



**INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES**

**Autarquia associada à Universidade De São Paulo**

**Avaliação da radioatividade natural em águas subterrâneas do município de Campos  
do Jordão, SP**

**GABRIEL BERALDO AFFÁ FERREIRA**

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

**Orientadora:**

**Profa. Dra. Brigitte Roxana Soreanu  
Pecequilo**

**SÃO PAULO**

**2020**

**INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES**  
**Autarquia associada à Universidade De São Paulo**

**Avaliação da radioatividade natural em águas subterrâneas do município de  
Campos do Jordão, SP**

**GABRIEL BERALDO AFFÁ FERREIRA**

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

Orientadora:

Profa. Dra. Brigitte Roxana Soreanu Pecequilo

SÃO PAULO  
2020

Fonte de financiamento: CAPES.

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

Como citar:

**FERREIRA, G.B.A. Avaliação da radioatividade natural em águas subterrâneas do município de Campos do Jordão, SP. 2020. 77 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo.**  
Disponível em: <[www.teses.usp.br](http://www.teses.usp.br)> (data de consulta no formato: dd/mm/aaaa)

### FICHA CATALOGRÁFICA

Ferreira, Gabriel Beraldo Affá

Avaliação da radioatividade natural das águas subterrâneas do município de Campos do Jordão, SP/ Gabriel Beraldo Affá Ferreira; orientadora Brigitte Roxana Soreanu Pecequilo.

São Paulo, 2020.

77p.

Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo.

1. Águas subterrâneas
2. Radionuclídeos naturais
3. Alfa e beta total
4. Detector proporcional
5. Campos do Jordão

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à todos que contribuíram de alguma forma para o desenvolvimento deste projeto, em especial:

- Meus pais e familiares que ajudaram inspirando o projeto, na pesquisa e seleção das fontes d'água estudadas, assim como na execução das coletas.
- Minha colega de laboratório e amiga Graziela Mendonça: pelo apoio nas disciplinas, por me acompanhar na parte experimental deste projeto dividindo seus conhecimentos comigo, pela amizade e apoio em momentos que pensei que não valia a pena continuar. Muito obrigado.
- Profa. Dra. Brigitte Pecequilo, pela oportunidade de cursar o mestrado.
- Às colegas de sala Laíssa, Gleyka, Andressa, Heleine e Letícia, obrigado pelos momentos divertidos e pelo companheirismo.
- À Profa. Dra. Sandra Damatto pelo auxílio nas rotinas experimentais e facilitar o acesso a equipamentos e insumos de laboratório; à todos os funcionários do Laboratório de Radiometria Ambiental pelo suporte ao longo desses dois anos.
- Ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN) e Laboratório de Radiometria Ambiental pelo uso das dependências e laboratórios.
- A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida.

“ If you follow your heart, if you listen to your gut, and if you extend your hand to help another, not for any agenda, but for the sake of humanity, you are going to find the truth. ”

— Erin Brockovich

## RESUMO

FERREIRA, G.B.A. **Avaliação da radioatividade natural em águas subterrâneas do município de Campos do Jordão, SP.** 2020. 77 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo.

Foi feita uma avaliação da atividade radioativa presente na água de fontes não comercializadas no município de Campos do Jordão (SP) com seis coletas independentes para sete fontes selecionadas ao longo do período entre janeiro de 2018 e março de 2019. A determinação das atividades alfa e beta total deu-se por meio de um detector proporcional de fluxo gasoso do modelo Berthold LB 770, no método conhecido como *screening*, no qual não são discriminados os elementos químicos presentes na amostra. A precisão do detector proporcional foi comprovada com o uso de soluções padrão amplamente analisadas por laboratórios de outras instituições e os resultados obtidos enquadraram-se no padrão mais alto de qualidade quanto ao desvio padrão dos valores obtidos para estas soluções. Os resultados foram comparados com os limites de atividade estabelecidos pela CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear na Posição Regulatória 3.01/012:2020 de respectivamente 0,5 Bq/L para alfa e 1 Bq/L para beta, de modo que nenhum dos valores medidos iguala ou ultrapassa o limite proposto, por tanto as águas das fontes analisadas estão dentro dos padrões de potabilidade no que diz respeito a atividade radioativa. Verificou-se diferentes patamares de atividade e de variação sazonal entre as fontes, com destaque para a Fonte Simão que apresentou a maior média de atividade alfa ( $0,0737 \pm 0,0082$  Bq/L) e a Fonte da Amizade com a maior média de atividade beta ( $0,1209 \pm 0,0135$  Bq/L). Na Fonte da Vila Britânia foram verificados os menores valores tanto para alfa ( $0,0354 \pm 0,0042$  Bq/L) quanto para beta ( $0,0590 \pm 0,0077$  Bq/L). A análise dos dados de concentração de atividade juntamente com os dados de precipitação não permitiu indicar possíveis correlações entre a precipitação; o mesmo se deu para temperatura das amostras e a concentração de atividade. Um período maior de estudos seria necessário para que possíveis padrões sazonais de alteração na concentração de atividade pudessem ser verificados ou mesmo descartados.

Palavras-chave: águas subterrâneas; radionuclídeos naturais; alfa e beta total; detector proporcional; Campos do Jordão.

## ABSTRACT

FERREIRA, G.B.A. **Evaluation of natural radioactivity in groundwater in the municipality of Campos do Jordão, SP.** 2020. 77 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, IPEN-CNEN/SP, São Paulo.

An evaluation of the radioactive activity present in water from non commercialized sources in the municipality of Campos do Jordão (SP) was carried out with six independent collections for seven selected sources over the period between January 2018 and March 2019. The determination of gross alpha and beta activities was made with a proportional gas flow detector of the Berthold LB 770 model, in the method known as screening, in which the chemical elements present in the sample are not discriminated. The accuracy of the proportional detector was proven with the use of standard solutions widely analyzed by laboratories from other institutions and the results obtained fit the highest standard of quality regarding the standard deviation of the values obtained for these solutions. The results were compared with the activity limits established by the CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear from the Posição Regulatória 3.01/012:2020 are respectively 0.5 Bq/L for alpha and 1 Bq/L for beta, so that none of the measured values equals or exceeds the proposed limit, therefore the waters of the analyzed sources are within the standards of potability with regard to radioactive activity. There were different levels of activity and seasonal variation among the sources, with emphasis on Fonte Simão, which had the highest average of alpha activity ( $0.0737 \pm 0.0082$  Bq / L) and Fonte da Amizade with the highest average. beta activity ( $0.1209 \pm 0.0135$  Bq / L). At Fonte da Vila Britânia, the lowest values were found for both alpha ( $0.0354 \pm 0.0042$  Bq / L) and beta ( $0.0590 \pm 0.0077$  Bq / L). The analysis of the activity concentration data together with the precipitation data did not allow indicating possible correlations between the precipitation; the same was true for sample temperature and activity concentration. A longer study period would be necessary so that possible seasonal patterns of changes in the concentration of activity could be verified or even discarded.

Key words: groundwater; natural radionuclides; alpha and total beta; proportional detector; Campos do Jordão.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Série de decaimento radioativo do Urânio (IAEA, 2000). .....	16
Figura 2 - Série de decaimento radioativo do Tório (IAEA, 2000). .....	17
Figura 3 - Mapa da Região de Campos do Jordão (em destaque), Vale do Paraíba e Sul de Minas Gerais. (Extraído de <a href="https://www.terrasdamantiqueira.com/mapadp109.htm">https://www.terrasdamantiqueira.com/mapadp109.htm</a> ) .....	21
Figura 4 - Distribuição dos episódios mais significativos de precipitação ao longo do ano de 2018 em Campos do Jordão em milímetros de chuva. (INMET, 2019) .....	22
Figura 5 - Distribuição das temperaturas médias diárias ao longo do ano de 2018 em Campos do Jordão em graus centígrados. (INMET, 2019) .....	23
Figura 6 - Imagem de um típico campo de Araucárias em Campos do Jordão. ....	24
Figura 7 - Modelo 3D do Planalto de Campos do Jordão, inserido na região do Sul de Minas Gerais e Vale do Paraíba (SP) (HIRUMA, 2001). .....	25
Figura 8 - Aquíferos do Estado de São Paulo e seus intervalos de vazão. Destaque para a UGRHI-1 que engloba o município de Campos do Jordão e possui intervalo de vazão entre 1 e 6 m <sup>3</sup> /hora. (DAEE, 2005). .....	27
Figura 9 - Zoom da região da UGRHI-1 mostrando as principais sub-bacias dos rios Sapucaí-Mirim e Sapucaí-Guaçu, os principais rios da região do Planalto de Campos do Jordão. (CBH-SM, 2009). .....	28
Figura 10 - Fonte Vila Britânia .....	29
Figura 11 - Fonte da Amizade .....	31
Figura 12 - Fonte Simão .....	31
Figura 13 - Fonte Dom Bosco. ....	32
Figura 14 - Fonte Renato. ....	32
Figura 15 - Fonte Volta Fria .....	33
Figura 16 - Fonte SP-123. ....	33
Figura 17 - Esquema do sistema ânodo-catodo presente no detector. ....	35
Figura 18 - Pipetadora, plaquetas de aço e lâmpada de infravermelho. ....	37
Figura 19 - Detector Berthold LB 770. ....	38
Figura 20 - Galões de água contendo as amostras acidificadas pré-concentração. ....	38
Figura 21 - Desvios normalizados resultantes a análise da solução do IRD, rodada de abril de 2019. ....	44
Figura 22 - Localização das fontes e atividade alfa média ao longo do período estudado. ....	46
Figura 23 - Localização das fontes e atividade beta média ao longo do período estudado. ....	46
Figura 24 - Figura 24 - Atividade alfa total (Bq/L) nas amostras de água no período entre janeiro e de 2018 e junho de 2019 para as seis coletas realizadas. ....	47



Figura 25 - Atividade beta total (Bq/L) nas amostras de água no período entre janeiro de 2018 e junho de 2019 para as seis coletas realizadas.....	48
Figura 26 - Diagrama com os valores médios de atividades alfa e beta separados por clusters de acordo com as possíveis origens das águas subterrâneas. ....	55
Figura 27 - Diagrama com os valores médios de atividades alfa e beta separados por clusters de acordo com a composição das águas subterrâneas obtidas por Szikszay (1979).....	56
Figura 28 - Valores de atividade alfa em conjunto com os valores de precipitação acumulada entre coletas. ....	57
Figura 29 - Valores de atividade beta em conjunto com os valores de precipitação acumulada entre coletas.. ....	58
Figura 30 - Valores de atividade alfa em conjunto com as temperaturas médias das coletas.. ....	57
Figura 31 - Valores de atividade beta em conjunto com os valores de temperatura média das amostras .....	56
Figura 32 - Valores de atividade alfa ao longo do período estudado comparados com os limites do MS (2011). ....	64
Figura 33 - Valores de atividade beta ao longo do período estudado comparados com os limites do MS (2011). ....	65
Figura 34 - Doses efetivas calculadas considerando-se toda a atividade beta como sendo proveniente do Ra-228.....	63
Figura 35 - Doses efetivas calculadas considerando-se toda a atividade alfa como sendo proveniente do Ra-226.....	62

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Fontes selecionadas para tomada de amostras.....	29
Tabela 2 - Valores de eficiência dos detectores calculados a partir dos valores referência das soluções do IRD. ....	43
Tabela 3 - Valores de LID para os detectores para radiação alfa e beta. ....	45
Tabela 4 - Atividades alfa e beta total médias (Bq/L) nas amostras de água no período entre janeiro de 2018 e junho de 2019, para as seis coletas realizadas.....	45
Tabela 5 - Atividade alfa total (Bq/L) nas amostras de água no período entre janeiro e de 2018 e junho de 2019 para as seis coletas realizadas.....	47
Tabela 6 - Atividade beta total (Bq/L) nas amostras de água no período entre janeiro de 2018 e junho de 2019 para as seis coletas realizadas.....	47
Tabela 7 - Variação percentual de atividade alfa entre coletas.....	49
Tabela 8 - Variação percentual de atividade beta entre coletas. ....	50
Tabela 9 - Temperaturas das amostras pré-acidificação, medidas no momento da coleta. ....	51
Tabela 10 - Volume de precipitação acumulada entre as coletas realizadas entre 2018 e 2019 (INMET, 2019) .....	54
Tabela 11 - Valores de correlação e covariância entre as variáveis de concentração de atividade e precipitação acumulada. ....	60
Tabela 12 - Valores de correlação e covariância entre as variáveis de concentração de atividade e temperatura das amostras. ....	60

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b>	<b>13</b>
1.1	A radioatividade e os radionuclídeos naturais	13
1.2	A região de Campos do Jordão	14
<b>2</b>	<b>OBJETIVO</b>	<b>15</b>
<b>3</b>	<b>RADIOATIVIDADE NATURAL</b>	<b>16</b>
3.1	Radioatividade natural	16
3.1.1	Partículas alfa	18
3.1.2	Partículas beta	19
3.2	Emissores alfa e beta em águas superficiais e subterrâneas	19
<b>4</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA ESTUDADA</b>	<b>20</b>
4.1	Localização e vias de acesso	20
4.2	Clima e vegetação	21
4.3	Relevo	24
4.4	Hidrografia	26
4.5	Geologia	29
<b>5</b>	<b>PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL</b>	<b>29</b>
5.1	Pontos de amostragem	29
5.2	Determinação das concentrações da radioatividade alfa e beta nas amostras de água	34
5.2.1	O detector proporcional	34
5.2.2	Metodologia para determinação de atividade alfa e beta total	36
5.2.3	Cálculo de concentração alfa e beta total	39
5.2.4	Incerteza no cálculo da concentração	40
5.2.5	Dose por ingestão	41
<b>6</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>42</b>
6.1	Valores de concentração de atividade	42
6.2	Propriedades físico-químicas das águas	50
6.3	Correlações com precipitação acumulada e temperatura das amostras	54
6.4	Cálculo da dose efetiva comprometida	63
6.5	Cálculo da dose efetiva comprometida para o Rádio	64

<b>7</b>	<b>CONCLUSÕES</b>	<b>66</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>68</b>

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 A radioatividade e os radionuclídeos naturais

O fenômeno da radioatividade foi documentado pela primeira vez em 1895 por Henry Becquerel, que verificou um tipo de radiação até então desconhecido, vindo de amostras de sulfato duplo de uranila e potássio, que era capaz de atravessar chapas metálicas e de vidro e era notada em chapas fotográficas. Desde então o estudo da radioatividade tornou-se um dos mais importantes segmentos tanto da química quanto da física. Hoje se sabe que a desintegração radioativa é uma propriedade do núcleo e depende apenas da espécie e do número de núcleos presentes, excluindo-se qualquer fator externo (HARVEY, 1969). Espera-se, então, que os elementos químicos se comportem da mesma maneira desde que foram sintetizados pelas estrelas, bilhões de anos atrás. Todos os elementos químicos naturais com número atômico acima de 83 (bismuto) são radioativos (FRIEDLANDER et al., 1981).

Os elementos radioativos estão presentes no solo, nas águas, nas rochas, nas plantas e nos próprios seres vivos. Os átomos devem esta grande abrangência tanto à interação geoquímica entre os elementos inorgânicos e, quanto a sua subsequente introdução na cadeia alimentar (MADRUGA et al., 2014). A presença dos elementos radioativos na água facilita que os seres vivos sejam expostos a radiação de diversas maneiras como: exposição externa – quando o indivíduo é apenas exposto à radiação sem incorporar o radionuclídeo, inalação de particulados, ingestão de água subterrânea, ingestão alimentar e absorção dérmica (BONOTTO, 2011). Há ainda a fonte extraterrestre de radiação, que são os raios cósmicos que chegam até a Terra vindas do Sol e outras estrelas, e a exposição dos seres a eles é definida pela latitude e altitude: regiões polares e de maior altitude estão mais expostas.

Os níveis de radioatividade alfa e beta máximos recomendados pela ICRP (Comissão Internacional de Proteção Radiológica, em tradução livre) estão presentes na orientação de manejo de águas potáveis da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2017) e são, respectivamente 0,5 Bq/L e 1 Bq/L (desintegrações radioativas por segundo por litro). Quanto às doses de radiação, estima-se uma dose média por pessoa de 3,0 mSv/ano (UNSCEAR, 2017) sendo que 80% deste valor (2,4 mSv/ano) é proveniente de fontes naturais. Mais especificamente, a dose por ingestão de água foi estimada em 0,1 mSv/ano.

O valor de referência de probabilidade de câncer devido a ingestão de água é de apenas  $5,5 \times 10^{-6}$  (ICRP, 2008) em condições normais de radiação ambiental. Doses da ordem de 100 mSv/ano são consideradas de grande risco cancerígeno.

Estudos da radioatividade natural em águas de superfície foram e vem sendo conduzidos em diversas áreas do mundo, como EUA (BEAN et al., 1982), Finlândia (VESTERBACKA, 2005), Venezuela (SAJO-BOHUSAJ et al., 1997), Portugal (CARVALHO, 2005), entre outros. Nos trabalhos referidos, obtiveram-se entre os resultados, amostras que apresentavam doses de ingestão acima do ideal e altas concentrações de radônio no caso de água de lagos e lagoas e de urânio para águas em regiões de exploração de minérios. No Brasil, no estado de Minas Gerais foram analisadas as águas de Cambuquira e Marimbeiro (SANTOS et al., 2016) e Caxambu (MENEZHINI et al., 2016); em São Paulo na região de Águas de Lindóia (NEGRÃO, 2012), Alto Vale do Ribeira (DE JESUS, 2009) e Águas do Prata (OLIVEIRA et al., 1998); na Bahia em Caetité (localizada na Província Uranífera de Lagoa Real) (SILVA, 2011). Os trabalhos referidos nos estados de MG e SP mostraram, em sua maioria, doses dentro dos padrões desejados, com algumas exceções causadas por concentrações altas de radônio em fontes específicas, como no município de Caxambu. Concomitantemente foram feitas relações entre as doses por ingestão destas águas e os riscos à saúde da população (MAZZILI et al. (1998); JACOMINO et al. (1996); OLIVEIRA et al. (1994)) que associam altas doses a incidência de câncer. A maior parte dos trabalhos feitos no Brasil citados contempla a região de divisa entre os estados de São Paulo e Minas Gerais, região conhecida como “Circuito das Águas” que engloba fontes que são usadas para o abastecimento da região mais populosa do país. Assim sendo, com trabalhos anteriores como motivadores, escolheu-se o município de Campos do Jordão, localizado também nesta área de grande importância para a região Sudeste do Brasil, para o desenvolvimento de uma nova avaliação desta natureza.

