 ± 0,02
110 – 120	25 ± 1	23 ± 3	19 ± 1	2,6 ± 0,1	84 ± 4	5,1 ± 0,4	0,21 ± 0,02	50372 ± 634	9,6 ± 0,2	4967 ± 504	8,7 ± 0,2	0,37 ± 0,02
120 – 130	28 ± 1	25 ± 3	13 ± 1	2,8 ± 0,1	94 ± 4	4,8 ± 0,4	0,25 ± 0,02	52716 ± 662	11,3 ± 0,2	5049 ± 558	8,8 ± 0,2	0,39 ± 0,02
130 – 140	27 ± 1	24 ± 2	24 ± 1	2,8 ± 0,1	85 ± 4	4,7 ± 0,3	0,20 ± 0,02	50526 ± 635	9,2 ± 0,2	4517 ± 494	8,7 ± 0,2	0,40 ± 0,02
140 – 150	34 ± 1	27 ± 3	23 ± 1	2,6 ± 0,1	97 ± 4	5,1 ± 0,4	0,23 ± 0,02	55301 ± 694	9,9 ± 0,2	6453 ± 703	10,4 ± 0,2	0,46 ± 0,02
MÉDIA	21	23	22	2,7	78	4,3	0,21	43981	8,8	5464	7,6	0,39
AMPLITUDE	17 - 34	16 - 27	13 - 35	2,2 – 3,5	63 - 104	2,1 – 5,3	0,15 – 0,25	29072 - 55301	5,8 – 11,3	3875 - 7197	3,1 – 10,4	0,15 – 0,48
CCS	2,0	1,6	65,7	11,6	35	5,8	0,95	30890	5,8	28650	32,3	0,27

Tabela C2– (continuação) Elementos traço e maiores, em mg.kg⁻¹, e suas respectivas incertezas expandidas (k=2) para o perfil JUSO2.

Prof. (cm)	Na	Nd	Rb	Sb	Sc	Se	Sm	Ta	Tb	Yb	Zn	Cd
0 – 10	741 ± 14	< LID	34 ± 2	0,70 ± 0,05	8,3 ± 0,2	< LID	1,11 ± 0,03	1,1 ± 0,1	< LID	1,8 ± 0,1	< LID	< LID
10 – 20	818 ± 16	< LID	38 ± 2	0,87 ± 0,06	11,0 ± 0,3	< LID	1,24 ± 0,03	1,4 ± 0,1	< LID	2,7 ± 0,1	< LID	< LID
20 – 30	738 ± 14	< LID	20 ± 2	0,76 ± 0,05	6,3 ± 0,2	< LID	0,99 ± 0,03	0,7 ± 0,1	< LID	2,0 ± 0,1	< LID	< LID
30 – 40	704 ± 14	< LID	24 ± 2	0,64 ± 0,05	8,2 ± 0,2	< LID	1,06 ± 0,03	1,1 ± 0,1	< LID	2,5 ± 0,1	< LID	< LID
