AUTARQUIA ASSOCIADA À UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**DESENVOLVIMENTO DE MÉTODO PARA CARACTERIZAÇÃO DE
EMBALADOS DE REJEITOS RADIOATIVOS**

DAIANE CRISTINI BARBOSA DE SOUZA

**Dissertação apresentada como parte dos
requisitos para obtenção do Grau
de Mestre em Ciências na Área de
Tecnologia Nuclear - Aplicações**

Orientador: Prof. Dr. Roberto Vicente

**São Paulo
2013**

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

**DESENVOLVIMENTO DE MÉTODO PARA CARACTERIZAÇÃO
DE EMBALADOS DE REJEITOS RADIOATIVOS**

DAIANE CRISTINI BARBOSA DE SOUZA

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

Orientador:
Prof. Dr. Roberto Vicente

Versão Corrigida
Versão Original disponível no IPEN

São Paulo
2013

Dedico esse trabalho a todos os meus familiares e amigos. Em especial aos meus pais, Barbosa e Cristina que mesmo sem entender, souberam respeitar minhas decisões e ausência. Às minhas irmãs Suellen, Leidiana e Mônica: minhas amigas por toda vida. Aos meus avós...*In memoriam*...ao meu querido avô S. Paulo Silva por todo o aprendizado e adorável convívio.

AGRADECIMENTOS

Ao meu querido orientador Prof^o Dr. Roberto Vicente pela orientação a este trabalho, constante apoio, paciência, incentivo, pelas incontáveis horas de aprendizado, e conversas agradáveis que tornaram esse trabalho possível.

Ao Dr. J. Cláudio Dellamano pela coorientação dada para a realização deste trabalho e toda ajuda prestada ao longo dele.

A Química Maria Helena Taddei, por toda colaboração técnica ao longo desse trabalho.

À equipe do CRPq, Reinaldo Pugliesi; Hospital das Clínicas, Biomédica Leila Lima e equipe AMA Parelheiros pela colaboração técnica.

Ao CNPq pelo apoio financeiro concedido ao longo deste trabalho.

Aos colegas da Gerência de Rejeitos Radioativos (GRR IPEN) pela ajuda nas diversas etapas deste trabalho:

MSc. Robson Ferreira pela ajuda na realização das amostragens e auxílio nas demais etapas, competência nos serviços necessários para execução deste trabalho.

Ao téc. Marcos Góes, pelo apoio e amizade.

Sec. Ieda Venâncio pelo carinho, atenção e amizade com todos bolsistas GRR.

Dr. Júlio Marumo pelo interesse e sugestões neste trabalho.

Aos meus queridos amigos da Gerência de Rejeitos Radioativos (GRR IPEN):

MSc. Bianca Geraldo pelo incondicional apoio e companheirismo, correções e revisões realizadas neste trabalho, pelas incontáveis noites em claro.

Eng.^o Leandro Goulart pelas agradáveis tardes de trabalho, amizade e apoio e risadas.

MSc. Eduardo Gurzoni pelo grande apoio e companheirismo, amizade e pela grandiosa ajuda na estruturação e correção deste trabalho.

Fís. Maria Eugênia grande amiga, que muito me ensinou durante esses dois anos, pelo incondicional apoio e amizade e pela oportunidade de compartilhar todas minhas conquistas.

Trn. Josenilson Lima grande amigo, pelo apoio dado a toda essa jornada e por muitas vezes ter sido meu exemplo e sempre amigo.

Quí. Heverton Oda, pelo apoio e amizade durante toda essa jornada.

Trn. Jéssica Machado, também minha fonte de exemplo de coragem e determinação, pelas parcerias em congressos e trabalhos publicados.

Trn. Ana Paula Gimenes pelo apoio em toda parte experimental deste trabalho, pelas tardes de laboratório e pela amizade e constante apoio, sempre torcendo por mim.

Fís. Priscila Costa pela amizade e apoio na reta final deste trabalho.

Aos meus amigos e colegas de profissão:

Fís. Ricardo Bonafim, amigo incondicional e incrível, pelo apoio em todas as etapas que me conduziram até aqui, sempre ao meu lado compartilhando bons e maus momentos incluindo todas as etapas de revisão de cálculos que antecederam os momentos mais importantes desse trabalho, sempre torcendo por mim.

Trn. Jéssica Fratini amiga mais que querida, a qual me deu o privilégio de poder conhecê-la, me apoiando nas horas mais inesperadas, sempre pronta a me ajudar; pelas incontáveis madrugadas em claro e divertida e agradável companhia, e pela oportunidade de compartilhar todas minhas conquistas.