## **1.2 A região de Campos do Jordão**

Campos do Jordão (SP) é a cidade de maior altitude no Brasil, 1.628 metros acima do nível médio do mar. É apelidada de “Suíça Brasileira” pelo relevo montanhoso, o clima subtropical de altitude com temperaturas mínimas médias variando entre 3 e 13 graus Celsius ao longo do ano (INMET, 2019) e arquitetura tardia inspirada no estilo germânico. Fundado em 1874, o município já foi enquadrado pelo Governo do Estado de São Paulo

como estância climática e hidromineral e atualmente é considerada estância de turismo, atraindo milhares de visitantes diariamente, especialmente nos meses de inverno, que vão em busca do clima frio, gastronomia e hotelaria de luxo e ecoturismo. Encontra-se sobre a Serra da Mantiqueira, maciço rochoso que se estende por três estados da região Sudeste (São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro) e atinge altitudes próximas dos 3.000 metros em seus picos mais altos.

Quanto a hidrografia, Campos do Jordão está situada sobre um aquífero fraturado na 1ª unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos – Mantiqueira (UGRHI-1). A razão entre consumo e vazão d'água na Mantiqueira (menor que 30%) está entre as menores entre as unidades de gerenciamento e aliado ao clima úmido com precipitações acima dos 1700 mm anuais (INMET, 2019), garante abundância aos residentes e turistas. A região ainda é sede de uma das maiores distribuidoras de água do país e é um importante polo turístico da região Sudeste.

## **2 OBJETIVO**

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a atividade radioativa presente na água das fontes não comercializadas consumidas pela população no município de Campos do Jordão (SP) por meio da determinação das atividades alfa e beta total com detector proporcional, no método conhecido como *screening*. Este método permite verificar se atividades alfa e beta totais estão dentro dos limites previstos pela CNEN (CNEN, 2020) em apenas um procedimento analítico e assim desenvolver os cálculos de dose por ingestão e compará-los com o critério de dose individual (IDC) de 0,1 mSv devido ao consumo de água ao longo de um ano (WHO, 2018) e proveniente dos principais radionuclídeos ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{228}\text{Ra}$ ).

### 3 RADIOATIVIDADE NATURAL

#### 3.1 Radioatividade natural

Logo após a descoberta da radioatividade em 1895 por Becquerel, outros cientistas dedicaram-se a ampliar os conhecimentos sobre o fenômeno. Em 1910, Pierre e Marrie Curie comprovaram que o elemento tório também é radioativo e que outros minerais também o eram e muitas vezes mais ativos do que o próprio urânio puro; a descoberta do polônio e do rádio também data desta época (HARVEY, 1969). Estas pesquisas culminariam no estabelecimento das duas principais séries de decaimento, do urânio e do tório, apresentadas nas figuras 1 e 2.

Figura 1 – Série de decaimento radioativo do Urânio (IAEA, 2000).

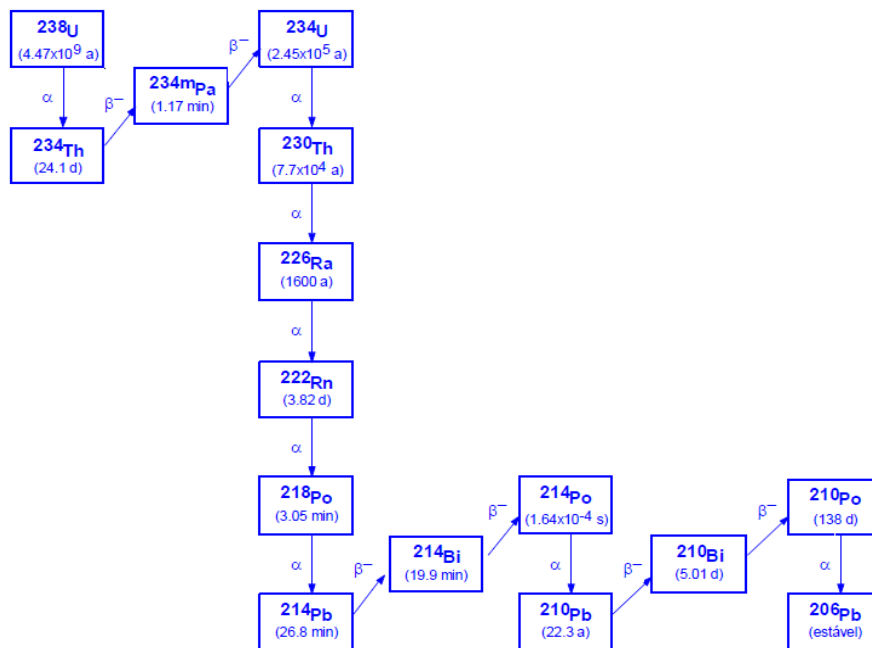
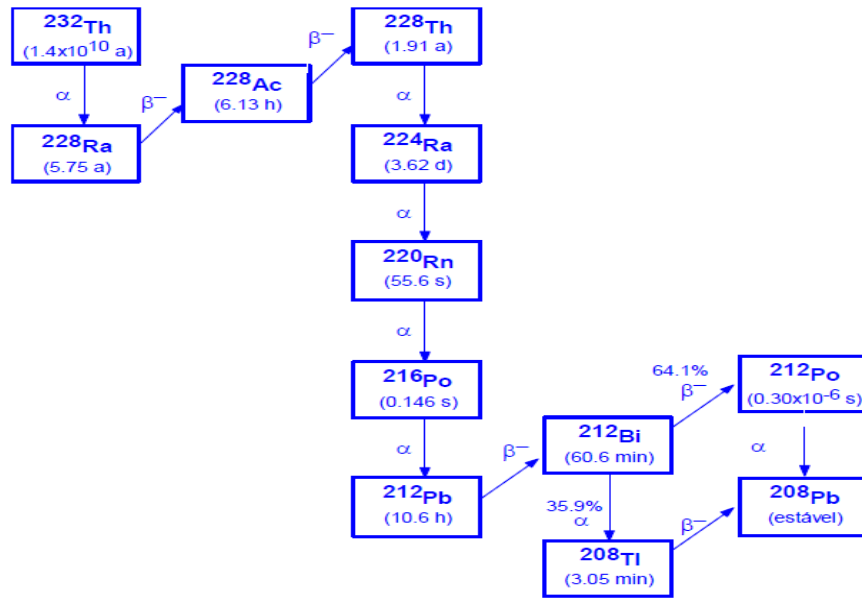




Figura 2 - Série de decaimento radioativo do Tório (IAEA, 2000).



A série indica a formação de todos os elementos filhos a partir da transmutação do elemento pai (urânio ou tório). Para entender-se a transmutação deve-se considerar a composição do núcleo. Em 1815, Prout sugeriu que os átomos de todos os elementos eram compostos por átomos de hidrogênio (CUNHA, 2019). Posteriormente verificou-se que o núcleo do átomo de hidrogênio era composto pelo próton, partícula de carga elétrica positiva; consequentemente deveria haver partículas de carga elétrica negativa para que fosse mantida a neutralidade: os elétrons. Os elétrons possuem massa muito inferior aos prótons e não ficam localizados no núcleo do átomo e sim na eletrosfera ao redor deste. No núcleo dos átomos ainda se encontram as partículas sem carga elétrica, denominadas nêutrons, que são fundamentais para manter o núcleo unido e possuem massa similar aos prótons. Sabe-se, no entanto, que o núcleo pode não ser estável por toda sua existência, em especial os núcleos mais massivos. Como já citado anteriormente, o processo de decaimento radioativo de um núcleo não depende de nenhum fator externo, podendo decair espontaneamente após ter-se mantido estável por bilhões de anos. A taxa de decaimento é apenas proporcional ao número de núcleos presentes. Em uma amostra com  $N$  núcleos presentes, a taxa de decaimento será dada por (1) (HARVEY, 1969):

$$(1) - \frac{dN}{dt} = \lambda N$$

Onde  $\lambda$  é a constante de decaimento, que possui valores próprios para cada tipo de núcleo. A equação (1) indica que o número de átomos do elemento pai diminui exponencialmente com o tempo. A transmutação do núcleo original em outro se dá por três tipos de emissão de partículas conhecidas: radiação de partículas alfa; radiação de partículas beta e radiação por ondas eletromagnéticas ou raios gama. Os raios gama são constituídos de campos elétricos e magnéticos oscilantes e podem interagir com a carga elétrica dos prótons e o campo magnético de prótons e nêutrons (HARVEY, 1969).

Diferentemente da emissão de partículas, a energia dos raios gamas não muda ao interagir com a matéria, apenas ocorre diminuição na intensidade do feixe, dá-se então a maior dificuldade de blindagem contra este tipo de radiação que requer significativa espessura de chumbo para ser eficientemente atenuada a níveis seguros ao público.

Já as partículas alfa e beta possuem carga elétrica, o que significa que seu alcance pode ser definido proporcionalmente à energia perdida durante o trajeto em que a partícula interage com a matéria. Para trabalhos que verificam a incorporação de radionuclídeos por meio de ingestão, este é um fator preponderante para que sejam medidas as emissões alfa e beta, considerando-se o modo como estas irão causar dano celular ao organismo.

### **3.1.1 Partículas alfa**

No início dos anos 1900, Rutherford conduziu experimentos que confirmaram que as partículas alfa são núcleos do átomo de hélio positivamente carregado, dois prótons e dois nêutrons.

São partículas simples e extremamente estáveis. A emissão de partículas alfa ocorre predominantemente em elementos com massa atômica superior a do chumbo e de modo espontâneo, uma vez que se trata de uma reação exotérmica (EVANS, 1934).

A meia vida de emissores alfa varia em um grande intervalo entre  $3.04 \times 10^{-7}$  segundos para o  $^{212}\text{Po}$  e  $2.4 \times 10^{15}$  segundos para o  $^{144}\text{Nd}$ . Para estes mesmos elementos, temos os extremos de energia cinética das partículas alfa emitidas: 8,78 MeV e 1,83 MeV, respectivamente (HARVEY, 1969). Esta energia cinética é adquirida no momento da emissão, no qual deve prevalecer o princípio de conservação de massa entre o núcleo filho gerado e a partícula alfa; ocorre a conversão de massa em energia. Nota-se a proporcionalidade inversa no tempo de meia-vida e energia cinética da partícula alfa; esta

relação foi verificada inicialmente por Geiger e Nuttall em 1911 (GEIGER & NUTTAL, 1911).

Após a emissão, a partícula alfa irá interagir com a matéria que a circunda, perdendo sua energia cinética inicial discutida anteriormente. Este processo se dá preferencialmente por colisões inelásticas com elétrons atômicos, onde ocorre a interação do campo coulumbiano da partícula com o do absorvedor. A ionização resultante das colisões em um gás pode ser medida e deste modo podem ser contadas as partículas alfa que estão sendo emitidas em um detector, como o que foi utilizado neste trabalho e será tratado mais adiante.

### **3.1.2 Partículas beta**

As partículas beta, ou a radiação beta, têm a mesma massa dos elétrons. Uma partícula beta difere do elétron em sua origem. A partícula beta, que pode ser negativamente carregada ou positivamente carregada, é criada durante o decaimento do núcleo de um átomo. Uma partícula beta é emitida do núcleo de um átomo durante o decaimento radioativo. O elétron, no entanto, ocupa a região fora do núcleo atômico. A partícula beta, como o elétron, tem uma massa muito pequena em comparação com o próton ou o nêutron. Sua massa é  $1/1836$  da massa de prótons e  $1/1838$  da massa de nêutrons. A partícula beta tem uma origem além da do núcleo (HARVEY, 1969).

## **3.2 Emissores alfa e beta em águas superficiais e subterrâneas**

Na área das geociências, o estudo da radioatividade é de grande importância, dada a possibilidade de se determinar idades absolutas de rochas, sedimentos e fósseis a partir da razão entre elementos pais e filhos radioativos, sendo que a idade da Terra e do Sistema Solar, de aproximadamente 4,56 bilhões de anos, foi determinada pelo método U-Pb (CARNEIRO et al., 2005). Estudos de geodinâmica e tectonofísica também se apoiam neste conhecimento para determinar sequências cronológicas de eventos tectônicos como o surgimento de crosta continental e a separação de continentes como o Gondwana (BERALDO, 2012) ou vulcanismos de grande proporção como o da Bacia do Paraná (ALMEIDA, 1986). No ramo da hidrogeoquímica, é esperada alguma correlação entre a composição química da água subterrânea e das rochas através das quais ela percola

(GASTSMANS et al., 2005). Os elementos radioativos naturais, principalmente o  $^{238}\text{U}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  entre outros, são levados das rochas até os rios devido aos processos de intemperismo físico e químico. O primeiro tipo fragiliza a rocha por meio do alívio de pressão, cristalização secundária dentro da rocha, congelamento e expansão térmica, que fazem com que haja desagregação dos minerais constituintes que estarão mais sujeitos ao intemperismo químico, quando o equilíbrio dos átomos é desfeito e reações químicas conduzem os minerais a arranjos mais estáveis nas condições de superfície, diferente das rochas magmáticas e metamórficas que são formadas em questão de pressão e temperatura (SUGUIO, 2003).

## **4 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA ESTUDADA**

### **4.1 Localização e vias de acesso**

A área de estudo do presente trabalho está inserida no município de Campos do Jordão, figura 5, localizado a leste do Estado de São Paulo, Brasil. As coordenadas de sua sede são  $22^{\circ} 44' 20''$  S  $45^{\circ} 35' 27''$  O. O município ocupa uma área de 290,520 km<sup>2</sup>, tem uma população de 50.540 habitantes (IBGE, 2014). O principal acesso ao município se dá pela Rodovia Floriano Rodrigues Pinheiro (SP-123) que liga Campos do Jordão a Rodovia Presidente Dutra (BR-116/SP-060) (ver mapa da Figura 5), considerada a principal rodovia do país por conectar as regiões metropolitanas de São Paulo (181 km distante de Campos do Jordão) e do Rio de Janeiro (334 km).

Figura 3 - Mapa da Região de Campos do Jordão (em destaque), Vale do Paraíba e Sul de Minas Gerais. (Extraído de <https://www.terrasdamantiqueira.com/mapadp109.htm>).



#### 4.2 Clima e vegetação

O município de Campos do Jordão está sobre o Planalto de Campos do Jordão no qual as altitudes variam entre 1000 e 2000 metros, o que faz com que a região se enquadre no chamado Clima Tropical de Altitude (Classificação climática de Köppen-Geiger) (ALVARES et al., 2013). Este tipo climático tem suas características térmicas e de

precipitação que são impostas pela altitude. No verão, as temperaturas raramente ultrapassam os 30°C enquanto que o inverno é relativamente frio quando comparado ao clima tropical clássico, inclusive com ocorrência de geada. A precipitação segue o mesmo esquema de estações secas e chuvosas alternadas, porém as precipitações tendem a ser maiores que de regiões mais baixas devido às condições do relevo que favorecem chuvas orográficas. Seguem as figuras 6 e 7 com os gráficos de temperatura média e precipitação diária referente ao ano de 2018 (INMET, 2019), ano no qual se a maior parte das coletas das amostras.

Figura 4 - Distribuição dos episódios mais significativos de precipitação ao longo do ano de 2018 em Campos do Jordão em milímetros de chuva. (INMET, 2019).

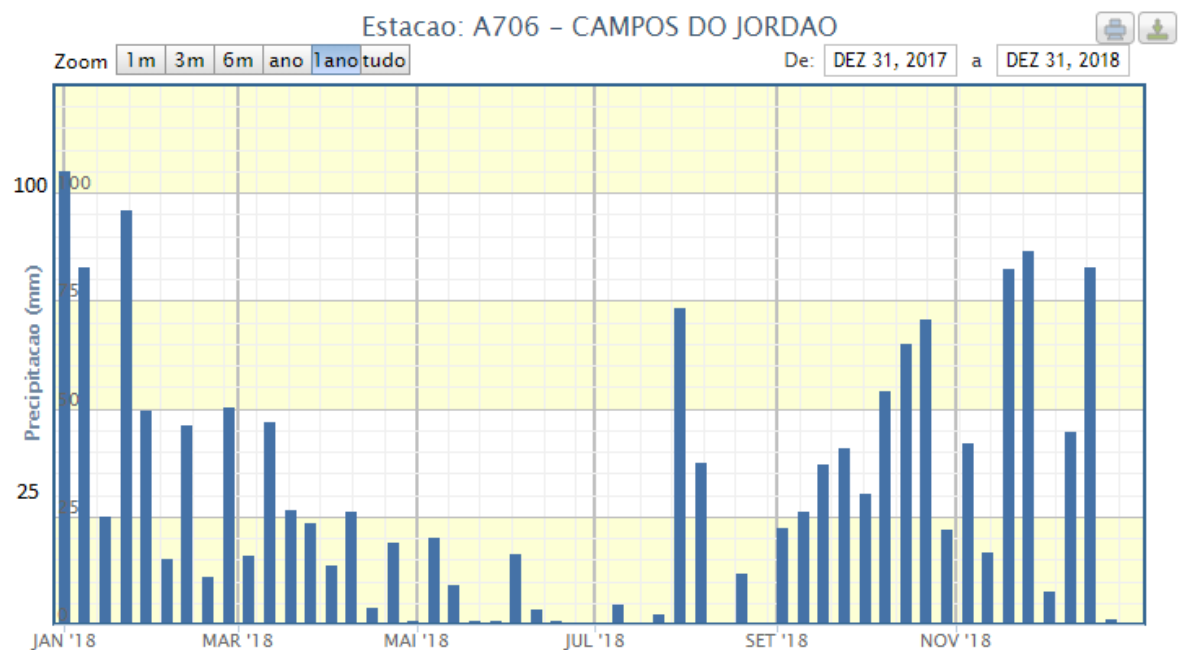
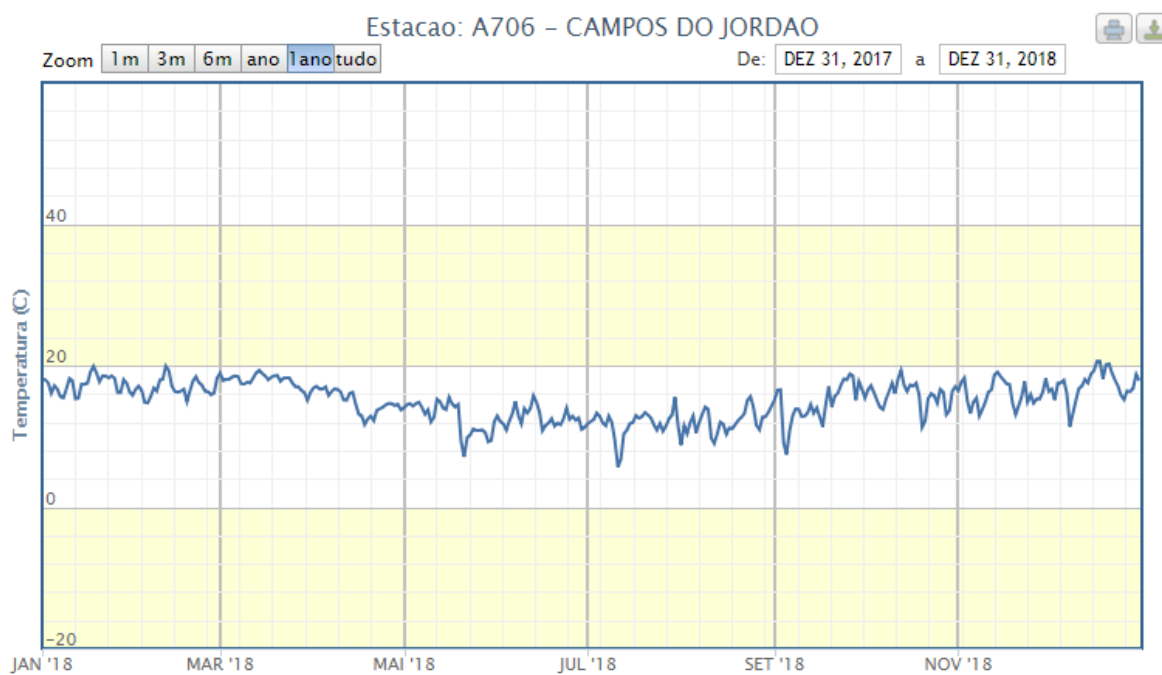


Figura 5 - Distribuição das temperaturas médias diárias ao longo do ano de 2018 em Campos do Jordão em graus centígrados. (INMET, 2019).