40 – 50	682 ± 13	< LID	40 ± 3	0,63 ± 0,04	9,2 ± 0,2	< LID	1,15 ± 0,03	1,2 ± 0,1	< LID	2,1 ± 0,1	< LID	< LID
50 – 60	310 ± 7	< LID	26 ± 2	0,47 ± 0,03	8,4 ± 0,2	< LID	< LID	1,0 ± 0,1	< LID	0,9 ± 0,1	< LID	< LID
60 – 70	583 ± 12	< LID	24 ± 2	0,64 ± 0,04	9,4 ± 0,3	< LID	0,23 ± 0,01	1,2 ± 0,1	< LID	2,4 ± 0,1	< LID	< LID
70 – 80	595 ± 12	< LID	25 ± 2	0,67 ± 0,05	10,3 ± 0,3	< LID	0,63 ± 0,02	1,2 ± 0,1	< LID	2,5 ± 0,1	< LID	< LID
80 – 90	588 ± 12	< LID	28 ± 2	0,67 ± 0,05	10,2 ± 0,3	< LID	0,62 ± 0,02	1,2 ± 0,1	< LID	2,5 ± 0,1	< LID	< LID
90 – 100	598 ± 12	< LID	21 ± 2	0,81 ± 0,05	10,8 ± 0,3	< LID	1,20 ± 0,04	1,2 ± 0,1	< LID	2,6 ± 0,1	< LID	< LID
100 – 110	504 ± 10	< LID	27 ± 3	0,79 ± 0,06	11,4 ± 0,3	< LID	0,96 ± 0,03	1,0 ± 0,1	0,5 ± 0,1	1,8 ± 0,1	< LID	< LID
110 – 120	585 ± 12	< LID	32 ± 3	1,01 ± 0,08	13,5 ± 0,4	< LID	1,18 ± 0,04	1,3 ± 0,1	0,7 ± 0,1	2,1 ± 0,1	< LID	< LID
120 – 130	677 ± 14	< LID	36 ± 3	1,10 ± 0,08	14,7 ± 0,4	< LID	1,05 ± 0,03	1,3 ± 0,1	0,8 ± 0,1	2,3 ± 0,1	< LID	< LID
130 – 140	656 ± 13	< LID	20 ± 2	1,06 ± 0,08	13,8 ± 0,4	< LID	1,10 ± 0,04	1,3 ± 0,1	0,7 ± 0,1	2,0 ± 0,1	< LID	< LID
140 – 150	784 ± 16	< LID	43 ± 3	1,40 ± 0,10	15,6 ± 0,4	< LID	1,23 ± 0,04	1,5 ± 0,1	0,7 ± 0,1	2,6 ± 0,1	< LID	< LID
MÉDIA	638	-	29	0,81	10,7	-	0,96	1,2	0,7	2,2	-	-
AMPLITUDE	310 - 818	-	20 - 43	0,47 – 1,40	6,3 – 15,6	-	0,23 – 1,24	0,7 – 1,5	0,5 – 0,8	0,9 – 2,7	-	-
CCS	25670	25,9	110	0,31	7,0	0,083	4,7	1,5	0,5	1,5	52	0,102