Trn. Edmilson Santos, Emerson Pereira pela amizade e constante apoio e incentivo.

MSc. Flávio Thihara, Priscila Thihara e Edmar Braga pela amizade, agradável convivência, risadas, conselhos e por me abrirem as portas e tão amistosamente terem me permitido fazer parte da família.

À Lucas Rodrigues, pelo apoio, incentivo e companheirismo fundamentais, na reta final deste trabalho.

Aos colegas do Serviço de Radioproteção (SRP-IPEN):

Dr^a Malvina Mitake pela ajuda prestada e pelas discussões na etapa final desse trabalho.

Dr. Fábio Suzuki pelas esclarecedoras discussões na etapa final desse trabalho e material de apoio, fornecidos.

Aos bibliotecários do IPEN, pela permanente ajuda prestada e sempre agradável companhia: Sr. Waldir Ferreira e Doralice.

Aos professores da pós-graduação, especialmente aos professores Dr. Alberto Todo, Dr^a Sandra Bellintani, Dr. Luís Terremoto, Dr. Afonso Aquino, Dr^a Marta Viana, por todo conhecimento transmitido ao longo desta jornada.

A todos colegas e amigos aqui não citados, não por reconhecimento e sim pelas limitações da minha memória, o meu singelo muito obrigada.

E a minha família, meu ponto de apoio e incentivo:

Aos meus tios e primos: minha verdadeira torcida.

E aos meus alunos, com os quais, muito aprendi.

“I wasn’t thinking, I was investigating.”-

“Eu não estava pensando, estava investigando.”

W. C. Röntgen (1845-1923)

Durante discurso de apresentação da descoberta dos raios X.

RESUMO

Desenvolvimento De Método Para Caracterização De Embalados De Rejeitos Radioativos

Daiane Cristini Barbosa de Souza

Atualmente, a caracterização dos resíduos radioativos gerados na operação do reator nuclear de pesquisas IEA-R1 está em curso. O reator IEA-R1 é um reator do tipo piscina aberta, moderado e refrigerado por água leve, utilizando dois leitos de resinas de troca iônica e de carvão ativado para purificação de água de refrigeração. Estes meios filtrantes são substituídos quando já não são capazes de manter a qualidade da água dentro dos limites exigidos e são tratados como rejeitos radioativos. Contendo produtos de fissão, ativação e actínídeos que escapam do núcleo do reator para a água da piscina, apresentam altas taxas de dose devido à quantidade de emissores gama de meias-vidas curtas e intermediárias, emissores alfa, elementos transurânicos de meia-vida longa bem como emissores beta puros. A caracterização destes rejeitos, conseqüentemente, requer métodos de análise radioquímica que incluem a amostragem e o processamento das amostras, resultando em doses elevadas para os trabalhadores. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho consistiu em correlacionar os resultados das análises radioquímicas de amostras de rejeitos, com os resultados das medições radiométricas, utilizando a modelagem das taxas de dose em diferentes distâncias da superfície dos embalados. As taxas de dose medidas foram comparadas com os resultados de cálculos. Massa, volume e geometria das fases sólidas e líquidas de cada um dos tambores também foram determinadas, uma vez que o teor de água varia amplamente entre diferentes tambores, e são essenciais para estimar as atividades totais em cada tambor.

ABSTRACT

Development of a method for the radioisotopic characterization of waste packages

Daiane Cristini Barbosa de Souza

The characterization of the radioactive wastes generated in the operation of the nuclear research reactor IEA-R1 is currently ongoing. The IEA-R1 is an open pool type reactor, moderated and cooled by light water that uses two beds of ion-exchange resins and activated charcoal to remove impurities from the cooling water. These filter media are replaced when they are no longer able to maintain water quality within the required limits and are treated as radioactive waste. They contain the actinides and the fission and activation products that leaked into the reactor pool water. They give off high dose rates due to the amount of gamma-emitters present and are a long-term radiation safety concern because of their content of long-lived alpha- and beta-emitters. The characterization of these wastes requires radiochemical analysis methods, which include the sampling and processing of samples, resulting in high exposure to the workers. The objective of this study was to correlate the results of activity concentrations obtained in previous radiochemical analyses with the results of measurements of dose rates at various distances from the package surfaces, aiming at reducing the exposure of personnel by avoiding more sampling and sample analysis operations. Mass, volume and geometry of solid and liquid phases of each drum, which vary widely among different drums, were also estimated and used to determine total activity. The measured and calculated dose rates were compared to confirm the activity estimates.