A análise dos gráficos de precipitação e temperatura mostram a clara presença da estação chuvosa entre outubro e março e da estação seca entre abril e setembro. A temperatura média da cidade, 14,9 graus Celsius, é notadamente mais amena que a média do clima brasileiro (25-27 graus Celsius) (MONTEIRO, 1964; CONTI, 1975), ficando abaixo dos 20 graus mesmo durante o verão e abaixo dos 10 graus durante o ápice do inverno. A média de precipitação anual média dos últimos 30 anos foi de 1891 mm (CBH-SM, 2009).

Quanto a vegetação primária, Campos do Jordão se encontra no domínio da Floresta de Araucária (ver FIGURA 8), que contém espécies de angiospermas, mas também de coníferas. Encontrada no Brasil notavelmente nos estados do Sul e de forma esparsa no Sudeste, é um ramo da Mata Atlântica, que também é observada em sua forma mais comum nas escarpas da Serra da Mantiqueira (KRONKA et al., 2005).

Figura 6 - Imagem de um típico campo de Araucárias em Campos do Jordão.

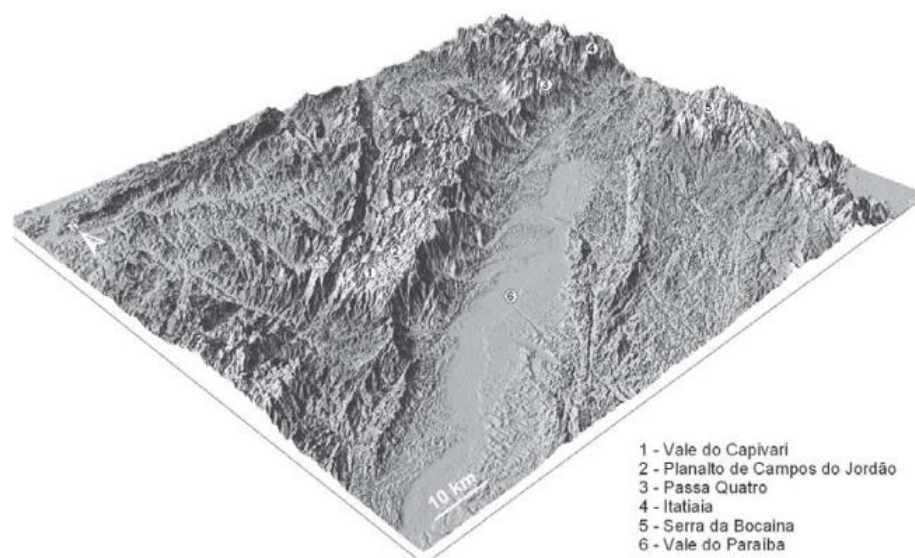


### 4.3 Relevo

Partindo-se do Vale do Paraíba pela Rodovia SP-123 em direção a Campos do Jordão, sobe-se o desnível superior a 1000 m das escarpas da Serra da Mantiqueira, que separam o Vale do Paraíba e o Planalto de Campos do Jordão, como visto no modelo 3D a seguir.



Figura 7 - Modelo 3D do Planalto de Campos do Jordão, inserido na região do Sul de Minas Gerais e Vale do Paraíba (SP) (HIRUMA et al., 2001).



Segundo Almeida (1964) pode-se sumarizar o relevo do planalto da seguinte forma:

“O planalto limita a sul em escarpa de origem tectônica, a serra da Mantiqueira. A norte, no trecho considerado, finda em alinhamento de morros que, vindo da serra da Água Limpa a leste de Itajubá, segue pela do Pouso Frio ao morro dos Dias (1870 m), a sul de Brazópolis, e daí ao do Machado (1697 m) a SW de Paraisópolis. Julga-mos provável que também este seja um limite tectônico, pois que acompanha de perto importante alinhamento que, no sul de Minas Gerais, dirigido a cerca de 55° NE, separa a área gnáissica da Mantiqueira e vale do Paraíba, onde predominam estas mesmas direções tectônicas, da região a norte, onde os lineamentos, em áreas grandemente constituídas de xistos, dirigem-se predominantemente de 25° a 35° NE. Enquanto que no planalto os interflúvios com frequência erguem-se acima de 1 800 m de altitude, a norte do citado alinhamento o relevo é sensivelmente mais baixo, só excepcionalmente atingindo 1700 m.[...] Apresenta o Planalto de Campos do Jordão, um relevo de longos espigões orientados a ENE, muito recortado por intenso ravinamento, desfeito em morros de variadas dimensões, que sempre guardam acentuada suavização de seus perfís convexos. Os mais altos espigões são sempre sustentados pelas rochas mais resistentes, sejam quartzitos, gnaiesses quartzosos ou gnaiesses graníticos.

E' todo êle um relevo muito acidentado, pois que não raro os desníveis locais entre os altos dos espigões e o fundo dos vales próximos excedem valores de 300 m. As proeminências topográficas erguem-se a cerca de 2 000 m, altitudes particularmente freqüentes à borda sudeste do planalto, nos

campos quartzíticos onde se situa o divisor de águas das bacias dos rios Grande e Paraíba do Sul.

Tal nivelamento das proeminências topográficas, independentemente da distância às bordas do planalto ou à posição relativa à rede de drenagem, é indício seguro de uma antiga superfície de aplainamento que o afetou, a "superfície dos Campos" ali identificada por E. de Martonne (1943, pág. 5-37). O nivelamento da crista quartzítica da Mantiqueira no trecho paulista do planalto, a leste do rio Piracuama, dá bem idéia da uniformidade original de tal superfície. Para o interior seus indícios são menos claros, pois que mais profundamente entalhados os vales e menos resistentes os gnáissesses que o constituem. Por isso, não é sem surpresa que se observa relevo movimentado do planalto (Fot. 7) após examinar-se ao longe, de Taubaté ou Pindamonhangaba, o surpreendente nivelamento dos cumos da Mantiqueira. O fato fala claramente em favor de se ter originado o relevo do planalto, de uma forte retomada de erosão a partir dessa primitiva superfície.”

(ALMEIDA, 1964, p. 204)

#### **4.4 Hidrografia**

Como citado previamente, Campos do Jordão está localizado na 1ª unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos – Mantiqueira (UGRHI-1) dentre 22 estabelecidas no estado de São Paulo, sendo definida pelas bacias hidrográficas dos rios Sapucaí-Guaçu, Sapucaí-Mirim e seus tributários, nos domínios da Serra da Mantiqueira. Compreende os municípios de Campos do Jordão, Santo Antônio do Pinhal e São Bento do Sapucaí. Os recursos hídricos da região incluem mananciais superficiais (rios Sapucaí-Guaçu, Sapucaí-Mirim, da Prata, Lajeado, Paiol Grande, Perdizes, Salto etc.) e subterrâneos (aquífero fraturado). Os usos principais da água são: abastecimento (público e privado), aquicultura e irrigação. O afastamento de esgotos in natura também ainda representa um uso considerável dos cursos d'água, notadamente nas áreas urbanas (CBH-SM, 2009).

A região do Planalto de Campos do Jordão abriga um sistema de aquíferos fraturados. Os aquíferos fraturados são constituídos de rochas cristalinas, ígneas ou metamórficas, que são compactas e não apresentam espaços vazios entre os minerais que as constituem. Por este motivo, a água circula entre os espaços vazios gerados pelas fraturas.

Estas fraturas são quebras, planas ou retilíneas, que se formam após a rocha já ter sido resfriada e consolidada (DAEE, 2005). No Estado de São Paulo ocorrem quatro tipos de aquíferos fraturados, sendo que o de interesse neste trabalho é constituído por rochas pré-

cambrianas, que correspondem a rochas metamórficas (gnaisses, xistos, quartzitos, entre outras) e rochas ígneas (granitos maciços e foliados). Este aquífero é denominado de Pré-Cambriano (pЄ). A FIG. 8 mostra a localização da região do município no mapa de aquíferos do Estado, já a FIG. 9 detalha os principais rios e sub-bacias da região.

Figura 8 - Aquíferos do Estado de São Paulo e seus intervalos de vazão. Destaque para a UGRHI-1 que engloba o município de Campos do Jordão e possui intervalo de vazão entre 1 e 6 m<sup>3</sup>/hora. (DAEE, 2005).

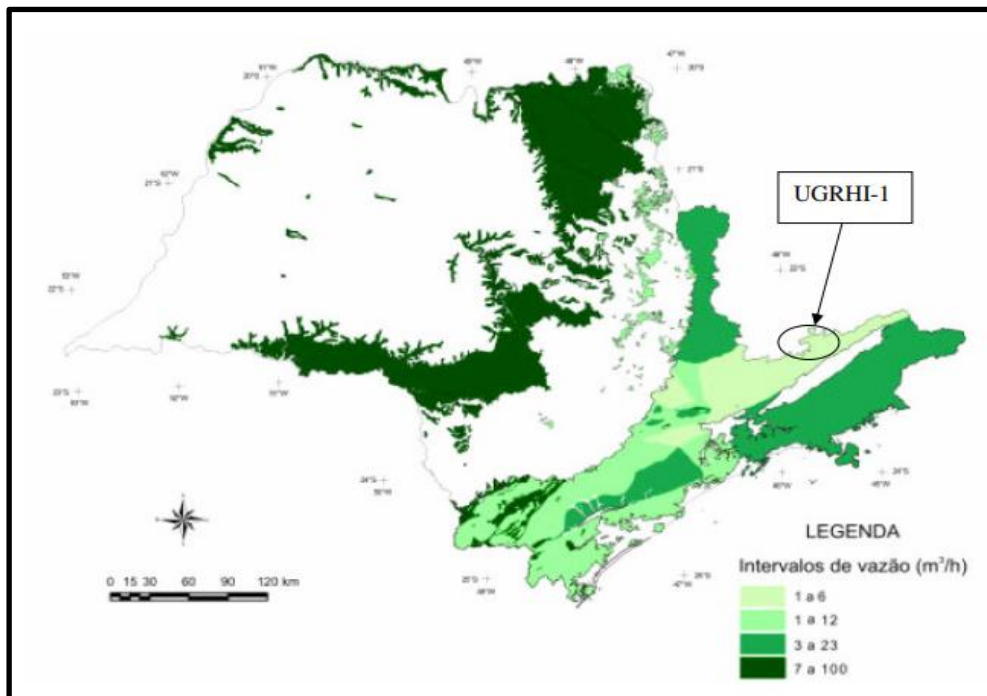


Figura 9 - Zoom da região da UGRHI-1 mostrando as principais sub-bacias dos rios Sapucaí-Mirim e Sapucaí-Guaçu, os principais rios da região do Planalto de Campos do Jordão. (CBH-SM, 2009).



O potencial de produção de águas subterrâneas do Aquífero Pré-Cambriano costuma ser mais baixo que o de aquíferos granulares, ainda assim, é de grande importância para o abastecimento da população local (DAEE, 2005). Os recursos hídricos subterrâneos constituem a origem do escoamento básico dos rios e representam ricas reservas de água que dispensam custosas estações de tratamento. A água subterrânea sendo um componente do ciclo hidrológico, sua disponibilidade no aquífero relaciona-se com o escoamento básico da bacia de drenagem instalada sobre a área de ocorrência. A água subterrânea constitui uma parcela desse escoamento correspondente à recarga transitória do aquífero; a recarga profunda é que alimenta os aquíferos confinados, ou seja, é a quantidade média de água que circula pelo aquífero, não retornando ao rio dentro dos limites da bacia hidrográfica (CORHI, 1999).

## **4.5 Geologia**

As origens do soerguimento da Mantiqueira e do Planalto de Campos do Jordão remetem ao Jurássico (185 milhões de anos), onde a crosta continental que compunha o continente Gondwana começou a ser distendida, dando origem a um complexo sistema de *rifts* que continuariam a evoluir até culminarem na formação de crosta oceânica e a separação entre os atuais continentes da América do Sul e África (130 milhões de anos). (DE WIT et al., 1999). Posteriormente, durante o Paleógeno (Eoceno-Oligoceno) a reativação normal das antigas zonas de cisalhamento originou uma importante feição tectônica: o *Rift* Continental do Sudeste do Brasil (RICCOMINI, 1989). Na porção leste do Estado de São Paulo, a evolução dessa feição tectônica deu origem à configuração atual do relevo, representado pelas Serras do Mar e Mantiqueira, como feições soerguidas, e a Bacia de Taubaté, como feição rebaixada. (HIRUMA et al., 2001).

No planalto de Campos do Jordão predominam os gnaisses, migmatitos, granitos, xistos, quartzitos, calcários, calciossilicáticas e anfibolitos. Nas encostas com altitude inferior a 1700m ocorrem biotita e gnaisses finamente bandados e intercalados, além de quartzitos, anfibolitos e biotita xistos; já acima de 1800m afloram gnaisses, localmente com bandamento menos definido (гнаisses graníticos), e rochas granitóides; ao norte, ocorrem gnaisses bandados e, com maior frequência, muscovita quartzitos (HASUI et al., 1978; CAVALCANTE et al., 1979; MORAIS et al., 1999).

## **5. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL**

### **5.1 Pontos de amostragem**

Pelas circunstâncias apresentadas, o município de Campos do Jordão apresenta diversos pontos onde a água subterrânea chega a superfície por meio de fraturas. No tangente a este trabalho, as fontes selecionadas localizam-se nos bairros do município, na zona urbana, onde se concentram as residências e comércio e por onde há o maior fluxo de pessoas que potencialmente fazem uso da água. Algumas das fontes selecionadas foram canalizadas pelo poder público, algumas ainda na época da fundação do município, enquanto outras

chegam a superfície naturalmente entre as fraturas das rochas que afloram. As fontes selecionadas e sua localização são apresentadas na TAB.1.

Tabela 1 - Fontes selecionadas para tomada de amostras.

Fonte	Coordenadas
BRITANIA	22°44'34.2"S 45°35'16.0"W
AMIZADE	22°44'09.3"S 45°35'23.7"W
SIMAO	22°43'41.0"S 45°34'06.2"W
DOM BOSCO	22°44'42.8"S 45°36'15.1"W
RENATO	22°43'06.0"S 45°34'28.8"W
VOLTA FRIA	22°43'59.4"S 45°35'13.1"W
SP-123	22°47'29.5"S 45°37'16.3"W

A seguir são mostradas fotografias (acervo pessoal) das fontes da TAB.1.

Figura 10 - Fonte Vila Britânia.





Figura 11 - Fonte da Amizade.



Figura 12 - Fonte Simão.



Figura 13 - Fonte Dom Bosco.



Figura 14 - Fonte Renato.





Figura 15 - Fonte Volta Fria.



Figura 16 - Fonte SP-123.



A periodicidade das medidas deve considerar a variabilidade climática e a presença de possíveis fontes de elementos radioativos na água potável. Se as medidas iniciais para um determinado período se mostrar próxima da dose máxima, a frequência das medidas deve ser aumentada. Para valores baixos ou decrescentes, pode-se trabalhar com menores frequências (WHO,2018). Neste trabalho foram realizadas coletas de amostras cobrindo as quatro estações do ano de modo a avaliar o impacto das variáveis meteorológicas, em especial a precipitação.

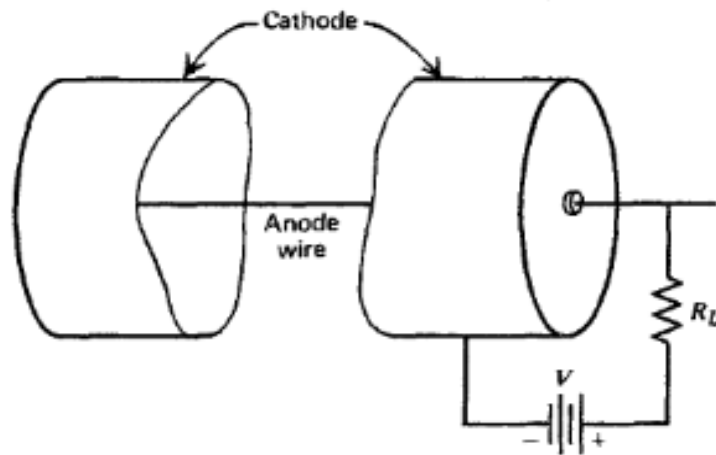
## **5.2 Determinação das concentrações da radioatividade alfa e beta nas amostras de água**

### 5.2.1 O detector proporcional

Dentre os tipos disponíveis de detectores de radiação, utilizou-se para este trabalho um detector proporcional de fluxo gasoso e baixa radiação de fundo modelo Berthold LB 770 com dez detectores. Os detectores desta categoria têm seu funcionamento baseado no princípio da ionização, no qual a radiação incide diretamente no gás presente na câmara do detector cedendo total ou parcialmente sua energia aos átomos da mistura composta por argônio (90%) e metano (10%) comumente conhecida como “P-10”. Esta transferência de energia resulta na completa remoção do elétron da camada de valência (camada com elétrons mais externa) do átomo. Nos detectores proporcionais a gás é aplicado um campo elétrico na câmara onde o gás está armazenado, campo este com intensidade o suficiente para transferir energia cinética significativa aos elétrons livres; para valores de campo elétrico acima dos  $10^6$  V/m pode ocorrer a formação de um par adicional de íons (ionização secundária) que por sua vez também serão acelerados pelo campo elétrico e colidirão também com moléculas do gás.