APÊNDICE D

Resultados das concentrações dos elementos traço e maiores (mg kg^{-1}) determinados pela técnica análise por ativação com nêutrons instrumental - INAA, dos testemunhos de sedimento analisados.

Tabela D1– Elementos traço e maiores, em mg.kg^{-1} , e suas respectivas incertezas expandidas ($k=2$) para o testemunho JUSE1.

Prof. (cm)	As	Br	Ce	Co	Cr	Cs	Eu	Fe	Hf	K	La	Lu
0 – 9	14 ± 1	38 ± 4	40 ± 1	4,0 ± 0,1	67 ± 3	4,5 ± 0,3	0,41 ± 0,03	41233 ± 521	18,3 ± 0,3	6105 ± 356	10,8 ± 0,2	0,69 ± 0,04
9 – 11	21 ± 1	16 ± 2	35 ± 1	4,8 ± 0,1	106 ± 5	4,9 ± 0,3	0,45 ± 0,03	62596 ± 788	26,6 ± 0,4	8821 ± 505	9,3 ± 0,2	0,89 ± 0,04
11 – 13	23 ± 1	15 ± 2	27 ± 1	5,5 ± 0,1	115 ± 5	4,3 ± 0,3	0,43 ± 0,03	67327 ± 847	28,1 ± 0,4	11516 ± 649	8,7 ± 0,2	1,16 ± 0,04
13 – 15	21 ± 1	13 ± 1	26 ± 1	5,2 ± 0,1	113 ± 5	4,3 ± 0,3	0,37 ± 0,02	62786 ± 790	26,9 ± 0,4	11699 ± 664	10,4 ± 0,2	0,91 ± 0,05
15 – 17	24 ± 1	15 ± 2	20 ± 1	6,0 ± 0,1	126 ± 4	3,7 ± 0,2	0,42 ± 0,03	69376 ± 873	33,8 ± 0,5	13669 ± 808	7,8 ± 0,2	1,04 ± 0,05
17 – 19	26 ± 1	16 ± 2	26 ± 1	6,1 ± 0,1	137 ± 6	3,9 ± 0,3	0,38 ± 0,03	71255 ± 907	34,8 ± 0,7	12401 ± 632	10,0 ± 0,2	0,99 ± 0,05
19 – 21	24 ± 1	17 ± 2	24 ± 1	5,7 ± 0,1	136 ± 6	3,6 ± 0,3	0,37 ± 0,03	71399 ± 908	34,3 ± 0,7	13226 ± 666	7,9 ± 0,1	0,97 ± 0,05
21 – 23	24 ± 1	16 ± 2	20 ± 1	5,8 ± 0,1	118 ± 5	4,4 ± 0,3	0,36 ± 0,03	67306 ± 856	33,2 ± 0,7	12010 ± 608	7,5 ± 0,1	0,89 ± 0,05
23 – 25	21 ± 1	17 ± 2	30 ± 1	5,9 ± 0,1	127 ± 5	4,6 ± 0,3	0,48 ± 0,03	67018 ± 853	35,3 ± 0,7	12753 ± 646	8,5 ± 0,2	0,98 ± 0,05
25 – 27	28 ± 1	16 ± 2	27 ± 1	6,3 ± 0,1	148 ± 6	4,4 ± 0,3	0,43 ± 0,03	71030 ± 903	35,4 ± 0,7	13050 ± 707	10,5 ± 0,2	1,07 ± 0,05
27 – 29	24 ± 1	16 ± 2	24 ± 1	6,0 ± 0,1	128 ± 6	4,2 ± 0,3	0,41 ± 0,03	60278 ± 768	35,4 ± 0,7	11464 ± 631	7,8 ± 0,1	0,89 ± 0,05
29 – 33	24 ± 1	18 ± 2	26 ± 1	5,9 ± 0,1	142 ± 6	5,4 ± 0,4	0,34 ± 0,03	67247 ± 856	35,3 ± 0,7	11645 ± 656	9,8 ± 0,2	0,91 ± 0,05
MÉDIA	23	18	27	5,6	122	4,4	0,40	64904	31,5	11530	9,1	0,95
AMPLITUDE	14 - 28	13 - 38	20 - 40	4,0 – 6,3	67 - 148	3,6 – 5,4	0,34 – 0,48	41233 - 71399	18,3 – 35,4	6105 - 13669	7,5 – 10,8	0,69 – 1,16
CCS	2,0	1,6	65,7	11,6	35	5,8	0,95	30890	5,8	28650	32,3	0,27

Tabela D1– (continuação) Elementos traço e maiores, em mg.kg⁻¹, e suas respectivas incertezas expandidas (k=2) para o testemunho JUSE1.