SUMÁRIO

	Página
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Considerações gerais	1
1.2 Gerenciamento de rejeitos radioativos	4
1.3 Etapas da gestão de rejeitos radioativos	5
1.4 Classificação de rejeitos radioativos	7
1.5 Caracterização de rejeitos radioativos	9
1.6 Caracterização radioisotópica de rejeitos	10
1.7 Métodos e dados preliminares para Caracterização	11
1.7.1 Caracterização por fatores de escala	11
1.7.2 Caracterização por meio de medidas de taxa de kerma	13
1.7.3 Grandezas e unidades de radiação	14
1.7.4 Dados preliminares dos rejeitos provenientes do IEA-R1	16
1.7.5 Radionuclídeos relevantes em rejeitos de reatores nucleares	24
1.7.6 Inspeção de embalados de rejeitos por métodos de imagem	27
2 FINALIDADE E OBJETIVOS	31
3 MATERIAIS E MÉTODOS	32
3.1 Equipamentos e materiais utilizados nos ensaios laboratoriais	32
3.2 Pesagem e medição das alturas de água e sólidos nos tambores	32
3.3 Determinação das massas de água, carvão e resina e atividade por unidade de volume	33
3.4 Cálculo da taxa de dose no ar ao redor dos tambores	39
3.4.1 Geometria da medida da taxa de dose	41
3.4.2 Determinação das taxas de dose	43
3.4.3 Geometria da medida da taxa de dose	40
3.4.4 Fator de Build up	40
3.4.5 Determinação das taxas de dose	42
3.4.6 Determinação das taxas de kerma no ar utilizando <i>MicroShield</i> ®	46
3.5 Medição das taxas de kerma no Ar	46
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
4.1 Determinação da concentração volumétrica de atividade	53
4.2 Determinação das taxas de dose – cálculo manual	55
4.3 Determinação das taxas de dose - <i>MicroShield</i> ®	61

5 CONCLUSÕES	65
APÊNDICE A Dados utilizados para calcular a taxa de dose para ^{60}Co	66
APÊNDICE B Dados utilizados para calcular a taxa de dose para ^{137}Cs	69
APÊNDICE C Dados utilizados para calcular a taxa de dose na água para ^{60}Co	72
APÊNDICE D Dados utilizados para calcular a taxa de dose na água para ^{137}Cs	75
APÊNDICE E Dados de Entrada para Cálculo <i>MicroShield</i> ®	78
APÊNDICE F Resultados de ensaios por método de imagem	79
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	81

LISTA DE TABELAS

TABELA 1– Classificação dos rejeitos radioativos por nível de atividade	07
TABELA 2 – RDM e RC no Brasil	13
TABELA 3 – Constante específica para radiação gama	16
TABELA 4 – Dados de concentração de atividade em base seca e úmida	17
TABELA 5 – Características físico-químicas da água piscina do reator.	19
TABELA 6 – Relação dos radionuclídeos encontrados nos rejeitos do IEA-R1 e suas principais características nucleares	25
TABELA 7 – Fontes de nêutrons e principais características	29
TABELA 8 – Relação dos coeficientes de atenuação linear para água.....	39
TABELA 9 – Relação dos coeficientes de atenuação mássico μ/ρ (cm ² /g) para diferentes meios	40
TABELA 10 – Constantes para os fatores de <i>Build up</i> para água	43
TABELA 11 – Relação de Tambores e níveis de líquido e sólido	49
TABELA 12 – Dados experimentais das amostras de carvão ativado	50
TABELA 13 – Razão entre alturas e massas das amostras de carvão ativado	50
TABELA 14 – Dados experimentais das amostras de resina	51
TABELA 15 – Relação entre altura e massa das amostras de resina	51
TABELA 16 – Coeficientes angulares e lineares determinados para carvão e resina.....	52
TABELA 17 – Concentrações de atividade em base seca e atividade total para ¹³⁷ Cs e ⁶⁰ Co no sólido.....	54
TABELA 18 – Concentrações de atividade em base seca e atividade total para ¹³⁷ Cs e ⁶⁰ Co na água	55
TABELA 19 – Taxas de dose calculadas manualmente e atividades de ⁶⁰ Co e ¹³⁷ Cs.....	57
TABELA 20 – Comparação das taxas de doses experimental e calculada	58
TABELA 21 – Taxas de doses para ⁶⁰ Co e ¹³⁷ Cs calculadas e experimentais	59
TABELA 22 – Taxas de dose medida e calculada para ¹³⁷ Cs e ⁶⁰ Co	62