Os detectores proporcionais deste tipo operam com a multiplicação do gás que segue um regime linear e o número de cargas coletadas é proporcional ao número de pares de íons originais criados pela incidência da radiação. Este processo de multiplicação é chamado de *Avalanche de Townsend*. A avalanche termina quando todos os elétrons livres são coletados no anodo, como esquematizado na FIG.17 abaixo.

Figura 17 - Esquema do sistema ânodo-catodo presente no detector.



Entre a ionização primária com formação de pares de íons e o número total de pares formados há um fator de alguns de multiplicação de alguns milhares, o que permite um ganho na relação sinal-ruído em relação a outros tipos de detectores (KNOLL, 1988).

Nas medidas simultâneas de radiação alfa e beta, tem-se que as partículas alfa, devido a sua carga positiva e massa 8000 vezes maior que uma partícula beta, causa avalanches mais intensas e conseqüentemente geram sinais mais intensos no amplificador. O detector Berthold modelo LB 770 possui dez tubos de 60 mm de diâmetro e 8 mm de altura. Um capacitor de alta voltagem (1 nF) é responsável por transmitir as cargas negativas criadas no anodo até um pré-amplificador sensível a estas.

O surgimento do sinal positivo é proporcional ao tempo que as cargas levam para serem transportadas; já a amplitude do sinal é uma soma do número de cargas criadas pelo efeito de multiplicação do gás (BERTHOLD, 1996).

A separação dos pulsos correspondentes às radiações alfa e beta depende da amplitude dos sinais aos respectivos canais. No canal para radiação alfa ocorre uma diferenciação de pulsos curtos e pulsos longos; os curtos não excedem a amplitude de corte para a radiação alfa e, portanto, não são somados ao total. Já para o canal de radiação beta, ocorre uma multiplicação por um fator de 20 antes de ocorrer a diferenciação; pulsos com amplitude acima de um mínimo pré-estabelecido são somados. Eventuais partículas alfa que também foram multiplicados pelo fator 20 são parcialmente suprimidas em etapas

posteriores do circuito. A total eliminação de sinais de radiação alfa no canal de radiação beta não é possível pelo fato de ocorrer perda de energia destas partículas em seu caminho livre até serem detectadas, de modo que seus pulsos podem possuir amplitudes na faixa de detecção da radiação beta; para o modelo de detector utilizado a porcentagem para este fenômeno é menor que 3% do total dos eventos alfa registrados (BERTHOLD, 1996).

### 5.2.2 Metodologia para determinação de atividade alfa e beta total

Para a escolha de um método de análise de radionuclídeos em amostras ambientais deve levar em consideração alguns fatores, como as propriedades físico-químicas dos elementos, os limites de detecção, custo, tempo e esforço empregado (LAURIA et al., 2007). Para o caso de águas potáveis, comumente opta-se pela contagem alfa e beta total com um detector proporcional, no método chamado de *screening*, por serem atendidos os critérios citados anteriormente. O método ainda é recomendado pelas Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, EPA (Environmental Protection Agency) (EPA, 1980), Standard Methods (EATON, 1995) e Organização Mundial de Saúde (WHO, 2017). No *screening*, são medidas as atividades alfa e beta total da amostra, de modo que os radionuclídeos responsáveis pela radiação não são identificados, o que tornam desnecessárias análises químicas que demandam tempo e recursos; de modo que estas só são realizadas se limites previamente determinados são ultrapassados. Como citado previamente, os níveis de radioatividade alfa e beta máximos recomendados pela CNEN (CNEN, 2020), que segue as orientações de manejo de águas potáveis da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2018) e são, respectivamente 0,5 Bq/L e 1 Bq/L (desintegrações radioativas por segundo por litro). O *screening* prevê que apenas quando são excedidos estes limites, devem ser determinados os radionuclídeos  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{228}\text{Ra}$  e suas atividades.

De acordo com a metodologia usada por Silva (2011), na determinação da atividade alfa e beta total, concentrou-se o volume inicial de 1 L com um bequer sobre em uma chapa aquecedora (temperatura aproximada de 150 °C, mantida constante) até o volume de 50 mL; este volume foi então reservado em frasco de vidro tampado. Em seguida foram transferidas as alíquotas de 4 mL, utilizando-se ponteiras de polietileno descartáveis, para as plaquetas de aço inoxidável já lixiviadas com ácido nítrico, posteriormente colocada sob



uma lâmpada de infravermelho até a completa evaporação da água presente na amostra (Figura 18).

Figura 18 - Pipetadora, plaquetas de aço e lâmpada de infravermelho.



As plaquetas tiveram sua massa determinada em balança semianalítica GEHAKA BK6000 antes e depois da deposição e evaporação da amostra. Esta verificação tem como objetivo determinar se a quantidade de material particulado presente na água é significativo (em massa) para que tenham que ser feitas correções de auto-absorção para a amostra, ou seja, se a geometria que compreende a plaqueta e o material depositado causam perda significativa no número de partículas alfa e beta (SANTOS, 2002) que poderiam ser detectadas pelo equipamento durante as contagens. Trabalhou-se com uma tolerância de 0,1

grama por amostra; como nenhuma das plaquetas pesadas apresentou variação superior a este limite, as correções de auto absorção foram desconsideradas.

As plaquetas foram então medidas em um detector proporcional de baixa radiação de fundo e fluxo gasoso, modelo Berthold LB 770 de 10 canais em três ciclos de 120 minutos, mostrado na Figura 19.

Figura 19 - Detector Berthold LB 770.



As amostras foram coletadas nos meses de janeiro, abril, agosto e dezembro de 2018 e também nos meses de março e junho de 2019. Para cada coleta foram armazenados 5 litros de água para cada fonte em frascos compostos de polietileno. As amostras tiveram sua temperatura e pH medidos no momento da coleta, então foram acidificadas ( $\text{pH} < 2$ ) com ácido nítrico e depois mantidas em uma sala com refrigeração (Figura 20).

Figura 20 - Galões de água contendo as amostras acidificadas pré-concentração.



### 5.2.3 Cálculo de concentração alfa e beta total

As concentrações da radioatividade alfa e beta total dadas segundo a equação 2 (SILVA, 2011):

$$(2) \quad C = \frac{Am - Bg}{Ef \times V \times Fc \times 60}$$

Onde:

C - Concentração (Bq/L)

Am - Contagem média da amostra (cpm)

Bg - Contagem média da radiação de fundo registrada no detector (cpm)

Ef - Eficiência do detector

V - Volume da amostra concentrada

Fc - fator de concentração da amostra

60 - fator de conversão de unidades de minutos em segundo

Sendo que Ef é dada por (3):

$$(3) \quad Ef = \frac{Rn - Bg}{A \times 60}$$

Onde:

Ef - Eficiência de contagem

Rn - Contagem média registrada no detector (cpm)

Bg - Radiação de fundo registrada no detector (cpm)

A - Atividade do padrão

60 - fator de multiplicação para a transformação de minutos em segundos

#### 5.2.4 Incerteza no cálculo da concentração

A incerteza no cálculo das concentrações é dada pela equação (4):

$$(4) \quad \sigma C = \sqrt{\left(\frac{\sigma A m^2 + \sigma B g^2}{(A m - B g)^2}\right) + \left(\frac{\sigma E f}{E f}\right)^2 + \left(\frac{\sigma V}{V}\right)^2 + \left(\frac{\sigma F c}{F c}\right)^2}$$



Onde:

$\sigma C$  - incerteza da medida da concentração

$\sigma Am$  - incerteza da medida da amostra

$\sigma Bg$  - incerteza da medida da radiação de fundo

$\sigma Ef$  - incerteza da eficiência

$\sigma V$  - incerteza do volume

$\sigma Fc$  - incerteza do fator de concentração

A incerteza foi desprezada para as medidas de volume e fator de concentração. Para a eficiência adotou-se o cálculo das incertezas é dado pelas expressões (SANTOS, 2002).

$$(5) \quad \sigma_{Ef^2} = Ef^2 \left[ \left[ \frac{\sigma_{CONT}}{CONT} \right]^2 + \left[ \frac{\sigma_{BG}}{BG} \right]^2 + \left[ \frac{\sigma_{ATIV}}{ATIV} \right]^2 \right]$$

Onde:

$\sigma_{Ef}$  : erro da eficiência calculada;

$\sigma_{CONT}$ : erro da média das contagens alfa ou beta registradas no detector em cpm;

$\sigma_{BG}$ : erro da radiação de fundo alfa ou beta registrada no detector em cpm;

$\sigma_{ATIV}$ : erro da atividade absoluta alfa ou beta.

### 5.2.5 Dose por ingestão

A Comissão Nacional de Energia Nuclear - CNEN (CNEN, 2020) recomenda que análises de atividade alfa e beta sigam um determinado procedimento dependendo dos resultados:

I) caso as medidas estejam acima dos valores de 0,5 Bq/L e 1,0 Bq/L, deve-se repetir as medidas. Persistindo o excesso, deve-se descontar a radiação beta do  $^{40}\text{K}$  após determinar sua concentração. Se ainda assim o excesso for verificado, deve-se buscar as fontes

responsáveis pela presença dos radionuclídeos. Se os níveis de referência para estas fontes estiverem também excedidos, considerar formas de remediação para redução da dose.

II) caso as medidas estejam abaixo dos valores de 0,5 Bq/L e 1,0 Bq/L, nenhuma ação é necessária.

A relação entre a atividade radioativa e a dose de ingestão é determinada pelo tipo de radionuclídeos, tipo de desintegração, tipo de tecido afetado e modo de exposição.

## **6 RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **6.1 Valores de concentração de atividade**

Nesta seção são apresentados os valores calculados das concentrações de atividade em Bq/L para as radiações alfa e beta. Os valores contidos nas tabelas são um valor médio obtido com as medidas realizadas em triplicata, ou seja, para cada amostra analisada foram medidas as contagens para três plaquetas preparadas de modo idêntico e para cada uma destas foram realizados três ciclos de contagem de 120 minutos. Este maior número de medidas é necessário para uma análise estatística mais apurada dos dados.

Como descrito anteriormente, a eficiência atribuída ao detector é de suma importância no cálculo dos resultados. Esta eficiência, apesar de atestada pelo fabricante do equipamento, é usualmente calculada de modo experimental. Neste trabalho foram utilizadas soluções consideradas padrão pelo IRD - Instituto de Radioproteção e Dosimetria para medidas de radiação Alfa total e Beta total em água e das quais já se tinha os resultados destas medidas, considerados os valores verdadeiros. Inicialmente, foram selecionadas soluções das rodadas de Abril e Agosto de 2017, para as quais já se tinham disponíveis os valores verdadeiros das atividades alfa e beta. Foram então seguidos os procedimentos protocolares de preparo e análise recomendados pelo IRD, obtendo-se como resultado final contagens por minuto (cpm). Em posse dos valores verdadeiros de atividade e das contagens, foi possível por meio da Eq. 1 o cálculo das eficiências para os nove detectores operantes do equipamento. Os valores de eficiência encontram-se na TAB.2 que segue:

Tabela 2 - Valores de eficiência dos detectores calculados a partir dos valores referência das soluções do IRD.

Detector	ALFA	±	BETA	±
1	17,8%	3,6%	31,8%	6,5%
2	17,7%	3,6%	29,9%	6,1%
3	14,3%	2,9%	31,8%	6,5%
4	16,5%	3,4%	32,8%	6,7%
5	18,6%	3,8%	34,0%	6,9%
6	17,6%	3,6%	33,6%	6,9%
7	16,0%	3,3%	36,0%	7,3%
8	16,4%	3,4%	31,6%	6,4%
9	20,5%	4,2%	34,4%	7,0%

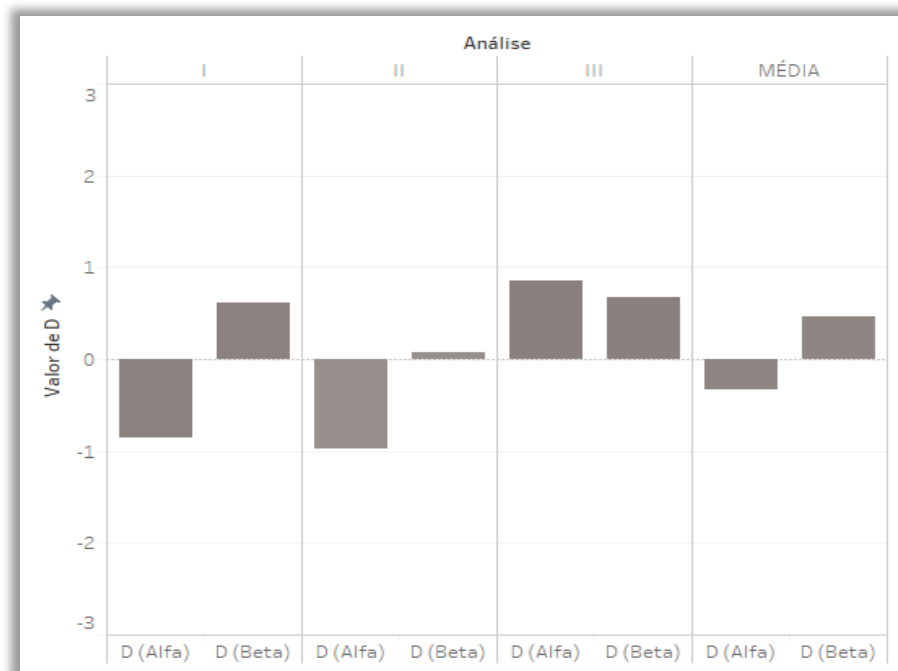
Para comprovar a relevância dos valores de eficiência calculados, utilizou-se de uma terceira solução, também provida pelo IRD, da rodada de Abril de 2019, que possui valores verdadeiros de atividade de  $0,450 \pm 0,090$  Bq/L para radiação alfa e  $1,130 \pm 0,230$  Bq/L para radiação beta . A métrica principal para avaliação das análises destas soluções se dá pelo Desvio Normalizado (D), calculado pela expressão (6) :

$$(6) \quad D = \frac{(U-X)}{\frac{su}{\sqrt{n}}}$$

Onde:

U - Valor de referência, considerado como o valor "Verdadeiro" para a grandeza analisada nas amostras; su - Desvio padrão do valor de referência; n - Número de repetições realizadas pelo laboratório participante; X - Valor médio obtido das "n" análises realizadas pelo laboratório participante (IRD, 2019). Quanto mais se aproximar de zero o valor de D, melhor o desempenho alcançado pela análise. Para  $|D| \geq 3$  o sistema de análise está fora de controle. Os valores de D obtidos no procedimento são apresentados nos gráficos da FIG. 21.

Figura 21 - Desvios normalizados resultantes a análise da solução do IRD, rodada de abril de 2019.



Os resultados mostram-se dentro do desejado, com valores de D próximos de zero, assim foi possível corroborar o uso das eficiências calculadas para o cálculo das atividades das amostras de água coletadas em Campos do Jordão. Além das eficiências, é necessário verificar o Limite Inferior de Detecção (LID), para assegurar que estes estão abaixo dos valores máximos permitidos de atividade alfa e beta das normas da CNEN, já citados. O LID é dado por (7):

$$(7) \quad LID = \frac{4,66 S_b}{t RQ E_f M}$$

O valor tabelado de 4,66 propõe a existência de um risco pré-determinado de que existe alguma atividade na amostra, podendo existir ou não, com intervalo de confiança de 95%;  $S_b$ : Desvio padrão da radiação de fundo do branco do procedimento;  $t$ = Tempo de contagem (s);  $RQ$ = Rendimento químico do branco;  $E_f$ = Eficiência do sistema de contagem;  $M$ = massa da amostra (l). (Santos, 2018)

Tabela 3 - Valores de LID para os detectores para radiação alfa e beta.

<b>Detector</b>	<b>LID ALFA (Bq/L)</b>	<b>LID BETA (Bq/L)</b>
1	0,0060	0,0133
2	0,0068	0,0128
3	0,0089	0,0112
4	0,0049	0,0115
5	0,0073	0,0136
6	0,0051	0,0141
7	0,0053	0,0116
8	0,0052	0,0138
9	0,0050	0,0127

A seguir serão apresentados os resultados obtidos para as atividades das amostras em Bq/L; primeiramente os valores médios para cada fonte ao longo do período estudado e a seguir os valores distintos para cada coleta.

Tabela 4 - Atividades alfa e beta total médias (Bq/L) nas amostras de água no período entre janeiro de 2018 e junho de 2019, para as seis coletas realizadas.

<b>Fonte</b>	<b>ALFA (Bq/L)</b>	<b>BETA (Bq/L)</b>
SP-123	0,052 ± 0,006	0,085 ± 0,012
V. BRITÂNIA	0,035 ± 0,004	0,059 ± 0,008
AMIZADE	0,059 ± 0,007	0,122 ± 0,015
DOM BOSCO	0,039 ± 0,006	0,103 ± 0,012
SIMÃO	0,087 ± 0,008	0,111 ± 0,015
RENATO	0,051 ± 0,006	0,110 ± 0,015
VOLTA FRIA	0,057 ± 0,007	0,106 ± 0,014

Os valores da TAB.4 são apresentados em forma de mapa nas figuras 22 e 23. A circunferência e intensidade de cor dos símbolos é proporcional a atividade média das fontes ao longo do período.

Figura 22 - Localização das fontes e atividade alfa média ao longo do período estudado (Mapa construído no software Tableau).