Prof. (cm)	Na	Nd	Rb	Sb	Sc	Se	Sm	Ta	Tb	Yb	Zn	Cd
0 – 9	517 ± 10	< LID	24 ± 2	0,9 ± 0,1	15,7 ± 0,4	3,2 ± 0,1	2,0 ± 0,1	1,4 ± 0,1	0,5 ± 0,1	4,6 ± 0,1	40 ± 2	< LID
9 – 11	548 ± 11	< LID	35 ± 3	1,0 ± 0,1	23,0 ± 0,6	4,5 ± 0,1	1,5 ± 0,1	1,9 ± 0,1	0,7 ± 0,1	5,3 ± 0,1	49 ± 2	< LID
11 – 13	635 ± 13	< LID	31 ± 3	1,0 ± 0,1	24,4 ± 0,7	4,9 ± 0,2	1,8 ± 0,1	2,0 ± 0,1	1,0 ± 0,1	7,2 ± 0,2	48 ± 2	< LID
13 – 15	646 ± 13	< LID	42 ± 3	0,9 ± 0,1	22,2 ± 0,6	4,6 ± 0,1	1,9 ± 0,1	2,0 ± 0,1	0,5 ± 0,1	5,6 ± 0,2	44 ± 2	< LID
15 – 17	694 ± 14	< LID	41 ± 3	1,1 ± 0,1	24,4 ± 0,7	5,7 ± 0,2	1,5 ± 0,1	2,0 ± 0,1	0,9 ± 0,1	6,7 ± 0,2	46 ± 2	< LID
17 – 19	633 ± 12	< LID	41 ± 3	1,0 ± 0,1	27,5 ± 0,8	5,8 ± 0,2	1,7 ± 0,1	2,1 ± 0,1	1,1 ± 0,1	5,5 ± 0,1	53 ± 2	< LID
19 – 21	681 ± 13	< LID	44 ± 4	1,0 ± 0,1	27,4 ± 0,8	5,8 ± 0,2	1,5 ± 0,1	2,3 ± 0,1	0,7 ± 0,1	5,5 ± 0,1	51 ± 2	< LID
21 – 23	612 ± 12	< LID	36 ± 3	1,0 ± 0,1	25,6 ± 0,8	5,6 ± 0,2	1,5 ± 0,1	1,8 ± 0,1	1,1 ± 0,1	5,2 ± 0,1	50 ± 2	< LID
23 – 25	680 ± 13	< LID	30 ± 3	0,9 ± 0,1	27,0 ± 0,8	6,0 ± 0,2	1,7 ± 0,1	2,0 ± 0,1	0,8 ± 0,1	5,4 ± 0,1	54 ± 2	< LID
25 – 27	682 ± 13	< LID	38 ± 3	1,1 ± 0,1	28,2 ± 0,8	6,3 ± 0,3	2,2 ± 0,1	2,1 ± 0,1	1,0 ± 0,1	6,2 ± 0,2	56 ± 2	< LID
27 – 29	601 ± 12	< LID	35 ± 3	1,0 ± 0,1	24,5 ± 0,7	6,6 ± 0,3	1,5 ± 0,1	1,9 ± 0,1	1,0 ± 0,1	5,4 ± 0,1	52 ± 3	< LID
29 – 33	605 ± 12	< LID	39 ± 3	1,0 ± 0,1	25,7 ± 0,8	6,0 ± 0,3	2,0 ± 0,1	1,9 ± 0,1	0,8 ± 0,1	5,2 ± 0,1	57 ± 2	< LID
MÉDIA	628	-	36	1,0	24,6	5,4	1,7	2,0	0,8	5,7	50	-
AMPLITUDE	517 - 694	-	30 - 44	0,9 – 1,1	15,7 – 28,2	3,2 – 6,6	1,5 – 2,2	1,4 – 2,1	0,5 – 1,1	4,6 – 7,2	40 - 56	-
CCS	25670	25,9	110	0,31	7,0	0,083	4,7	1,5	0,5	1,5	52	0,102

Tabela D2– Elementos traço e maiores, em mg.kg⁻¹, e suas respectivas incertezas expandidas (k=2) para o testemunho JUSE2.