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1- Etapas básicas da Gestão de Rejeitos Radioativos: As ações em cada etapa poderão variar de acordo com tipo de rejeito	06
FIGURA 2 - Campos de radiação de referência e as grandezas físicas.....	16
FIGURA 3 - Vista do núcleo do reator IEA-R1	19
FIGURA 4 – Vista dos leitos de resina e carvão ativado	20
FIGURA 5 - Esquema de um circuito do sistema de retratamento	20
FIGURA 6 - Micrografia óptica de resina mista de troca iônica.....	21
FIGURA 7 - Carvão ativado usado no processo de tratamento da água do IEA-R1.....	22
FIGURA 8 - Decaimento radioativo do ^{60}Co	26
FIGURA 9 - Decaimento radioativo do ^{137}Cs	26
FIGURA 10 - Radiografia de tambor de 200 L com objeto de alta densidade na região central (à esquerda); tomografias do tambor (à direita)	27
FIGURA 11 - Objeto metálico de alta densidade com conteúdo líquido (ácido bórico) e sua respectiva radiografia de nêutrons	28
FIGURA 12 - Saturação do carvão em kitassato sob vácuo.....	33
FIGURA 13 - Resina saturada	34
FIGURA 14 - Arranjo experimental para processo de drenagem do carvão e resina após saturação	34
FIGURA 15 – Carvão e resina, saturados e drenados, para determinação do teor de água	35
FIGURA 16 – Arranjo para medir as alturas e as massas de carvão, resina e água	35
FIGURA 17 – Arranjo para radiografia das amostras carvão e resina	36
FIGURA 18 – Arranjo experimental para medição de Taxa de dose	41
FIGURA 19 - Geometria da fonte e do detector para cálculo do fluxo de fótons no ponto P.	44
FIGURA 20 – Interface o usuário do programa <i>MicroShield</i> [®] 9.03	46
FIGURA 21 – Representação dos níveis de água livre e sólido nos tambores.....	48
FIGURA 22 - Relação entre as razões das alturas e massas de água e carvão	51
FIGURA 23 – Relação entre as razões das alturas e massas de água e resina	52
FIGURA 24 – Resina trocada em 1993, taxa de dose ($\mu\text{Sv.h}^{-1}$) em função da distância (cm)	63
FIGURA 25 – Carvão trocado em 1993, taxa de dose ($\mu\text{Sv.h}^{-1}$) em função da distância (cm)	63
FIGURA 26 – Resina trocada em 2003, taxa de dose ($\mu\text{Sv.h}^{-1}$) em função da distância (cm)	64

FIGURA 27 – Carvão trocado em 2003, taxa de dose ($\mu\text{Sv.h}^{-1}$) em função da distância (cm)	64
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
DP	Densidade de Prótons
DTC	<i>Dose to Curie</i>
GRR	Gerência de Rejeitos Radioativos
IAEA	<i>International Atomic Energy Agency</i>
ICRP	<i>International Commission Radiological Protection</i>
IEA-R1	Instituto de Energia Atômica Reator 1
LRR	Laboratório de Rejeitos Radioativos
MW	<i>Mega Watts</i>
MRS	Espectroscopia por Ressonância Magnética
NMR	Ressonância Magnética Nuclear
NRF	Fluorescência por Ressonância Magnética Nuclear
PNE	Plano Nacional de Energia
RC	Radionuclídeo Chave
RDM	Radionuclídeo Difícil de Medir
RDTM	Radionuclídeos Difíceis de Determinar
RFM	Radionuclídeo Fácil de Medir
RIM	Radionuclídeo Impossível de Medir
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande de Sul
USP	Universidade de São Paulo

1 INTRODUÇÃO

1.1 Considerações gerais

O gerenciamento de rejeitos radioativos em instalações nucleares desempenha um papel importante para o funcionamento dessas instalações. Vista por alguns como um dos principais problemas da energia nuclear, a gestão desses subprodutos tem estado na pauta das discussões sobre o uso da tecnologia nuclear. Por um lado, esta tecnologia tem permitido reduzir a emissão de CO₂ e avanços em áreas como medicina, indústria, agricultura, pesquisas científicas e tecnológicas. Por outro lado a geração de rejeitos radioativos tem sido o custo dessas práticas.

No âmbito da geração de energia, a energia nuclear já é uma das maiores fontes de energia elétrica em diversos países. No Brasil, a geração de energia por meio de usinas termonucleares é responsável por cerca de 50% da demanda do Estado do Rio de Janeiro, com 2.007 MW de Angra I e II, uma contribuição que será ampliada em 65% com a entrada em operação de Angra III, já em construção (Brasil, 2007).

Dentro das aplicações nucleares que não envolvem a geração de energia elétrica, a produção de radioisótopos para a medicina e fontes radioativas para a indústria e a pesquisa e aos estudos nas áreas de física nuclear e materiais além de muitas outras, são consideradas atividades essenciais para a sociedade. No Brasil, o Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), localizado no campus da Universidade de São Paulo (USP), é um importante centro para o desenvolvimento dessas aplicações.