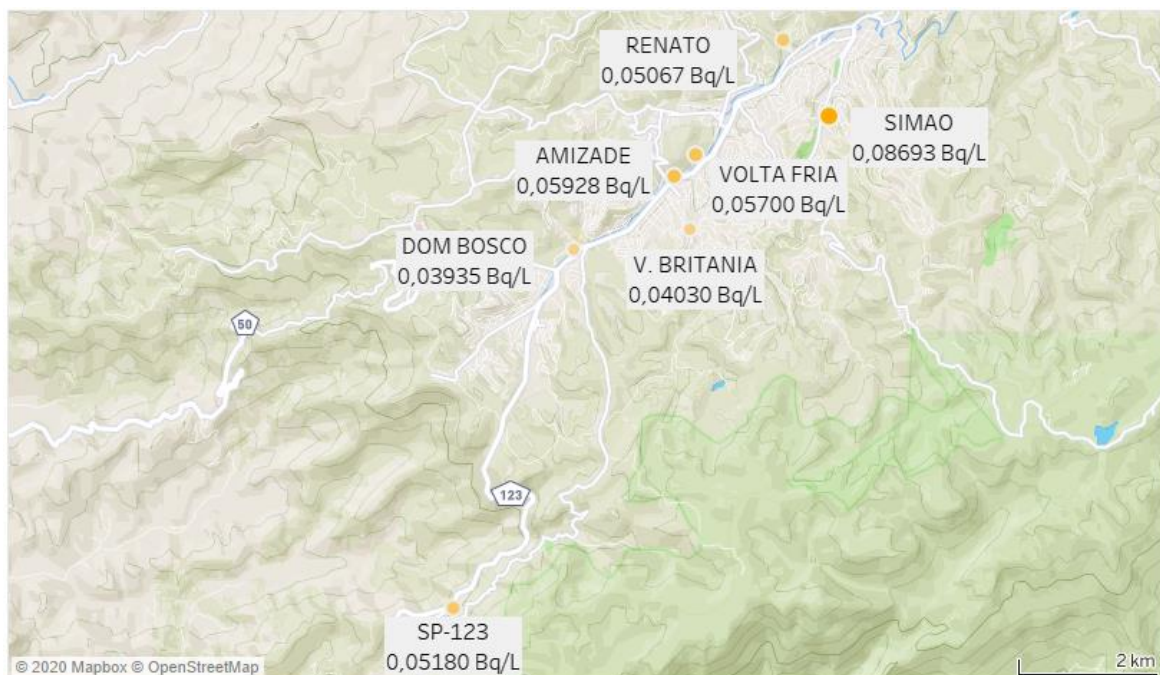
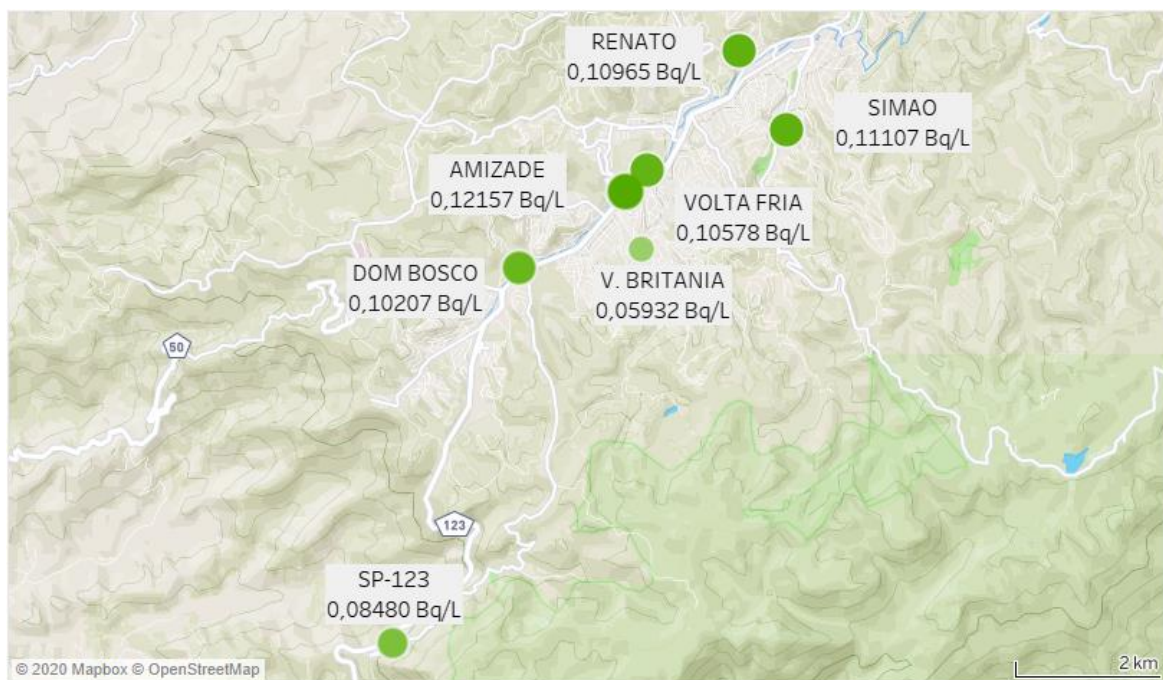


Figura 23 - Localização das fontes e atividade beta média ao longo do período estudado (Mapa construído no software Tableau).



As tabelas 5 e 6 e as figuras 24 e 25 apresentam os valores de concentração de atividade alfa e beta obtidos para as seis diferentes coletas para as sete fontes selecionadas.

Tabela 5 - Atividade alfa total (Bq/L) nas amostras de água no período entre janeiro e de 2018 e junho de 2019 para as seis coletas realizadas.

Fonte	jan/18	abr/18	ago/18	dez/18	mar/19	jun/19
SP-123	0,0545 ± 0,0068	0,0716 ± 0,008	0,0633 ± 0,0076	0,0437 ± 0,0044	0,0413 ± 0,0058	0,0364 ± 0,0042
BRITÂNIA	0,0288 ± 0,0052	0,0468 ± 0,006	0,0324 ± 0,0056	0,0334 ± 0,0051	0,0579 ± 0,0061	0,0425 ± 0,0056
AMIZADE	0,0302 ± 0,0052	0,0723 ± 0,0078	0,0597 ± 0,0067	0,0322 ± 0,0055	0,0728 ± 0,0076	0,0885 ± 0,009
DOM BOSCO	0,0305 ± 0,0067	0,0327 ± 0,0059	0,0320 ± 0,0052	0,0308 ± 0,0064	0,0467 ± 0,0056	0,0634 ± 0,0065
SIMÃO	0,0869 ± 0,0086	0,1059 ± 0,0101	0,0592 ± 0,0066	0,0634 ± 0,0069	0,1564 ± 0,0125	0,0498 ± 0,0056
RENATO	0,0692 ± 0,0078	0,0414 ± 0,0058	0,0644 ± 0,0074	0,0399 ± 0,0055	0,0419 ± 0,0055	0,0472 ± 0,0048
VOLTA FRIA	0,0798 ± 0,0083	0,0566 ± 0,0063	0,0415 ± 0,0057	0,0563 ± 0,0071	0,0819 ± 0,0091	0,0259 ± 0,004

Tabela 6 - Atividade beta total (Bq/L) nas amostras de água no período entre janeiro de 2018 e junho de 2019 para as seis coletas realizadas.

Fonte	jan/18	abr/18	ago/18	dez/18	mar/19	jun/19
SP-123	0,0890 ± 0,0125	0,1032 ± 0,0136	0,0731 ± 0,0114	0,0714 ± 0,0092	0,103 ± 0,0124	0,0691 ± 0,0079
BRITÂNIA	0,0536 ± 0,0092	0,0545 ± 0,0093	0,0371 ± 0,0067	0,0429 ± 0,0081	0,111 ± 0,0134	0,0568 ± 0,0099
AMIZADE	0,0907 ± 0,0129	0,0951 ± 0,013	0,1215 ± 0,016	0,0781 ± 0,0112	0,1886 ± 0,0199	0,1554 ± 0,0192
DOM BOSCO	0,1098 ± 0,0158	0,1035 ± 0,0156	0,1152 ± 0,0167	0,1030 ± 0,0147	0,1195 ± 0,0181	0,0614 ± 0,0098
SIMÃO	0,1143 ± 0,0165	0,1352 ± 0,0171	0,1202 ± 0,0157	0,1352 ± 0,0171	0,0976 ± 0,0136	0,0639 ± 0,0098
RENATO	0,1073 ± 0,0143	0,0920 ± 0,0129	0,1191 ± 0,0162	0,1056 ± 0,0141	0,1205 ± 0,0158	0,1134 ± 0,0149
VOLTA FRIA	0,1218 ± 0,0158	0,0922 ± 0,0125	0,0909 ± 0,0124	0,0959 ± 0,0135	0,1789 ± 0,0221	0,055 ± 0,0094

Figura 24 - Atividade alfa total (Bq/L) nas amostras de água no período entre janeiro e de 2018 e junho de 2019 para as seis coletas realizadas.

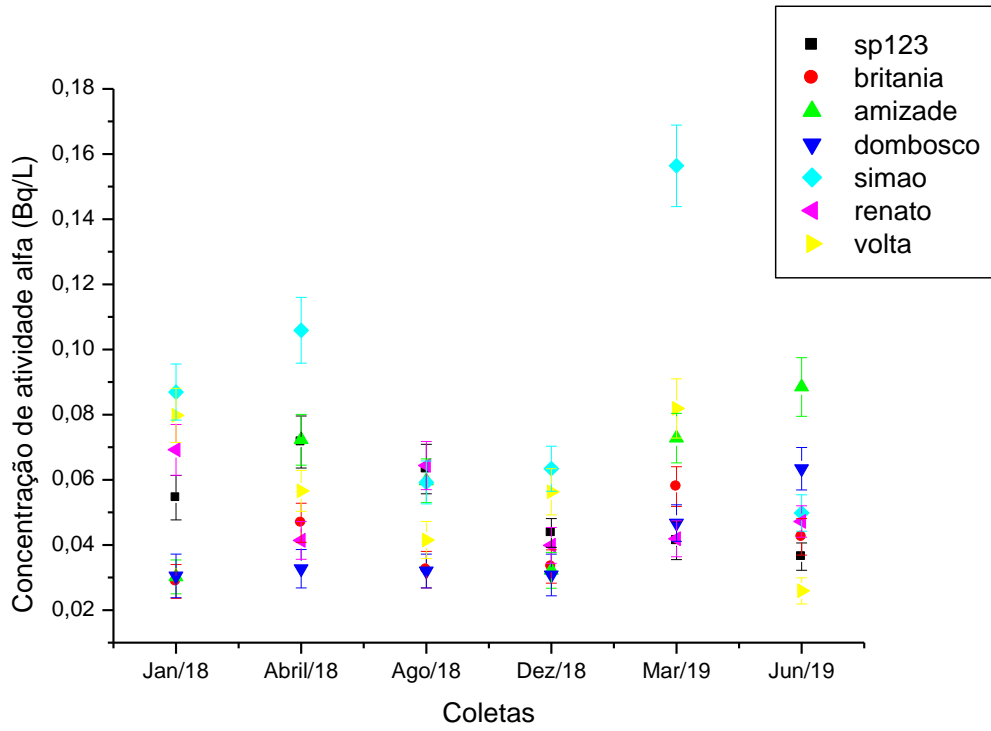
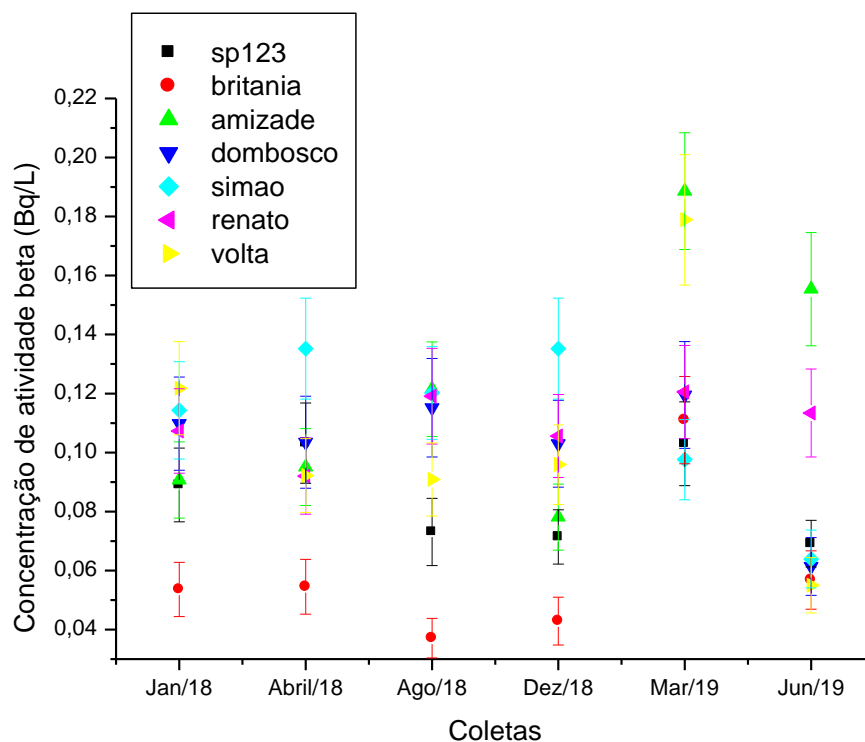




Figura 25 - Atividade beta total (Bq/L) nas amostras de água no período entre janeiro de 2018 e junho de 2019 para as seis coletas realizadas.



São verificadas ligeiras variações nas atividades alfa e beta ao longo das estações do ano; quando consideradas as incertezas, os valores tornam-se praticamente constantes para muitas das fontes e transições quando adotado um valor de referência mínimo de 20% devido à incerteza associada aos cálculos de eficiência, para que seja considerada a variação sazonal. As tabelas 7 e 8 trazem a variação percentual entre as coletas para cada fonte.

Tabela 7 - Variação percentual de atividade alfa entre coletas.

FONTE	Verão- Outono Jan/18- Abr/18	Outono- Inverno Abr/18- Ago/18	Inverno- Primavera Ago/18- Dez/18	Primavera- Verão Dez/18- Mar/19	Verão- Outono Mar/19- Jun/19
SP-123	31%	-12%	-31%	-47%	-18%
V. BRITANIA	62%	-31%	3%	-3%	18%
AMIZADE	139%	-17%	-46%	81%	-11%
DOM BOSCO	7%	-2%	-4%	39%	25%
SIMAO	22%	-44%	7%	34%	-50%
RENATO	-40%	55%	-38%	-12%	12%
VOLTA FRIA	-29%	-27%	36%	19%	-64%

Tabela 8 - Variação percentual de atividade beta entre coletas.

<b>FONTE</b>	<b>Verão- Outono Jan/18- Abr/18</b>	<b>Outono- Inverno Abr/18- Ago/18</b>	<b>Inverno- Primavera Ago/18- Dez/18</b>	<b>Primavera- Verão Dez/18- Mar/19</b>	<b>Verão- Outono Mar/19- Jun/19</b>
SP-123	16%	-29%	-2%	49%	-37%
V. BRITANIA	2%	-32%	16%	155%	-48%
AMIZADE	5%	28%	-36%	146%	-23%
DOM BOSCO	-6%	11%	-11%	14%	-47%
SIMAO	18%	-11%	12%	-31%	-31%
RENATO	-14%	29%	-11%	16%	-6%
VOLTA FRIA	-24%	-1%	6%	90%	-70%

Para os casos em que a variação supera os 20%, fica evidenciado que o comportamento desta variação não é homogêneo entre as fontes. As fontes da Amizade e Simão mostram variação significativa da atividade alfa ao longo do período avaliado; no entanto de modo distinto: as atividades mostram aumento entre o verão e o outono (convergência) mas tem comportamentos divergentes entre o inverno e a primavera. O mesmo pode ser sinalizado para as fontes Renato e Volta Fria. A variação nas atividades beta de modo geral se mostra menos abrupta em relação à atividade alfa sendo virtualmente constantes ao longo do ano. A fonte Britânia se destaca por um patamar de atividade beta muito inferior às demais. A coleta referente ao Verão de 2019 (março) mostrou um valor de atividade beta significativamente maior que as coletas anteriores para as fontes Amizade, Renato e Volta Fria, o que reforça a hipótese de uma origem comum em relação ao aquífero fraturado como sugerido anteriormente.

## 6.2 Propriedades físico-químicas das águas

Além das medidas de concentração de atividade, foram coletados também dados de pH e temperatura das amostras. Os valores de pH obtidos não mostraram variação ao longo das coletas nem entre as fontes, com todas as amostras antes da acidificação apresentado pH no intervalo entre 6 e 7, medido com uma fita medidora com escala de cores específica para cada faixa de pH. As águas são consideradas então fracamente ácidas. Já para temperatura, os valores são apresentados na TAB.9.

Tabela 9 - Temperaturas das amostras pré-acidificação, medidas no momento da coleta.

<b>FONTE</b>	<b>JAN-18</b>	<b>ABR-18</b>	<b>AGO-18</b>	<b>DEZ-18</b>	<b>MAR-19</b>	<b>JUN-19</b>
SP-123	19 °C	14 °C	9 °C	18 °C	19 °C	8°C
V.						
BRITANIA	18 °C	14 °C	11 °C	19 °C	20 °C	7°C
AMIZADE	18 °C	13 °C	11 °C	20 °C	19 °C	6°C
DOM						
BOSCO	17 °C	13 °C	11°C	19 °C	18°C	7°C
SIMAO	19°C	15 °C	11°C	20 °C	21 °C	6°C
RENATO	18 °C	13 °C	9°C	18 °C	20 °C	8°C
VOLTA						
FRIA	18°C	13 °C	10 °C	19°C	20°C	9°C

As temperaturas das águas subterrâneas que extravasam na superfície mostram-se em geral próximas da temperatura do ar no momento das coletas e a partir destas verifica-se a amplitude térmica entre verão e inverno no clima tropical de altitude presente em Campos do Jordão (ALVARES et al., 2013). Pelos critérios do Código de Águas Minerais (Decreto-Lei nº 7.841, de 08 de agosto de 1945) são denominadas então águas frias (temperatura inferior a 25 °C).

As fontes da região carecem de estudos recentes a respeito da caracterização físico-química destas águas. O trabalho de Szikszay (1979) forneceu dados a respeito da composição química, temperatura, pH, condutividade, vazão e contexto geológico de algumas fontes do município, entre elas duas são comuns a este trabalho, Simão e Renato. O referido trabalho concluiu que as águas da região podem ser divididas em quatro grupos conforme sua composição química:

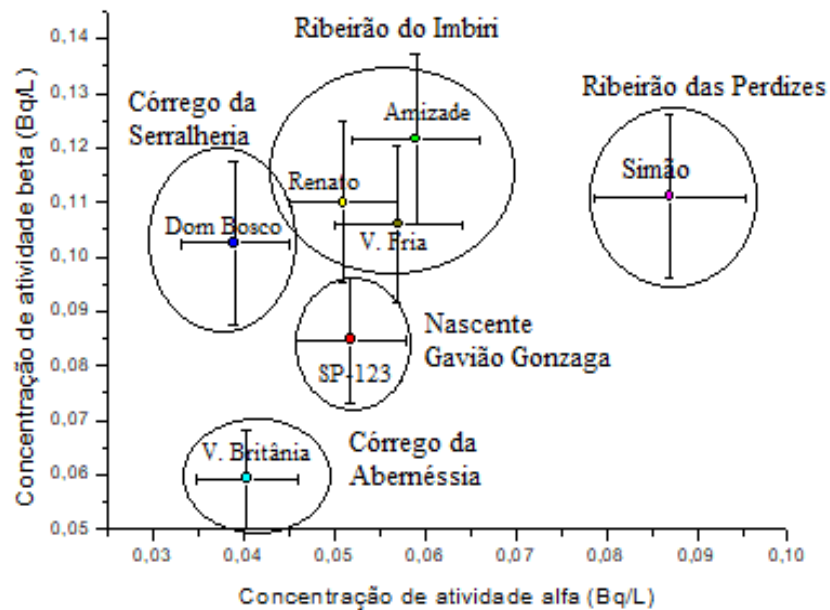
- 1 – Bicarbonatadas cálcicas;
- 2 – Bicarbonatas magnesianas; (fonte Renato)
- 3 – Bicarbonatadas calco-magnesianas;
- 4 – Cloretada magnesianas. (fonte Simão)

Resumidamente, as águas de Campos do Jordão teriam dois contextos geológicos distintos em suas nascentes; os três primeiros grupos provem de rochas ígneas e metamórficas (rochas dolomíticas, granitos, gnaisses, pegmatitos) e o quarto grupo de solo de alteração. Ainda foi constatado que estas águas que chegam a superfície não são minerais

e se aproximam mais de águas potáveis de mesa, sem ação medicamentosa, como descreve o Código de Águas Minerais.