Prof. (cm)	As	Br	Ce	Co	Cr	Cs	Eu	Fe	Hf	K	La	Lu
0 – 4	22 ± 1	18 ± 2	29 ± 1	3,4 ± 0,1	91 ± 4	5,7 ± 0,2	0,34 ± 0,02	44153 ± 564	12,6 ± 0,2	6206 ± 238	13,3 ± 0,4	0,46 ± 0,02
4 – 6	27 ± 1	18 ± 2	29 ± 1	3,5 ± 0,1	99 ± 4	6,1 ± 0,3	0,30 ± 0,02	47346 ± 604	12,0 ± 0,2	6932 ± 265	12,4 ± 0,3	0,48 ± 0,03
6 – 8	27 ± 1	18 ± 2	28 ± 1	3,6 ± 0,1	102 ± 4	6,2 ± 0,3	0,31 ± 0,02	51873 ± 662	12,3 ± 0,2	6995 ± 268	11,8 ± 0,3	0,50 ± 0,03
8 – 10	30 ± 1	19 ± 2	25 ± 1	3,5 ± 0,1	107 ± 5	6,1 ± 0,3	0,28 ± 0,02	58666 ± 748	12,5 ± 0,2	7289 ± 279	11,3 ± 0,3	0,47 ± 0,03
10 – 12	33 ± 1	24 ± 2	24 ± 1	3,7 ± 0,1	115 ± 5	6,5 ± 0,3	0,31 ± 0,02	67138 ± 855	14,3 ± 0,2	7571 ± 302	11,4 ± 0,3	0,50 ± 0,03
12 – 14	30 ± 1	22 ± 2	22 ± 1	3,5 ± 0,1	109 ± 5	6,5 ± 0,3	0,27 ± 0,02	63200 ± 805	13,7 ± 0,2	7779 ± 313	10,2 ± 0,3	0,51 ± 0,03
14 – 16	35 ± 1	28 ± 3	25 ± 1	3,4 ± 0,1	110 ± 5	7,4 ± 0,5	0,41 ± 0,03	64744 ± 820	15,6 ± 0,3	10449 ± 688	11,4 ± 0,3	0,55 ± 0,03
16 – 18	39 ± 1	31 ± 3	27 ± 1	3,5 ± 0,1	124 ± 5	8,1 ± 0,5	0,39 ± 0,03	71115 ± 900	16,0 ± 0,3	11519 ± 759	11,7 ± 0,3	0,52 ± 0,03
18 – 20	38 ± 1	36 ± 4	24 ± 1	3,7 ± 0,1	128 ± 6	7,9 ± 0,5	0,40 ± 0,03	74065 ± 937	16,4 ± 0,3	10461 ± 692	11,0 ± 0,3	0,63 ± 0,04
20 – 22	35 ± 1	34 ± 4	22 ± 1	3,4 ± 0,1	110 ± 5	7,7 ± 0,5	0,32 ± 0,02	65069 ± 825	15,4 ± 0,3	9726 ± 653	9,9 ± 0,3	0,57 ± 0,03
22 – 24	37 ± 1	37 ± 4	26 ± 1	3,4 ± 0,1	117 ± 5	7,9 ± 0,5	0,42 ± 0,03	69382 ± 878	16,4 ± 0,3	9822 ± 655	11,0 ± 0,3	0,60 ± 0,03
24 – 26	40 ± 1	37 ± 4	26 ± 1	3,8 ± 0,1	126 ± 5	8,3 ± 0,5	0,40 ± 0,03	73696 ± 932	16,5 ± 0,3	9725 ± 720	11,7 ± 0,3	0,63 ± 0,04
26 – 28	36 ± 1	36 ± 4	25 ± 1	3,4 ± 0,1	116 ± 5	7,9 ± 0,5	0,39 ± 0,03	68081 ± 863	15,3 ± 0,3	10239 ± 776	11,6 ± 0,3	0,56 ± 0,03
28 – 37	33 ± 1	33 ± 3	22 ± 1	3,0 ± 0,1	105 ± 5	8,0 ± 0,5	0,39 ± 0,03	62157 ± 787	15,1 ± 0,3	8506 ± 645	10,5 ± 0,3	0,56 ± 0,03
MÉDIA	33	28	25	3,5	111	7,2	0,35	62906	14,6	8801	11,4	0,54
AMPLITUDE	22 - 40	18 - 37	22 - 29	3,0 – 3,8	91 - 128	5,7 – 8,3	0,27 – 0,42	44153 - 74065	12,0 – 16,4	6206 - 11519	9,9 – 13,3	0,46 – 0,63
CCS	2,0	1,6	65,7	11,6	35	5,8	0,95	30890	5,8	28650	32,3	0,27

Tabela D2– (continuação) Elementos traço e maiores, em mg.kg⁻¹, e suas respectivas incertezas expandidas (k=2) para o testemunho JUSE2.