Parece evidente que a tecnologia nuclear para produzir energia e todas essas aplicações produz benefícios que justificam o seu uso. Entretanto gerenciar os rejeitos radioativos de forma econômica e segura é um objetivo a ser alcançado para que esses benefícios superem os custos.

O gerenciamento dos rejeitos radioativos, no IPEN, é realizado pela Gerência de Rejeitos Radioativos - GRR. A gestão dos rejeitos inclui o desenvolvimento e a aplicação de métodos para sua caracterização, de forma que a gestão se faça dentro dos limites de segurança e qualidade exigidos pela legislação e recomendados nos padrões de boas práticas de órgãos internacionais.

A caracterização inicial, realizada nos rejeitos *in natura*, tem por finalidade obter o conjunto de características necessário para guiar os processos de tratamento e embalagem; a caracterização final visa obter as informações necessárias à avaliação de segurança em longo prazo e para confirmar que os embalados, prontos a serem enviados ao repositório, estão em conformidade com os requisitos de armazenamento, transporte e deposição estabelecidos nos regulamentos pertinentes (CNEN, 1985).

Nesse contexto, caracterizar rejeitos significa determinar, por meio de medições, amostragens, análises laboratoriais e cálculos, as propriedades físicas, químicas e radiológicas dos rejeitos, relevantes para as etapas seguintes da gestão. Uma das propriedades dos rejeitos é seu inventário radioisotópico. Esse inventário, ou como é também chamado, ativo isotópico, pode ser obtido por modelagem matemática dos processos físicos e químicos que deram origem aos rejeitos, ou pela aplicação de técnicas analíticas e de medição.

Uma característica marcante dos rejeitos radioativos é sua grande variabilidade em termos de forma e composição. Diferenças nas instalações ou diferenças nos insumos e processos podem gerar rejeitos com características variadas. Flutuações nas condições operacionais de uma mesma instalação podem, também, fazer com que os rejeitos mudem de forma e composição. Em consequência, os métodos de caracterização precisam ser flexíveis ou frequentemente adaptados ou substituídos.

Outro fator que impulsiona o desenvolvimento de novos métodos de caracterização dos rejeitos é a evolução das exigências dos órgãos reguladores. Requisitos mais rigorosos sobre a qualidade das informações declaradas em cada recipiente de rejeito exigem métodos mais exatos e mais confiáveis. A GRR vem desenvolvendo esses métodos, tanto para os rejeitos *in natura* produzidos no IPEN ou recebidos de outras instituições, como para os rejeitos finais destinados à deposição.

Parte dos rejeitos gerenciados pela GRR é proveniente do reator IEA- R1, um reator de pesquisa do tipo piscina aberta, que apresenta como característica principal o fato de o núcleo do reator estar imerso em uma piscina de água que serve como líquido refrigerante, moderador de nêutrons e blindagem biológica. Esses rejeitos são provenientes do sistema de retratamento da água da piscina que tem como finalidade a manutenção da sua qualidade, desmineralizando-a e removendo os contaminantes nela presentes.

Os contaminantes radioativos presentes na água da piscina são produtos de ativação, produtos de fissão gerados em falhas ou contaminações nas placas de elementos

combustíveis, contaminações acidentais, por ruptura de cápsulas contendo materiais em processo de irradiação e até mesmo poeira depositada na superfície livre da piscina.

O sistema de retratamento é composto por dois circuitos redundantes, cada um deles constituído por um conjunto de seis filtros fibrosos em paralelo, um leito de resinas de troca iônica misto, um leito de carvão ativado, bombas, tanques, válvulas, tubulação e instrumentos. Enquanto um está em operação o outro está de reserva. A operação é contínua e tem capacidade para tratar 75 L.min^{-1} . O sistema mantém o grau de impurezas da água em torno de 2 ppm de substâncias solúveis e condutividade próxima a $2,0 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (Eletronuclear, 2003; Cegala *et al.*, 1997).

Os filtros e os leitos de carvão ativado e de resina de troca iônica tornam-se radioativos ao reter as substâncias radioativas dissolvidas ou em suspensão na água. Quando esses meios filtrantes perdem a capacidade de manter a condutividade da água de refrigeração dentro dos limites estabelecidos já mencionados, são substituídos e tornam-se, então, rejeitos radioativos.

Os leitos de carvão e resina que já foram substituídos e retirados do reator estão armazenados separadamente em 21 tambores de aço, de 200 litros de capacidade. Cada tambor tem massa e teor de água diferente de modo que a caracterização de todo o conjunto precisa ser feita em cada embalagem separadamente.