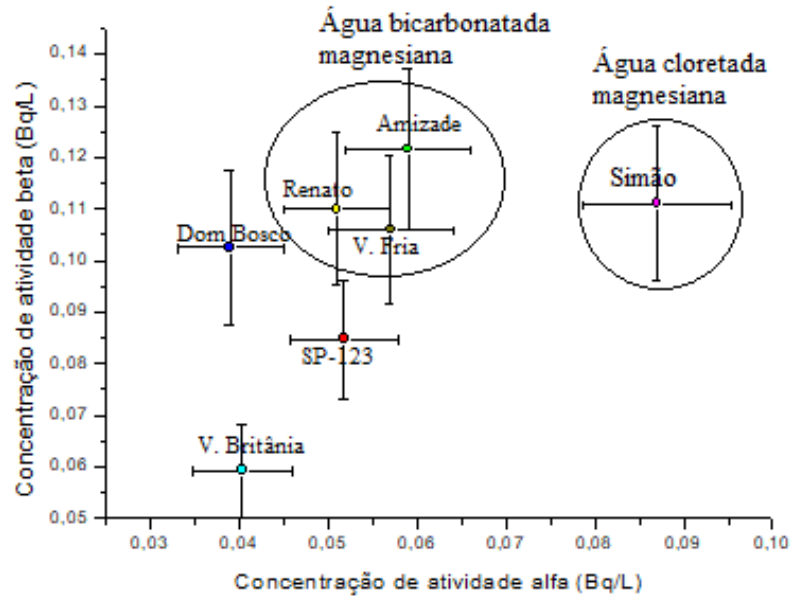
As fontes Amizade, Renato e Volta Fria estão localizadas na mesma margem do Ribeirão do Capivari separadas por algumas centenas de metros e possivelmente compartilham da origem do Ribeirão do Imbirí localizado no topo dos morros circundantes. Britânia e Dom Bosco apesar de no mesmo patamar tem a origem de suas águas em regiões diferentes do município; Britânia possivelmente tem a mesma origem do Córrego da Abernêssia e Dom Bosco a mesma do Córrego da Serralheria. A fonte Simão, que apresentou um patamar diferenciado de atividade alfa está localizada mais ao norte e nas proximidades do Ribeirão das Perdizes. Para a radiação beta, todas as fontes mostram uma média de atividade semelhante, com exceção de Britânia que está em um patamar inferior. Neste caso novamente a fonte Simão se destaca por uma atividade mais alta que as demais. A figura 26 sumariza esta discussão com a separação das fontes em *clusters* de acordo com a possível origem das fontes.

Figura 26 - Diagrama com os valores médios de atividades alfa e beta separados por clusters (calculado pelo software Origin) de acordo com as possíveis origens das águas subterrâneas.



Considerando as incertezas envolvidas nas medidas que variaram entre 10% e 20% e os valores médios das atividades alfa e beta medidos ao longo do período estudado, foi possível verificar que existem diferentes patamares de radioatividade natural dentre as fontes analisadas, especialmente para a radiação alfa: Britânia e Dom Bosco no primeiro patamar, SP-123, Amizade, Renato e Volta Fria no segundo patamar e Simão no terceiro. Sabe-se que a atividade radioativa em águas subterrâneas está diretamente relacionada a composição mineralógica das mesmas, portanto pode-se esperar que os diferentes grupo de classificação apresentados previamente estejam refletidos na concentração de atividade; a fonte Simão que diferentemente das outras tem origem em solo de alteração possui a maior média de atividade alfa em sua água cloretada magnesiana e Amizade, Renato e Volta Fria que possuem o mesmo patamar de atividade alfa possivelmente compartilham a composição bicarbonatada magnesiana e origem de nascente, como já citado. Não é possível fazer suposições quanto às composições das outras fontes. A figura 27 sumariza esta discussão com a separação das fontes em *clusters* de acordo com a possível composição química das águas das fontes.

Figura 27 - Diagrama com os valores médios de atividades alfa e beta separados por clusters (calculado pelo software Origin) de acordo com a composição das águas subterrâneas obtidas por Szikszay (1979).



### 6.3 Correlações com precipitação acumulada e temperatura das amostras

A variância ao longo do ano das atividades medidas foi comparada ao fator climático mais relevante no tocante a interferência da composição das águas subterrâneas: a precipitação em forma de chuva. Como citado anteriormente, Campos do Jordão compartilha da característica climática do Sudeste Brasileiro onde se faz presente a alternância entre estações chuvosas e estações secas. O padrão de precipitação observado no período do estudo confirmou este padrão, como visto na TAB.10 onde foram somados os dados de precipitação diária compilados pelo INMET (Instituto Nacional de Meteorologia).

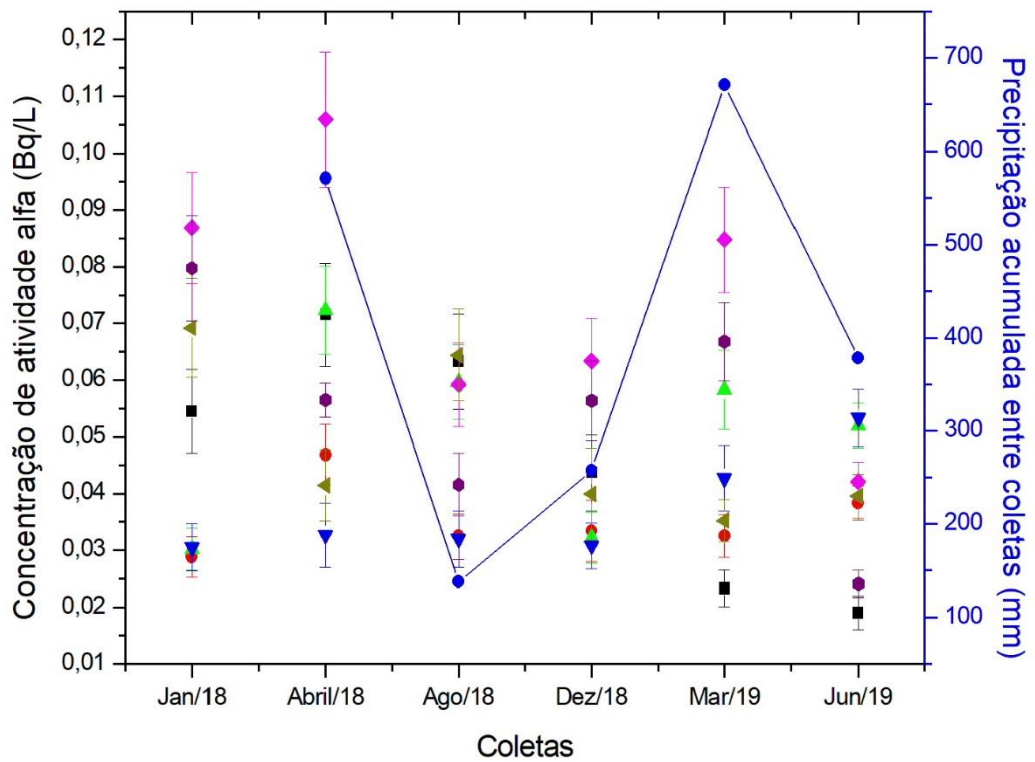
Tabela 10 - Volume de precipitação acumulada entre as coletas realizadas entre 2018 e 2019 (INMET, 2019)

Período	Precipitação acumulada (mm)
---------	-----------------------------

janeiro/18 – março/18	571
abril/18 – julho/18	138
agosto/18 – novembro/18	257
dezembro/18 – fevereiro/19	671
março/19 – junho/19	378

O período mais seco ficou centrado principalmente no outono e inverno, ainda que neste houveram algumas chuvas significativas. Os valores de concentração de atividade alfa e beta são mostrados com os valores de precipitação acumulada entre as datas das coletas nas figuras 28 e 29.

Figura 28 - Valores de atividade alfa em conjunto com os valores de precipitação acumulada entre coletas.



- SP-123
- BRITANIA
- ▲ AMIZADE
- ▼ DOM BOSCO
- ◆ SIMAO
- ▲ RENATO
- VOLTA FRIA
- Precipitação

Figura 29 - Valores de atividade beta em conjunto com os valores de precipitação acumulada entre coletas.



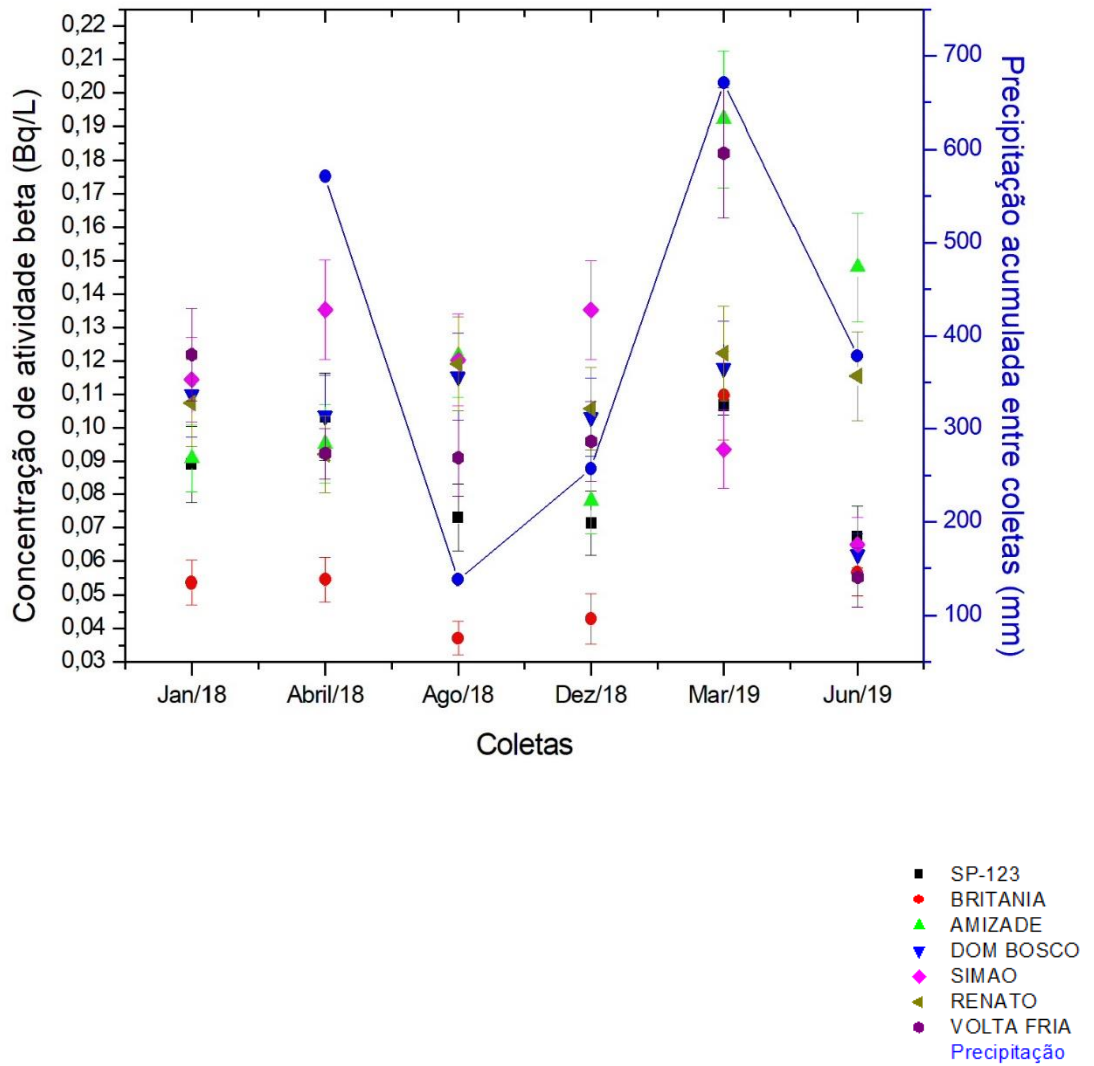


Figura 30 - Valores de atividade alfa em conjunto com as temperaturas médias das coletas.

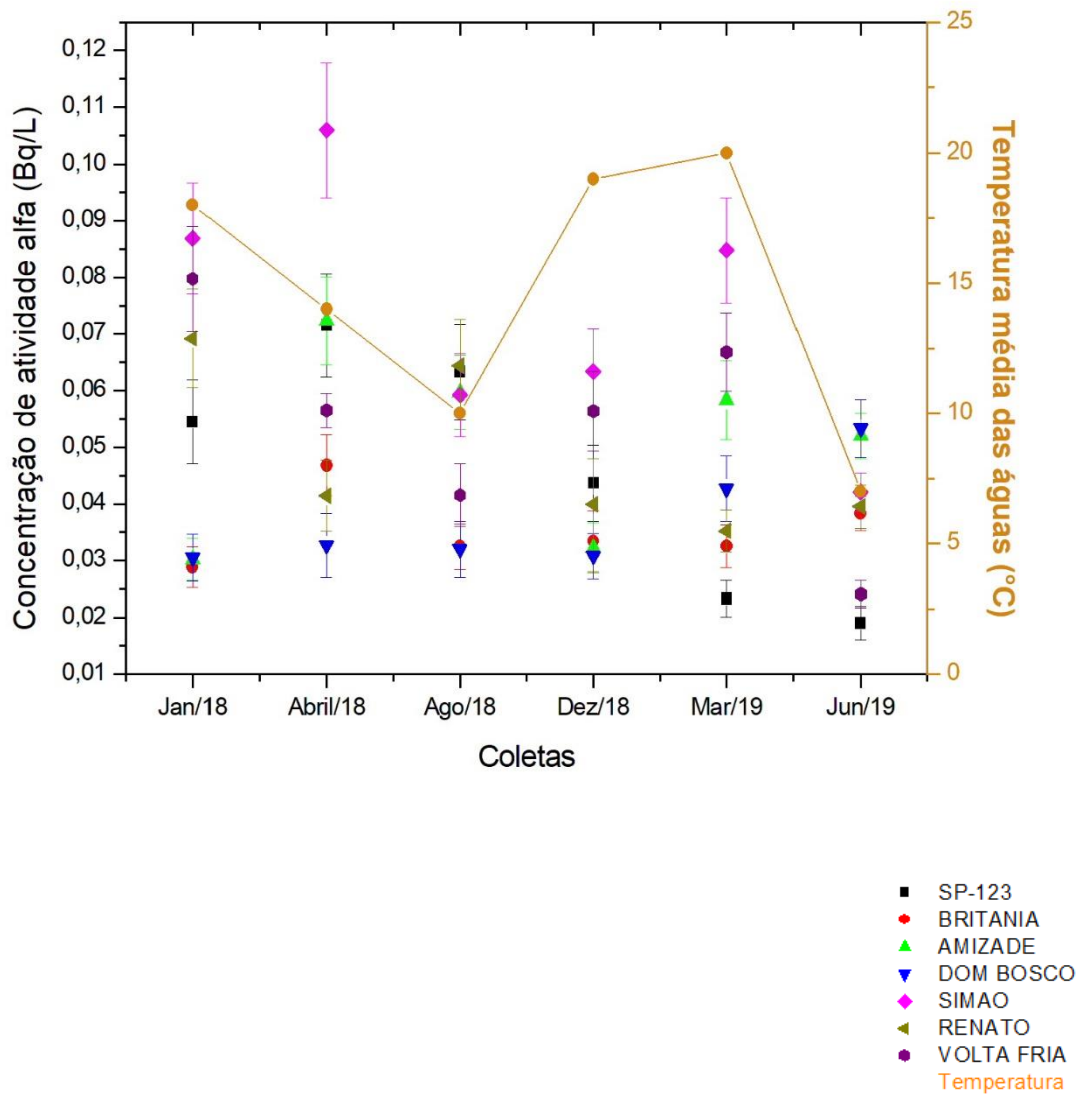
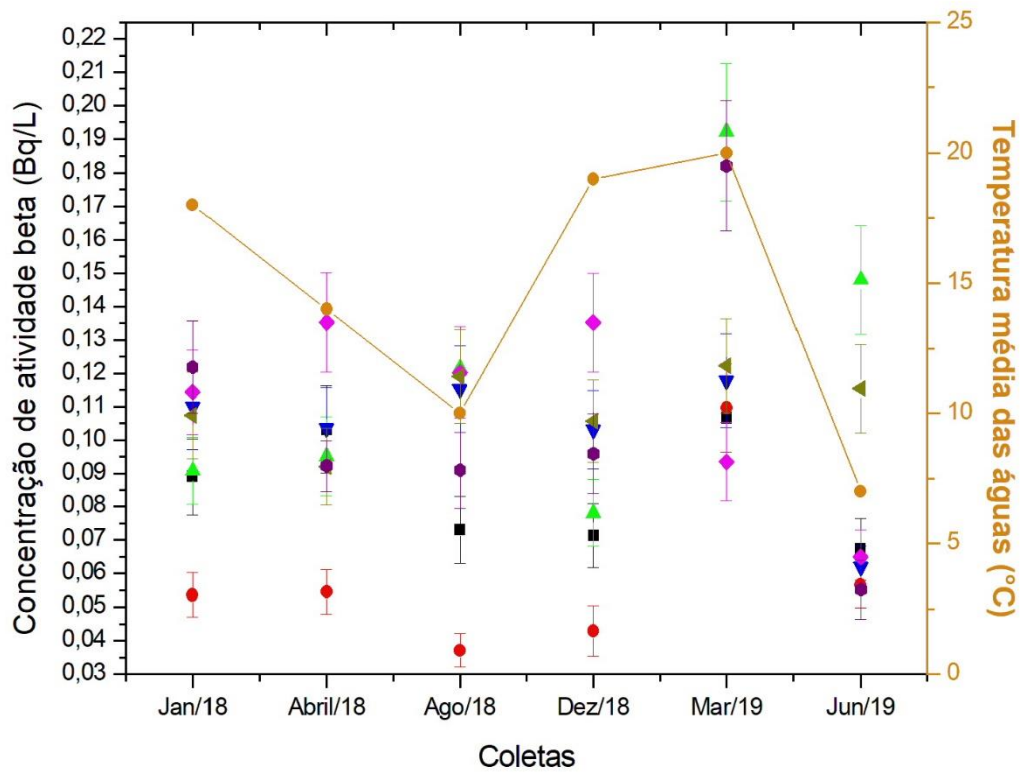


Figura 31 - Valores de atividade beta em conjunto com os valores de temperatura média das amostras.