Prof. (cm)	Na	Nd	Rb	Sb	Sc	Se	Sm	Ta	Tb	Yb	Zn	Cd
0 – 4	617 ± 12	< LID	36 ± 2	1,4 ± 0,1	13,2 ± 0,4	2,1 ± 0,1	1,7 ± 0,1	1,5 ± 0,1	0,6 ± 0,1	2,7 ± 0,1	47 ± 2	< LID
4 – 6	663 ± 13	< LID	35 ± 2	1,6 ± 0,1	14,6 ± 0,4	1,9 ± 0,1	1,4 ± 0,1	1,5 ± 0,1	0,5 ± 0,1	2,9 ± 0,1	39 ± 1	< LID
6 – 8	652 ± 12	< LID	39 ± 2	1,5 ± 0,1	15,0 ± 0,4	1,9 ± 0,1	1,5 ± 0,1	1,5 ± 0,1	0,4 ± 0,1	2,9 ± 0,1	36 ± 2	< LID
8 – 10	646 ± 12	< LID	29 ± 2	1,5 ± 0,1	15,3 ± 0,4	2,0 ± 0,1	1,4 ± 0,1	1,6 ± 0,1	0,5 ± 0,1	2,7 ± 0,1	35 ± 2	< LID
10 – 12	663 ± 13	< LID	41 ± 2	1,5 ± 0,1	16,1 ± 0,4	2,6 ± 0,1	1,6 ± 0,1	1,7 ± 0,1	0,6 ± 0,1	3,3 ± 0,1	29 ± 2	< LID
12 – 14	622 ± 12	< LID	34 ± 2	1,3 ± 0,1	15,6 ± 0,4	2,2 ± 0,1	1,2 ± 0,1	1,6 ± 0,1	< LID	2,8 ± 0,1	34 ± 2	< LID
14 – 16	738 ± 16	< LID	45 ± 3	1,5 ± 0,1	17,8 ± 0,5	2,7 ± 0,1	1,4 ± 0,1	1,9 ± 0,1	< LID	3,2 ± 0,1	49 ± 2	< LID
16 – 18	802 ± 17	< LID	46 ± 3	1,7 ± 0,1	19,4 ± 0,6	2,8 ± 0,1	1,4 ± 0,1	1,9 ± 0,1	< LID	3,2 ± 0,1	45 ± 2	< LID
18 – 20	768 ± 16	< LID	47 ± 5	1,6 ± 0,1	19,4 ± 0,6	2,7 ± 0,1	1,5 ± 0,1	2,1 ± 0,2	< LID	3,6 ± 0,1	42 ± 2	< LID
20 – 22	694 ± 15	< LID	46 ± 3	1,5 ± 0,1	17,7 ± 0,5	2,4 ± 0,1	1,4 ± 0,1	1,9 ± 0,1	< LID	3,2 ± 0,1	44 ± 2	< LID
22 – 24	747 ± 16	< LID	44 ± 3	1,6 ± 0,1	18,2 ± 0,5	2,7 ± 0,1	1,6 ± 0,1	2,0 ± 0,1	< LID	3,7 ± 0,1	38 ± 2	< LID
24 – 26	746 ± 16	< LID	68 ± 4	1,7 ± 0,1	20,0 ± 0,6	2,7 ± 0,1	1,5 ± 0,1	2,2 ± 0,2	< LID	3,4 ± 0,1	42 ± 2	< LID
26 – 28	698 ± 15	< LID	38 ± 3	1,4 ± 0,1	18,3 ± 0,5	2,4 ± 0,1	1,4 ± 0,1	2,0 ± 0,1	< LID	3,3 ± 0,1	43 ± 2	< LID
28 – 37	662 ± 14	< LID	41 ± 2	1,3 ± 0,1	16,3 ± 0,5	2,5 ± 0,1	1,4 ± 0,1	1,8 ± 0,1	< LID	3,4 ± 0,1	42 ± 2	< LID
MÉDIA	694	-	42	1,5	16,9	2,4	1,5	1,8	0,5	3,2	40	-
AMPLITUDE	617 - 802	-	29 - 68	1,3 – 1,7	13,2 – 20,0	1,9 – 2,8	1,2 – 1,7	1,5 – 2,2	0,4 – 0,6	2,7 – 3,7	29 - 49	-
CCS	25670	25,9	110	0,31	7,0	0,083	4,7	1,5	0,5	1,5	52	0,102

Tabela D3– Elementos traço e maiores, em mg.kg⁻¹, e suas respectivas incertezas expandidas (k=2) para o testemunho JUSE3.