Vários trabalhos foram feitos ou estão em andamento na GRR visando completar o repertório de métodos para caracterização desse tipo de rejeito. Isso inclui determinar a homogeneidade, o teor de umidade, o fator de distribuição dos radioisótopos presentes entre a água e os absorvedores ou adsorvedores, o espectro de emissão de raios-gama, a concentração dos radionuclídeos difíceis de medir (RDM), entre outras. Alguns desses métodos envolvem um extenso trabalho de radioquímica e de análises radiométricas, por exemplo, para determinar a concentração de RDM como o ^{14}C , o ^{99}Tc e o ^{129}I . Esses RDM e vários outros radioisótopos são muito relevantes em longo prazo nos depósitos finais do ponto de vista de segurança radiológica, e estão presentes em quantidades significativas nesses rejeitos, mas só podem ser medidos por métodos radioquímicos complexos (Potiens Júnior, 2002; 2006 a; 2006 b; Silva *et al.*, 2009; Taddei *et al.*, 2011; Geraldo, 2012; Taddei *et al.*, 2012).

O presente trabalho busca contribuir para o programa de desenvolvimento de métodos de caracterização inicial em andamento na GRR, para caracterizar os rejeitos do

reator IEA-R1 constituídos de carvão ativado e resina de troca iônica, resultantes das trocas dos leitos realizadas em 1993 e 2003.

Neste estudo, as taxas de kerma no ar de cada embalado em várias distâncias da superfície lateral do tambor foram medidas e os valores foram utilizados para estimar as atividades totais de radioisótopos emissores de raios-gama em cada embalado. Partiu-se da ideia que as atividades presentes podem ser estimadas a partir das taxas de kerma no ar medidas nos embalados, se a proporção entre as atividades dos emissores de raios-gama relevantes for conhecida. Os resultados servirão para complementar as análises radioquímicas já realizadas e poderão ser também utilizados no futuro como método de caracterização que dispense a amostragem e análise radioquímica das amostras, reduzindo assim os custos da caracterização e as exposições ocupacionais tipicamente elevadas que ocorrem nesse tipo de operação.

Outro resultado importante do presente estudo é a determinação das frações de água e de material absorvedor/adsorvedor, presentes na massa total de rejeito em cada tambor. As análises radioquímicas realizadas anteriormente para caracterizar esses rejeitos resultaram em valores de concentração dos radionuclídeos relevantes na massa de sólidos absorvedores/adsorvedores do rejeito, em base seca. Para determinar a atividade total do inventário radioisotópico, é preciso determinar também a massa de sólido em cada tambor.

1.2 Gerenciamento de rejeitos radioativos

Desde o início do século XX, o desenvolvimento na área de tecnologia e ciência das radiações levou às aplicações correntes de tecnologia nuclear em medicina, indústria e pesquisa e, a partir da década de 1950, na geração de energia elétrica por fissão nuclear (IAEA, 1995). Dentro desse contexto o uso correto e seguro de fontes de radiação nessas aplicações é um requisito obrigatório para toda instalação radioativa e nuclear. O gerenciamento de rejeitos radioativos, por ela gerados, deve fazer parte do plano básico de proteção radiológica da instalação.

Dentro dos princípios básicos da proteção radiológica, o gerenciamento de rejeitos radioativos tem por objetivo garantir maior proteção para os seres humanos, seus descendentes, bem como a preservação do meio ambiente, limitando possíveis malefícios para gerações futuras.

De acordo com a Agência Internacional de Energia Atômica (IAEA)¹ (1995) “O objetivo da gestão dos rejeitos radioativos é lidar com o mesmo de forma a proteger a saúde humana e o ambiente, agora e no futuro, sem impor encargos desnecessários às gerações futuras”.

A gestão de rejeitos radioativos abrange um conjunto de atividades técnicas e administrativas que envolvem desde a caracterização primária do material descartado como rejeito até a sua destinação final, após uma ou mais etapas de tratamento.

Todas as etapas do gerenciamento de rejeitos devem ter como objetivo contribuir para que os nove princípios fundamentais, propostos pela IAEA (1995) sejam observados.

Em seus Princípios Fundamentais de Segurança, a IAEA (2006) reforça a idéia de que os rejeitos radioativos devam ser gerenciados hoje de modo a evitar que se imponha às gerações futuras, encargos para a manutenção de sua própria segurança. Em outras palavras, esse princípio diz que aqueles que produzem os rejeitos tem a obrigação de aplicar soluções ‘ambientalmente aceitáveis’ para que sua gestão se faça de forma segura, viável e sustentável.