- SP-123
- BRITANIA
- ▲ AMIZADE
- ▼ DOM BOSCO
- ◆ SIMAO
- ▼ RENATO
- VOLTA FRIA
- Temperatura

Além da análise dos gráficos já apresentados, as métricas de covariância e correlação são ferramentas estatísticas importantes para a verificação do relacionamento entre duas variáveis independentes. A covariância mede a relação linear entre duas variáveis. A covariância é semelhante à correlação entre duas variáveis, no entanto, os coeficientes de correlação são padronizados, o que significa que o relacionamento linear perfeito resulta em um coeficiente de correlação 1. A correlação mede tanto a força como a direção da relação linear entre duas variáveis. Já os valores de covariância não são padronizados e variam de menos infinito a mais infinito. Valores de covariância positivos indicam que valores acima da média de uma variável estão associados a valores médios acima da outra variável e abaixo dos valores médios são igualmente associados; valores de covariância negativos indicam que valores acima da média de uma variável estão associados com valores médios abaixo da outra variável. O coeficiente de correlação é uma função da covariância. O coeficiente de correlação é igual à covariância dividida pelo produto dos desvios padrão das variáveis. Portanto, uma covariância positiva sempre resulta em uma correlação positiva e uma covariância negativa sempre resulta em uma correlação negativa (MILONE, 2009):

$$(8) \text{ covariância} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{n-1}$$

$$(9) \text{ correlação} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}}$$

Onde:

y: média aritmética da variável y

x: média aritmética da variável x

n: número de dados observados

$x_i$ : valor de x no instante i

$y_i$ : valor de y no instante i

Tabela 11 - Valores de correlação e covariância entre as variáveis de concentração de atividade e precipitação acumulada.

PRECIPITAÇÃO	CORRELAÇÃO ALFA	COVARIÂNCIA ALFA	CORRELAÇÃO BETA	COVARIÂNCIA BETA
FONTE				
SP-123	-0,26	-1,07	0,87	2,89
BRITANIA	0,4	0,43	0,83	4,2
AMIZADE	0,46	1,19	0,51	0,51
DOM BOSCO	0,31	0,53	0,09	0,37
SIMAO	0,67	2,91	-0,2	-1,09
RENATO	-0,74	-1,5	-0,15	-0,33
VOLTA FRIA	0,52	1,51	0,6	4,96

Tabela 12 - Valores de correlação e covariância entre as variáveis de concentração de atividade e temperatura das amostras.

TEMPERATURA	CORRELAÇÃO ALFA	COVARIÂNCIA ALFA	CORRELAÇÃO BETA	COVARIÂNCIA BETA
FONTE				
SP-123	0,01	0	0,55	0,04
BRITANIA	-0,37	-0,01	0,45	0,05
AMIZADE	-0,4	-0,03	-0,09	-0,02
DOM BOSCO	-0,48	-0,02	0,66	0,06
SIMAO	0,57	0,06	0,44	0,05
RENATO	-0,1	-0,01	-0,12	-0,01
VOLTA FRIA	0,88	0,08	0,78	0,15

Das tabelas é possível pontuar que as covariâncias e correlações não mostram sinais de convergência, ou seja, cada uma das fontes estudadas relaciona-se de maneira distinta com as variáveis meteorológicas consideradas, ainda que, suas concentrações de atividade médias durante o período estudado sejam próximas numericamente. De modo geral, pode-se entender que as heterogeneidades dos caminhos que as águas percorrem, as condições dos solos e rochas e o modo como a água extravasa para a superfície (xistosidade das rochas, fratura de talude, presença de fontanários etc.), eventos aleatórios como o desprendimento de rochas e movimentos do solo, comuns em regiões serranas como a que está localizada Campos do Jordão, tem importância determinante para os resultados e podem se sobrepor às variações climatológicas, ao menos em intervalos de tempo da ordem de grandeza deste estudo. Entre precipitação acumulada e a temperatura das amostras, a precipitação apresentou valores de covariância significativamente maiores, mesmo que divergentes entre as fontes, e por isso esta seria a variável escolhida no caso de investigações

mais aprofundadas em trabalhos futuros. É importante salientar que apesar de o decaimento radioativo não sofrer qualquer influência da temperatura, no caso de águas subterrâneas, este parâmetro justifica seu estudo pelo fato de que há uma relação direta entre profundidade que circulam e a temperatura destas águas devido ao gradiente geotérmico (SZKIZAY et al., 1979).

Por fim são apresentados os valores de concentração de atividade alfa e beta para todas as amostras analisadas em comparação com os limites estabelecidos pelo Ministério da Saúde, CNEN e WHO, já citados previamente.

Figura 32 - Valores de atividade alfa ao longo do período estudado comparados com os limites da Portaria de Consolidação No 5 do Ministério da Saúde (PC-5, 2017).

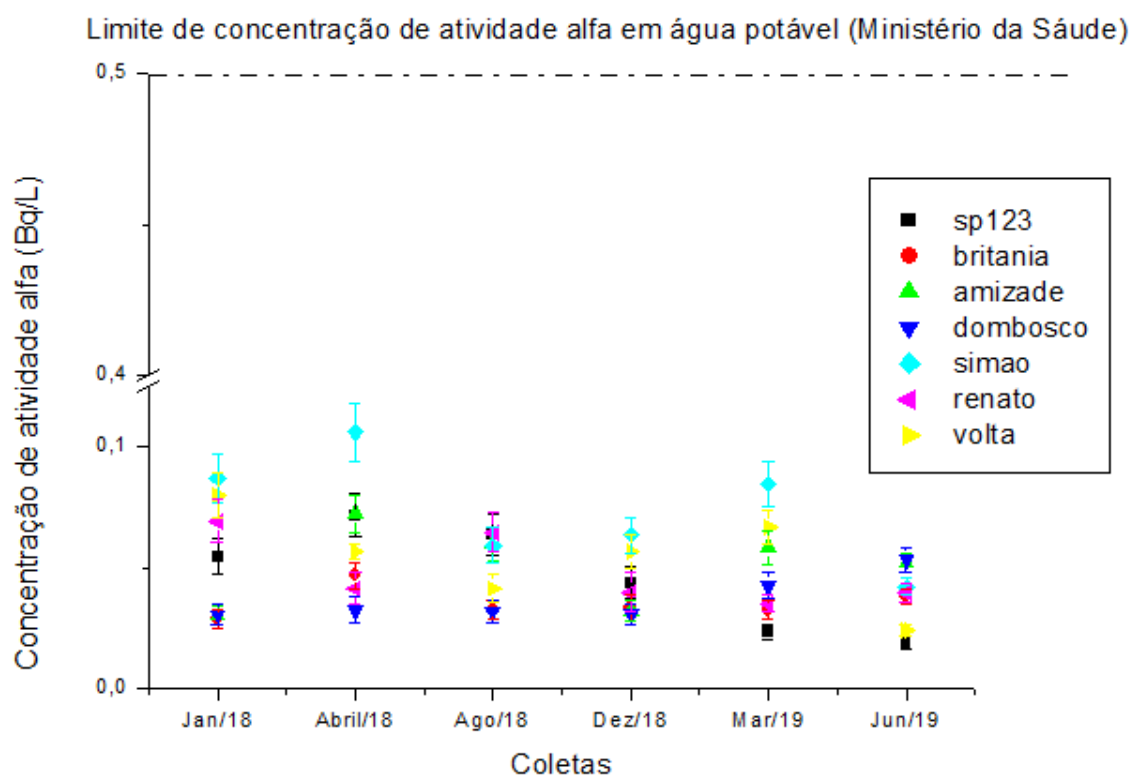
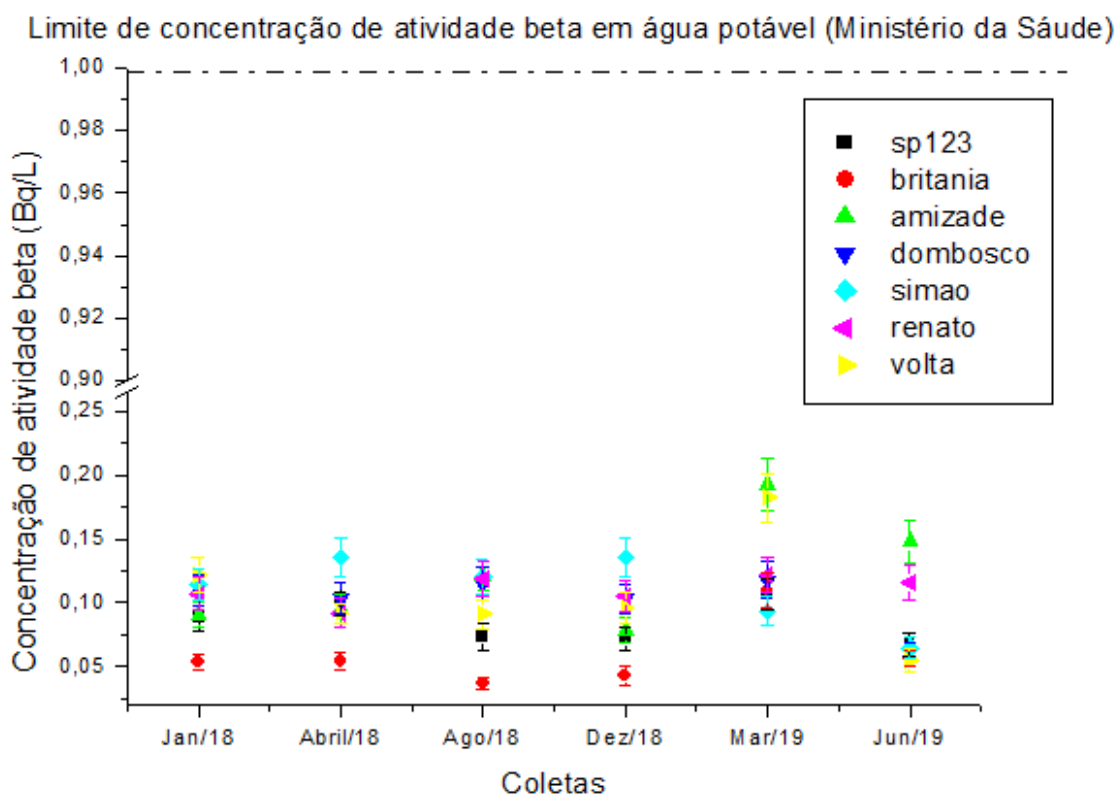


Figura 33 - Valores de atividade beta ao longo do período estudado comparados com os limites do Portaria de Consolidação No 5 do Ministério da Saúde (PC-5, 2017).



#### 6.4 Cálculo da dose efetiva comprometida

A portaria da CNEN (2020) estabelece diretrizes para as ações a serem tomadas em casos de valores maiores que os limites por ela estabelecidos. Em um primeiro momento, calcula-se as atividades; se estas estiverem acima dos limites de alfa (0,5 Bq/L) e beta (1 Bq/L) deve determinar a concentração de atividade do radionuclídeos específicos ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{232}\text{Th}$  e  $^{228}\text{Ra}$ ). Se algum destes for responsável pelos valores acima do limite verificado, deve-se partir para o cálculo de dose. Apenas se a dose superar os 0,1m Sv/ano, são necessárias novas etapas de investigação (CNEN, 2020).

As doses efetivas comprometidas devido à ingestão das águas minerais contendo os radionuclídeos são determinados a partir da expressão (10):

$$(10) \quad H_e = Cn.I.FCD_e$$

Em que:

$H_e$  = dose efetiva comprometida (mSv/a)

$C_n$  = concentração de atividade do radionuclídeo n na água (Bq/l);

I = taxa de ingestão de água, em litros por ano (730 l/a) (WHO, 2018);

$FCD_e$  = fator de conversão de dose efetiva comprometida referente a ingestão do radionuclídeo n.

Os respectivos valores dos fatores de conversão de dose por ingestão para os radionuclídeos utilizados nestes cálculos foram retirados do Internacional Commission on Radiological Protection – ICRP (2012).

## 6.5 Cálculo da dose efetiva comprometida para o Rádio

De acordo com Reyes (2009), o rádio pode ser carregado pelas águas advindo de rochas, variando a quantidade devido a diversos fatores, como os mecanismos que renovam o rádio na fonte e os que extraem o elemento; um exemplo são os íons  $SO_4^{2-}$  e  $CO_2$ , que em altas concentrações podem favorecer a remoção do rádio nas formas de  $Ba(Ra)SO_4$  precipitado e  $(MRa)CO_3$ . O rádio (Ra) é um metal alcalino-terroso, com número atômico 88 não possuindo isótopos estáveis; em 1910 o casal Curie isolou o elemento em sua forma metálica por meio de eletrólise de solução de  $RaCl_2$  em cátodo de mercúrio. Os sais de rádio liberam 0,00001 ml de gás radônico (Rn) em condição normal de temperatura e pressão e, em sua maioria, possuem uma coloração vermelha-carmim (AFONSO, 2009).

Os isótopos naturais de maior interesse e em maior abundância são:  $^{226}Ra$  ( $T_{1/2} = 1600$  a) da série natural do  $^{238}U$ ,  $^{223}Ra$  ( $T_{1/2} = 11,43$  d) da série natural do  $^{235}U$  e  $^{224}Ra$  ( $T_{1/2} = 3,6$  d) e  $^{228}Ra$  ( $T_{1/2} = 5,75$  a) da série natural do  $^{232}Th$ . (IAEA-TRS476, 2014; OLIVEIRA, 1993).



Sobre a incorporação deste elemento, os isótopos  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$  apresentam um comportamento similar ao cálcio; uma grande parte do rádio ingerido é eliminado por meio fecal e o restante tende a se depositar nos ossos (EISENBUD, 1987).

Os isótopos do rádio aqui tratados se encontram entre os elementos químicos que devem ser considerados nas análises de radioatividade em águas potáveis (CNEN, 2020). Assim sendo, fez-se o exercício do cálculo da dose para o rádio. Os valores obtidos no método de *screening* estão abaixo dos limites gerais estabelecidos; no entanto quando considerado o limite específico de 0,1 Bq/l para o  $^{228}\text{Ra}$  (para o  $^{226}\text{Ra}$  o limite é de 1 Bq/l) (PC-5, 2017), algumas amostras excedem este valor máximo e o cálculo de dose mostra que ainda assim não requerem qualquer tipo de ação posterior de investigação, pois as doses extrapoladas calculadas não atingem o limite de 0,1 mSv/ano aceito para o consumo de água potável. As figuras 34 e 35 mostram os valores de dose efetiva calculados.

Figura 34 - Doses efetivas calculadas considerando-se toda a atividade alfa como sendo proveniente do Ra-226.

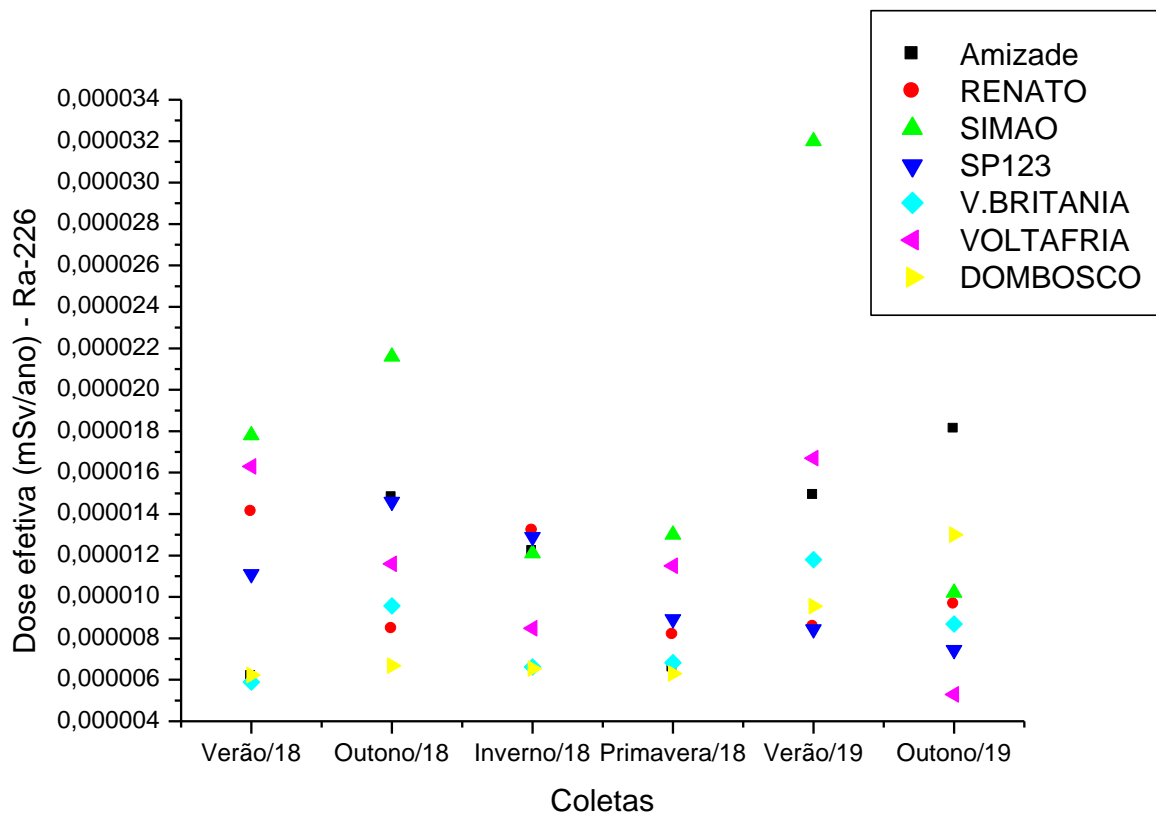
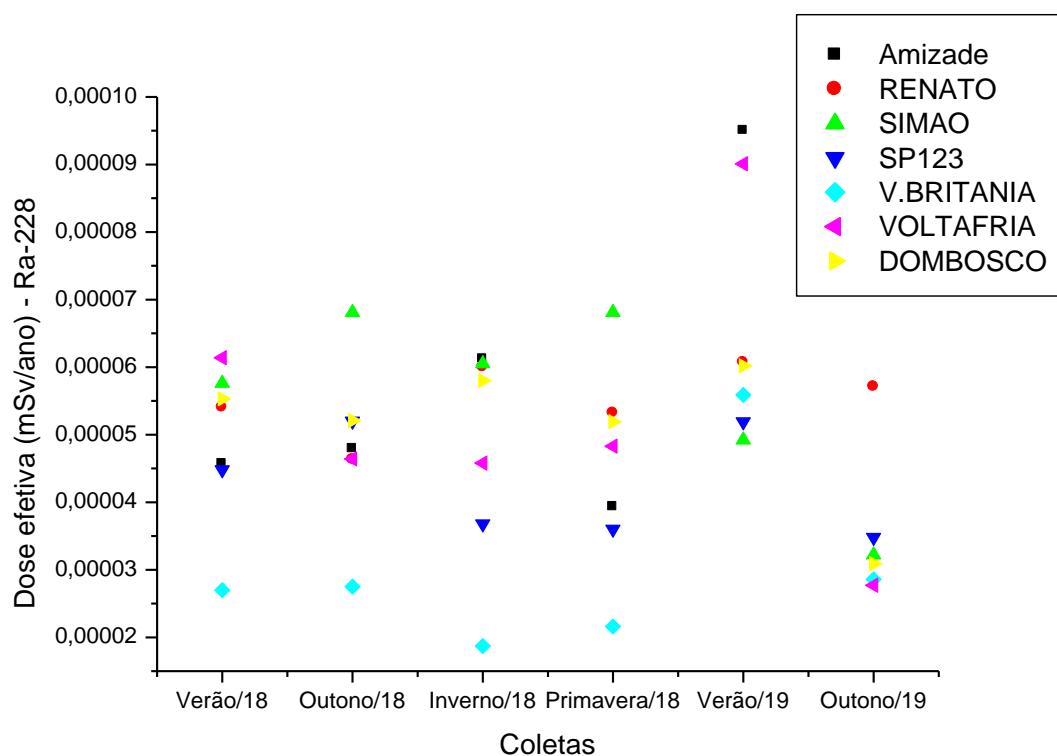


Figura 35 - Doses efetivas calculadas considerando-se toda a atividade beta como sendo proveniente do Ra-228.