Prof. (cm)	As	Br	Ce	Co	Cr	Cs	Eu	Fe	Hf	K	La	Lu
0 – 4	15 ± 1	8 ± 1	49 ± 1	3,5 ± 0,1	72 ± 3	4,7 ± 0,2	0,58 ± 0,04	31853 ± 405	9,7 ± 0,2	5715 ± 335	13,7 ± 0,4	0,21 ± 0,01
4 – 7	24 ± 1	10 ± 1	44 ± 1	3,4 ± 0,1	68 ± 3	4,1 ± 0,2	0,55 ± 0,04	32304 ± 411	11,3 ± 0,2	5397 ± 323	21,8 ± 0,6	0,40 ± 0,02
7 – 10	21 ± 1	9 ± 1	36 ± 1	3,4 ± 0,1	60 ± 3	4,4 ± 0,2	0,41 ± 0,03	27729 ± 353	10,6 ± 0,2	4936 ± 293	17,9 ± 0,5	0,37 ± 0,02
10 – 13	24 ± 1	11 ± 1	38 ± 1	4,3 ± 0,1	78 ± 3	5,6 ± 0,3	0,38 ± 0,03	37198 ± 472	12,6 ± 0,2	4838 ± 293	15,0 ± 0,4	0,55 ± 0,03
13 – 16	23 ± 1	10 ± 1	28 ± 1	4,3 ± 0,1	75 ± 3	6,0 ± 0,3	0,33 ± 0,02	38200 ± 484	12,5 ± 0,2	4845 ± 331	11,3 ± 0,3	0,47 ± 0,02
16 – 19	24 ± 1	11 ± 1	37 ± 1	4,5 ± 0,1	88 ± 4	5,9 ± 0,3	0,42 ± 0,03	38913 ± 493	14,0 ± 0,2	5308 ± 376	15,0 ± 0,4	0,47 ± 0,02
19 – 22	29 ± 1	14 ± 2	42 ± 1	4,8 ± 0,1	99 ± 4	7,3 ± 0,4	0,51 ± 0,04	48172 ± 609	14,0 ± 0,2	7226 ± 500	18,9 ± 0,5	0,64 ± 0,03
22 – 25	32 ± 1	14 ± 1	49 ± 1	5,5 ± 0,1	108 ± 5	8,0 ± 0,4	0,52 ± 0,04	54536 ± 706	15,0 ± 0,2	6915 ± 360	21,9 ± 0,6	0,59 ± 0,03
25 – 28	32 ± 1	13 ± 1	46 ± 1	5,2 ± 0,1	105 ± 5	7,9 ± 0,4	0,53 ± 0,04	52163 ± 675	14,6 ± 0,2	6030 ± 322	19,7 ± 0,5	0,59 ± 0,03
28 – 31	33 ± 1	8 ± 1	52 ± 1	5,7 ± 0,1	88 ± 4	5,5 ± 0,3	0,56 ± 0,04	74144 ± 611	12,1 ± 0,2	5893 ± 319	24,5 ± 0,7	0,48 ± 0,03
31 – 34	25 ± 1	6 ± 1	35 ± 1	4,8 ± 0,1	65 ± 3	3,6 ± 0,2	0,32 ± 0,02	35389 ± 461	11,3 ± 0,2	4078 ± 231	15,1 ± 0,4	0,38 ± 0,02
34 – 37	22 ± 1	6 ± 1	29 ± 1	5,0 ± 0,1	61 ± 3	3,4 ± 0,2	0,40 ± 0,03	33325 ± 436	10,6 ± 0,2	4357 ± 243	13,0 ± 0,4	0,40 ± 0,02
37 – 40	30 ± 1	6 ± 1	34 ± 1	5,2 ± 0,1	71 ± 3	3,9 ± 0,2	0,40 ± 0,03	37768 ± 491	10,0 ± 0,2	5893 ± 976	17,3 ± 0,5	0,43 ± 0,02
40 - 49	23 ± 1	6 ± 1	33 ± 1	6,3 ± 0,1	74 ± 3	4,5 ± 0,2	0,35 ± 0,03	35671 ± 465	9,9 ± 0,2	5631 ± 357	14,4 ± 0,4	0,37 ± 0,02
MÉDIA	25	9	39	4,7	79	5,3	0,45	39312	12,0	5505	17,1	0,45
AMPLITUDE	15 - 33	6 - 14	28 - 52	3,4 – 6,3	60 - 108	3,4 – 8,0	0,32 – 0,58	27729 - 74144	9,7 – 15,0	4078 - 7226	11,3 – 24,5	0,21 – 0,64
CCS	2,0	1,6	65,7	11,6	35	5,8	0,95	30890	5,8	28650	32,3	0,27

Tabela D3– (continuação) Elementos traço e maiores, em mg.kg⁻¹, e suas respectivas incertezas expandidas (k=2) para o testemunho JUSE3.