1.3 Etapas da gestão de rejeitos radioativos

As etapas básicas de uma gestão eficaz dos rejeitos envolvem coleta, transporte, tratamento, acondicionamento, armazenamento e deposição final. A FIG. 1 descreve as principais etapas do gerenciamento.

Uma descrição detalhada, de cada uma das etapas da gestão é desnecessária e basta deixar entendido que é na primeira etapa, a de pré-tratamento, que se faz a caracterização, uma vez que o conhecimento das propriedades do rejeito gerado é essencial para sua classificação, segregação e definição dos requisitos de segurança que serão aplicados nas demais etapas do gerenciamento. É nessa etapa que um material inicialmente tomado como rejeito radioativo poderá ser classificado como resíduo comum e ser descartado obedecendo limites de dispensa estabelecidos pela regulamentação (CNEN, 1985).

¹ Em inglês: *International Atomic Energy Agency* (IAEA).

FIGURA 1- Etapas básicas da Gestão de Rejeitos Radioativos. As ações em cada etapa podem variar de acordo com tipo de rejeito (IAEA, 2000)

Além disso, é nessa etapa também que os rejeitos devem ser classificados com base em critérios qualitativos, como origem, radiotoxicidade, estado físico (sólido, líquido e gasoso) e tipo de emissão (emissores beta/gama ou alfa) e no critério quantitativo de nível de atividade (baixa, média e alta) para obedecer aos regulamentos da CNEN (1985). Há, porém, várias formas de classificação que são relevantes para a gestão dos rejeitos e sua caracterização, que serão apresentadas a seguir.

1.4 Classificação de rejeitos radioativos

Os rejeitos radioativos devem ser classificados por meio de suas propriedades físicas, químicas, biológicas e radiológicas, dentre as quais, os parâmetros mais importantes são (CNEN, 1985): Forma física, volume, massa; Radionuclídeos presentes, tempos de meia-vida, atividade, taxa de exposição; Características às quais se devam associar algum grau de periculosidade como combustibilidade, inflamabilidade, corrosividade, putrescibilidade, patogenicidade etc.

Dessa forma, a classificação ainda em vigor durante a elaboração do presente trabalho distingue as classes de rejeitos de acordo com a forma física, tipo de emissão nuclear, dividindo esses em: classes de baixo, médio e alto nível (CNEN, 1985).

Uma proposta de classificação mais moderna dos rejeitos quanto ao nível de atividade foi feita pela IAEA (2000) e, embora mantendo a nomenclatura de níveis baixo, médio e alto, apresenta critérios distintos daqueles adotados pela CNEN, e que são mostrados na TAB 1.

De acordo com Hiromoto (1999), os rejeitos de nível baixo de atividade não necessitam de blindagem durante seu manuseio e transporte. Tipicamente compreendem materiais ou objetos contaminados, como papéis, luvas, máscaras e peças de vestuário, provenientes de hospitais, instalações de pesquisa e usinas nucleares, e são tratados por compactação ou incineração, antes da deposição final (Brasil, 2007).

TABELA 1 - Classificação dos rejeitos radioativos por nível de atividade (IAEA, 2000)

Classes de rejeito	Características típicas	Opções de deposição
1. Rejeitos Isentos “ <i>Exempt waste</i> ”	Níveis de atividade abaixo dos níveis de eficiência. Dose anual para os membros do público de menos de 0,01 mSv.	Descartado como lixo comum.
2. Rejeitos de Baixa e média atividade (LILW)	Níveis de atividade acima dos níveis de referência e potência térmica abaixo de 2 kW/m ³ . Emissor alfa de vida longa igual ou abaixo de 4 kBq/g.	Repositório de superfície.
2.1 Rejeitos de meia-vida curta (LILW-SL)		
2.2 Rejeito de meia-vida longa (LILWLL)		Deposição geológica.
3. Rejeito de alta atividade (HLW)	Potência térmica acima de 2 kW/m ³ e radionuclídeos de longa vida, excedendo limitações para rejeitos de baixa e média atividade.	Deposição geológica.

Os rejeitos de nível intermediário são aqueles que necessitam de blindagem para o manuseio e transporte e, apesar do seu nível de atividade elevado, não necessitam de resfriamento para impedir aumento de temperatura. Compreendem tipicamente resinas de troca iônica e filtros dos sistemas de tratamento de água das usinas nucleares, algumas fontes seladas, estruturas do núcleo dos reatores nucleares descomissionados. O tratamento adequado desse tipo de rejeito depende da concentração de radionuclídeos de meia-vida

longa, mas necessariamente inclui a imobilização em uma matriz sólida, como cimento ou betume, antes da deposição final.