## 7 CONCLUSÕES

A análise dos dados de concentração de atividade e precipitação não permite indicar possíveis correlações ente a precipitação e/ou temperatura das amostras e a concentração de atividade. Um período mais alongado de estudo seria necessário para que possíveis padrões temporais de alteração na concentração de atividade pudessem ser verificados ou descartados.

A escassa literatura científica a respeito da região contribui para o fato de os resultados serem inconclusivos a respeito das correlações. Um mapeamento geofísico do aquífero fraturado permitiria traçar com clareza o caminho que estas águas percorrem dentre as fraturas das rochas, como estes veios se comunicam, como ocorre a recarga do aquífero e o intervalo de tempo no qual a água da chuva permanece circulando pelo aquífero até extravasar em outro ponto do mesmo, como nas fontes estudadas neste trabalho. Análises físico-químicas e de radioatividade mais recentes permitiriam a comparação dos dados entre trabalhos e permitiram construir um panorama histórico da região.

Ainda assim, o estudo desenvolvido mostrou êxito na aplicação da metodologia adotada pelo Laboratório de Radiometria Ambiental do IPEN, uma vez que os resultados obtidos se mostram compatíveis com valores encontrados em trabalhos semelhantes desenvolvidos em outras regiões do estado de São Paulo como Águas de Lindóia (NEGRÃO, 2012), e Minas Gerais como Cambuquira e Marimbeiro (SANTOS et al., 2016), considerados os diferentes contextos geológicos.

A precisão do detector proporcional foi comprovada com o uso de soluções consideradas padrão provenientes do IRD, amplamente analisadas por laboratórios de outras instituições e os resultados obtidos enquadraram-se no padrão mais alto de qualidade quanto ao desvio padrão dos valores obtidos para estas soluções. Portanto, tem-se confiança nos valores de eficiência empregados para cada um dos detectores individuais utilizados.

Por fim, foi possível comparar os valores de atividade alfa e beta obtidos com os valores máximos recomendados Organização Mundial da Saúde (WHO, 2018), CNEN (CNEN, 2020) e Ministério da Saúde (PC-5, 2017) e de respectivamente 0,5 Bq/L e 1 Bq/L; todos os valores de concentração encontradas são bastante inferiores aos limites referidos e assim não se mostrou necessária qualquer tipo de ação mitigatória quanto ao consumo destas águas potáveis pela população no município de Campos do Jordão (SP).

O cálculo de doses de ingestão foi realizado por meio da extrapolação das atividades alfa e beta para os radionuclídeos  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$ , considerando sua notável presença em águas subterrâneas, resultou em valores várias ordens de grandeza inferiores ao valor de referência da WHO (2017) de 0,1 mSv/a de dose proveniente de ingestão de água, mais uma vez evidenciando a potabilidade destas águas quanto a radioatividade.

## **8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

AFONSO, C. J. Rádio. Química nova na escola, v. 32, n. 1, pp. 58-59, 2010.

ALMEIDA, F. F. M. Distribuição Regional e Relações Tectônicas do Magmatismo Pós-Paleozóico no Brasil. Revista Brasileira de Geociências, v. 16, n. 4, pp. 325-349, 1986.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVERK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, pp. 711-728, 2013.

BEAN, J.A.; ISACSON, P.; HAHNE, R.M.A.; KOHLER, J. Drinking Water And Cancer Incidence In Iowa: Ii. Radioactivity In Drinking Water. American Journal of Epidemiology, v. 116, n. 6, pp. 924-932, 1982.

BERALDO, G. Mapa Gravimétrico do Gondwana Ocidental. São Paulo: Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação em Geofísica – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, 2012.

BERTHOLD LB 770, Operating Manual, Germany, 1988. BERTHOLD LB 770 Win-PC, Operating Manual, Germany, 1996.

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

CARNEIRO, C. D. R.; MIZUSAKI, A. M. P.; ALMEIDA, F. F. M. A determinação da idade das rochas. s. Terræ Didatica, v. 1, n. 1, pp. 6-35, 2005.

CARVALHO, F. P.; OLIVEIRA, J.M.; LIBANIO,A.; FERRADOR, G.; MADRUGA, M.J. Radioactivity in public water supplies in the uranium mining regions of Portugal. International Atomic Energy Agency, Division of Nuclear Fuel Cycle and Waste Technology, Vienna (Austria); 272 p; ISBN 92-0-104305-8; Worldcat; Oct 2005; p. 41-51; International workshop on environmental contamination from uranium production facilities and their remediation; Lisbon (Portugal); 11-13 Feb 2004; ISSN 0074-1884; Worldcat; PROJECT IAEA POR/4/015.

CAVALCANTE, J. C.; CUNHA, H. C. S.; CHIEREGATI, L. A.; KAEFER, L. Q.; ROCHA, J. M.; DAIXT, E. C.; COUTINHO, M.G. N.; YAMAMOTO, K.; DRUMOND, J. B. V.; ROSA, D. B.; RAMALHO, R. (1979). Projeto Sapucaí: estados de São Paulo e Minas Gerais. Brasília. DNPM/CPRM, 299p.

CBH-SM – COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DA SERRA DA MANTIQUEIRA. Plano de Bacia UGRHI-1 Serra da Mantiqueira. São Paulo, dezembro de 2009.

CNEN. Comissão Nacional de Energia Nuclear. POSIÇÃO REGULATÓRIA 3.01/012:2020. Níveis de investigação e de referência para radioatividade em água potável. 2020.

CONTI, J. B. Circulação Secundária e Efeito Orográfico na Gênese das Chuvas na Região Lés-nordeste Paulista, USP. Instituto de Geografia, 85p. 1975.

CORHI - Comitê Coordenador do Plano Estadual de Recursos Hídricos. Disponível em: <<http://www.dae.sp.gov.br/acervoepesquisa/perh/perh2000/r0estadual/capitulo02.htm>>. 1999. Acessado em: 09/11/2019.

CUNHA, M. F. A dimensão pedagógica da Tabela Periódica no ensino de conceitos químicos. Minas Gerais: Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Triângulo Mineiro, 2019.

DAEE; IG; IPT; CPRM. Mapa de Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo: Nota Explicativa. Governo do Estado de São Paulo. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. 2005.

DE JESUS, S.C. Levantamento dos níveis de radioatividade natural em águas do Alto Vale do Ribeira à Planície Costeira do litoral Sul do Estado de São Paulo. São Paulo: Tese (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. 2009.

DE WIT, M.; JEFFREY, M.; BERGH, H.; NICOLAYSEN, L. Gondwana reconstruction and dispersion. University of Witwatersrand. Search and Discovery. Article #30001, 1999.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A.E. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater. Washington: Am. Public Health Ass, 1995.

EISENBUD, M. Environmental radioactivity. Academic Press, Orlando, 1987.

EPA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 900.0: gross alpha and gross beta radioactivity in drinking water. Washington, USA, 1980.

EVANS, R. D. The Measurement of Natural Alpha-Particles Ejected from Solids. Physical Review, v. 45, n. 1, pp. 29-37, 1934.

FRIEDLANDER, G.; KENNEDY, J.W.; MACIAS, E. S.; MILLER, J. M. Nuclear and Radiochemistry. 3rd ed. New York. John Wiley & Sons, 1981.

GASTSMANS, D.; ALBERTO, M.C.; BUFON, A. G. M.; MORAES, F. T.; SANTOS, M. M.; SILVA, J. R. M.; CHANG, H. K. Implicações hidroquímicas da interação rocha-água:

interpretações através da representação gráfica de análises químicas de águas subterrâneas. In: XIV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. II Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste. Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. São Paulo, 2005.

GEIGER, H.; NUTTALL, J. M. The ranges of the  $\alpha$  particles from various radioactive substances and a relation between range and period of transformation, The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science, v. 22, n. 130, pp. 613-621, 1911.

HARVEY, B. G. Química Nuclear. São Paulo: Edgar Blucher, 1969.

HASUI, Y.; CARNEIRO, C. D. R.; BISTRICHI, C. A. Os granitos e granitóides da região de dobramentos sudeste nos Estados de São Paulo e Paraná. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 30., Belo Horizonte, 1978. Anais. Belo Horizonte, SBG, v. 6, pp. 2579-2593, 1978.

HIRUMA, S. T.; RICCOMINI, C.; MODENESI-GAUTTIERI, M. C. Neotectônica no planalto de Campos do Jordão, SP. Revista Brasileira de Geociências, v. 31, n. 3, pp. 375-384, 2001.

IAEA – INTERNACIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. Absorbed Dose Determination in External Beam Radiotherapy. An International Code of Practice for Dosimetry Based on Standards of Absorbed Dose to Water. Tech. Rep. Series No 398, 2000.

IAEA-TRS476 - International Atomic Energy Agency. The environmental behavior of radium. Vienna. 267 p, 2014. Disponível em: <[http://www.pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/tras476\\_web.pdf](http://www.pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/tras476_web.pdf)>. Acesso em 20/04/2019.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo Demográfico de 2014. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. 2014.

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. ICRP, 2008. The 2008 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2–4).

ICRP - INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119, v. 41, p. 130, 2012.

INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home2/index>. Acessado em: 09/12/2019.

IRD – Instituto de Radioproteção e Dosimetria. Programa Nacional de Intercomparação de Resultados de Análises de Amostras Ambientais para Determinação de Radionuclídeos. Rodada de Abril de 2019.

JACOMINO, V. M. F.; BELLINTANI, S. A.; OLIVEIRA, J.; FIELDS, D.; MAZZILLI, B.; SAMPA, M. H. O.; SILVA, B. Estimates of cancer mortality due to ingestion of mineral spring waters from a highly natural radioactive region of Brazil. *Journal of Environmental Radioactivity*, Oxford, v. 33, n.3, pp. 319-329, 1996.

KNOLL, G. F.; KNOLL T. F.; HENDERSON, T. M. Light collection in scintillation detector composites for neutron detection. *IEEE Transactions on Nuclear Science*, v. 35, n. 1, pp. 872-875, 1988.



KRONKA, F. J. N.; NALON, M. A.; MATSUKUMA, C. K.; KANASHIRO, M. M.; SHIN-IKE YWANE, M. S.; PAVÃO, M., et al. Inventário florestal da vegetação do Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2005.

LAURIA, D. C.; MARTINS, N. S. F.; ZENARO, R. Monitoração Radiológica Ambiental. IRD/CNEN. Rio de Janeiro, 2007.

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, pp. 65-72, 2014.

MAZZILLI, B.; CAMARGO, I. M. C.; OLIVEIRA, J.; NIERI NETO, A.; SAMPA, M. H. O.; SILVA, B. Dose evaluation due to ingestion of natural radionuclides of the uranium series in spring waters. *Radiation Research*, Oak Brook, v. 150, n.2, pp. 250-252, 1998.

MENEGHINI, A. A.; DAMATTO, S. R.; OLIVEIRA, J.; CARMO, A. P. Preliminary results of seasonal variation of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  and  $^{210}\text{Pb}$  concentrations in mineral waters from Caxambu, Brazil. In: NORM 8 - Naturally Occurring Radioactive Material, 2016, Rio de Janeiro. NORM 8 - Naturally Occurring Radioactive Material, 2016.

MILONE, G. *Estatística geral e aplicada*. São Paulo: Centage Learning, 2009. Capítulo 4.

MONTEIRO, C. A. F. Sobre um índice de participação das massas de ar e suas possibilidades de aplicação à classificação climática. *Revista Geográfica*, v. 33, n. 61, pp. 59-69, 1964.

MORAIS, S. M. Integração geológica da folha Guaratinguetá SF.23-Y-C, Escala 1:250 000 – Estado de São Paulo e Minas Gerais – nota explicativa. São Paulo, CPRM. 28 p. (Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil), 1999.

NEGRÃO, S. G. Exposição à baixas doses de radiações ionizantes decorrente dos radionuclídeos naturais Ra-226, Ra-228 e Rn-222 em Águas de Lindóia. São Paulo: Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. 2012.

OLIVEIRA, J.; MAZZILLI, B. P.; SAMPA, M. H. O.; SILVA, B. Seasonal variations of Ra-226 and Rn-222 in mineral spring waters of Aguas da Prata-Brazil. Applied Radiation and Isotopes, Oxford, v. 49, n.4, pp. 423-427, 1998.

OLIVEIRA, J.; MOREIRA, S. R. D.; MAZZILLI, B. P. Natural radioactivity in mineral spring waters of a highly radioactive region of Brazil and consequent population doses. Radiation Protection Dosimetry, Ashford, v. 55, n.1, p. 57-59, 1994.

OLIVEIRA, J. Determinação de  $^{226}\text{Ra}$  e  $^{228}\text{Ra}$  em águas minerais da região de Águas da Prata. São Paulo. Dissertação (mestrado), 82p, 1993. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares.

PC-5. PORTARIA DE CONSOLIDAÇÃO Nº 5, DE 28 DE SETEMBRO DE 2017. Ministério da Saúde.

REYES, E. Comportamento dos radioisótopos  $^{238}\text{U}$ ,  $^{234}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  e da razão isotópica  $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$  em águas subterrâneas extraídas de corpos graníticos fraturados da Suíte Intrusiva de Itu. São Paulo. 2009. 20p. Tese (doutorado). Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas.

RICCOMINI, C. O Rift continental do sudeste do Brasil. São Paulo: Tese (Doutorado) Instituto de Geociências Universidade de São Paulo, 1989.

SAJO-BOHUSAJ, L.; GÓMEZ, J.; CAPOTE, T.; GREAVES, E. D.; HERRERA, O.; SALAZAR, V.; SMITH, A. Gross alpha radioactivity of drinking water in Venezuela. Journal of Environmental Radioactivity, v. 35, n. 3, pp. 305-312, 1997.

SANTOS, C. M. A influência do padrão de calibração e da composição do resíduo de amostras de água na eficiência de um contador proporcional para contagem alfa e beta total. Aplicação no controle radiológico do IPEN-CNEN/SP. São Paulo: Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas Nucleares, 2002.

SANTOS, L. A. B.; DAMATTO, S. R.; OLIVEIRA, J.; CARMO, A. P.. Preliminary results of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  and  $^{210}\text{Pb}$  concentration in mineral waters from Parque das Águas de Cambuquira and Marimbeiro (MG). In: NORM 8 - Naturally Occurring Radioactive Material, 2016, Rio de Janeiro. NORM 8 - Naturally Occurring Radioactive Material, 2016.

SANTOS, L. A. B. Avaliação das concentrações dos radionuclídeos  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$ ,  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{210}\text{Po}$  e caracterização química inorgânica das águas minerais do Parque das Águas de Cambuquira e Marimbeiro, MG. São Paulo: Dissertação (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, University of São Paulo, São Paulo, 2018.

SILVA, L. S.; Avaliação da Radioatividade Natural em águas potáveis de superfície e subterrâneas da região de Caetité, BA. São Paulo: Tese (Mestrado). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. 2011.

SUGUIO, K. Geologia Sedimentar. 1ª ed. São Paulo: Edgar Blucher, 2003.

SZIKSZAY, M.; TEISSEDRE, J. M. Fontes de Campos do Jordão. Boletim IG. Instituto de Geociências. Universidade de São Paulo. São Paulo, 10; 1-10, 1979.

UNSCEAR – UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2017, Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II. New York, 2017.

VESTERBACKA, P.; MAKELAINEN, I.; ARVELA, H. Natural radioactivity in drinking water in private wells in Finland. *Radiation Protection Dosimetry*, Volume 113, Issue 2, 18 April 2005, Pages 223–232.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking-water quality. 4a ed. <[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/)>, 2017. Acessado em 29 de agosto de 2017.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for drinking-water quality. 5a ed. 2018.

---

---

---

**INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES**  
Diretoria de Pesquisa, Desenvolvimento e Ensino  
Av. Prof. Lineu Prestes, 2242 – Cidade Universitária CEP: 05508-000  
Fone/Fax(0XX11) 3133-8908  
SÃO PAULO – São Paulo – Brasil  
<http://www.ipen.br>

**O IPEN é uma Autarquia vinculada à Secretaria de Desenvolvimento,  
associada  
à Universidade de São Paulo e gerida técnica e administrativamente pela  
Comissão Nacional de Energia Nuclear, órgão do  
Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações.**