Prof. (cm)	Na	Nd	Rb	Sb	Sc	Se	Sm	Ta	Tb	Yb	Zn	Cd
0 – 4	304 ± 6	20 ± 2	34 ± 2	0,9 ± 0,1	13,1 ± 0,4	2,0 ± 0,1	1,9 ± 0,1	1,2 ± 0,1	0,6 ± 0,1	1,2 ± 0,1	25 ± 1	< LID
4 – 7	501 ± 10	18 ± 1	27 ± 2	1,3 ± 0,1	13,1 ± 0,4	2,3 ± 0,1	2,8 ± 0,1	1,1 ± 0,1	0,6 ± 0,1	2,2 ± 0,1	21 ± 1	< LID
7 – 10	447 ± 9	15 ± 1	22 ± 1	1,1 ± 0,1	10,8 ± 0,3	2,0 ± 0,1	2,5 ± 0,1	1,2 ± 0,1	0,3 ± 0,1	2,0 ± 0,1	18 ± 1	< LID
10 – 13	506 ± 10	< LID	31 ± 2	1,2 ± 0,1	12,1 ± 0,3	2,4 ± 0,1	2,0 ± 0,1	1,3 ± 0,1	0,5 ± 0,1	3,1 ± 0,1	19 ± 1	< LID
13 – 16	454 ± 9	< LID	22 ± 2	1,2 ± 0,1	11,5 ± 0,3	2,3 ± 0,1	1,7 ± 0,1	1,4 ± 0,1	0,5 ± 0,1	2,8 ± 0,1	17 ± 1	< LID
16 – 19	504 ± 11	< LID	35 ± 2	1,3 ± 0,1	13,4 ± 0,4	2,8 ± 0,1	2,1 ± 0,1	1,4 ± 0,1	0,4 ± 0,1	2,9 ± 0,1	20 ± 1	< LID
19 – 22	549 ± 11	< LID	42 ± 2	1,6 ± 0,1	16,1 ± 0,4	2,7 ± 0,1	2,7 ± 0,1	1,6 ± 0,1	0,7 ± 0,1	3,7 ± 0,1	26 ± 1	< LID
22 – 25	601 ± 12	12 ± 1	43 ± 3	1,6 ± 0,1	18,4 ± 0,5	2,7 ± 0,1	3,0 ± 0,1	2,0 ± 0,1	0,7 ± 0,1	3,6 ± 0,1	113 ± 3	< LID
25 – 28	576 ± 11	10 ± 1	41 ± 3	1,6 ± 0,1	17,4 ± 0,5	2,7 ± 0,1	2,5 ± 0,1	1,7 ± 0,1	0,7 ± 0,1	3,3 ± 0,1	104 ± 3	< LID
28 – 31	616 ± 12	20 ± 1	37 ± 2	1,6 ± 0,1	17,5 ± 0,5	2,2 ± 0,1	3,2 ± 0,1	1,4 ± 0,1	0,6 ± 0,1	2,8 ± 0,1	103 ± 3	< LID
31 – 34	526 ± 11	11 ± 1	22 ± 2	1,2 ± 0,1	12,5 ± 0,3	1,9 ± 0,1	2,2 ± 0,1	1,0 ± 0,1	0,5 ± 0,1	2,4 ± 0,1	65 ± 2	< LID
34 – 37	531 ± 11	< LID	29 ± 2	1,0 ± 0,1	11,6 ± 0,3	1,7 ± 0,1	1,8 ± 0,1	0,9 ± 0,1	0,3 ± 0,1	2,5 ± 0,1	58 ± 2	< LID
37 – 40	622 ± 13	10 ± 1	26 ± 2	1,4 ± 0,1	14,6 ± 0,4	1,8 ± 0,1	2,2 ± 0,1	1,1 ± 0,1	0,4 ± 0,1	2,8 ± 0,1	77 ± 2	< LID
40 - 49	559 ± 11	< LID	28 ± 2	1,1 ± 0,1	13,8 ± 0,4	1,8 ± 0,1	1,9 ± 0,1	1,2 ± 0,1	0,5 ± 0,1	2,5 ± 0,1	70 ± 2	< LID
MÉDIA	521	15	31	1,3	14,0	2,2	2,3	1,3	0,5	2,7	53	-
AMPLITUDE	304 - 622	10 - 20	22 - 43	0,9 – 1,6	10,8 – 18,4	1,7 – 2,8	1,7 – 3,2	0,9 – 2,0	0,3 – 0,7	1,2 – 3,7	17 - 113	-
CCS	25670	25,9	110	0,31	7,0	0,083	4,7	1,5	0,5	1,5	52	0,102