Rejeitos de alta atividade são aqueles que necessitam de blindagem e resfriamento, visto que têm potência térmica suficiente para aumento significativo da temperatura acima da temperatura ambiente. São resultantes das operações de reprocessamento de combustível irradiado ou o próprio combustível nuclear, quando não há reprocessamento. Esse tipo de rejeito necessita de resfriamento por muitos anos e imobilização em vidro ou outros materiais duráveis antes da deposição final.

Quanto ao tempo de decaimento, os rejeitos podem ser classificados em meia-vida curta, média ou longa.

Quanto à caracterização, há ainda duas formas de classificação: uma que leva em conta a pré-existência de informações produzidas pelo gerador sobre as propriedades do rejeito e outra que leva em conta a sua complexidade e variabilidade.

Na primeira forma de classificação, ‘rejeitos novos’ são aqueles que possuem uma ‘história’ rastreável e que só dependem de terem a caracterização completada para serem tratados adequadamente. Os rejeitos que foram gerados antes que os regulamentos pertinentes houvessem entrado em vigor e para os quais faltam pelo menos algumas informações relevantes são chamados ‘rejeitos antigos’ ou ‘rejeitos históricos’. Nestes casos rejeitos estão, em geral, em estado bruto ou parcialmente tratados ou, o que é pior, estão tratados de forma inadequada e não cumprem com os critérios de aceitação nos repositórios.

Na segunda forma de classificação, aplicável a rejeitos novos, há quatro tipos: rejeitos simples-estáveis, simples-variáveis, complexos-estáveis e complexos-variáveis (IAEA, 2007). Um rejeito simples é um rejeito homogêneo; um rejeito estável é aquele que é gerado sempre com as mesmas características. Assim, as resinas de troca iônica e o carvão ativado, gerados pelo IEA-R1, são enquadrados como rejeitos simples e estáveis. São simples por serem constituídos somente de água e um sólido granulado em suspensão. São estáveis porque o mesmo tipo de resina de troca iônica e o mesmo tipo de carvão ativado são usados ao longo do tempo. Entretanto na prática, as diferenças encontradas entre os tambores de resina e carvão dificultaram a caracterização desses rejeitos, como discutido mais adiante.

1.5 Caracterização de rejeitos radioativos

No Brasil, o gerenciamento de rejeitos radioativos é regulamentado pela Comissão Nacional de Energia Nuclear. A CNEN por meio da NN-6.09 “Critérios de Aceitação para Deposição de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Nível de Radiação” (CNEN, 2002) estabelece os critérios de aceitação para os rejeitos poderem ser depositados em um repositório a ser construído futuramente no país.

De acordo com esse regulamento: “O tipo, composição e conteúdo de radionuclídeos do produto devem ser conhecidos e documentados com suficiente precisão para apresentar evidências de sua conformidade com os limites autorizados.” (CNEN, 2002). Assim, a caracterização de todo e qualquer rejeito radioativo, gerado em atividades nucleares ou não, é um requisito legal.

Caracterizar os rejeitos significa determinar, por meio de medições, amostragens e análises laboratoriais, e quando necessário, cálculos e modelagem, as propriedades físicas, químicas e radiológicas relevantes para as etapas seguintes da gestão dos rejeitos. Essa caracterização é feita em duas etapas: na primeira, a caracterização inicial, realiza-se a caracterização dos rejeitos *in natura*, na forma como são recebidos para tratamento; na segunda, a caracterização final, é realizada a caracterização do produto final dos rejeitos, na forma como serão colocados no repositório. A caracterização final permite assegurar a qualidade do produto final levando-se em consideração as características físico-químicas, entre as quais homogeneidade, permeabilidade, resistência mecânica, resistência à radiação, entre outras. É a essa etapa de caracterização que a regulamentação da CNEN se refere.

Contudo, embora não exigida explicitamente na regulamentação da CNEN, a caracterização inicial é necessária para a seleção de processos e métodos apropriados de tratamento e imobilização. Conhecer a atividade em cada embalado de rejeito *in natura* é muito importante para a radioproteção ocupacional durante as operações de tratamento, armazenamento e transporte, além de servir, também, para a avaliação preliminar da segurança no local de deposição final (ISO, 2007).

Com a finalidade de proporcionar aos países membros um guia para estabelecer métodos de caracterização, a IAEA publicou o guia Metodologia e Estratégias para Caracterização de rejeitos Radioativos (IAEA, 2007) que recomenda três formas principais para caracterização dos rejeitos: conhecimento do processo que gera o rejeito; ensaios não destrutivos e análise destrutiva.

A principal característica que esses métodos abordam para a caracterização é o inventário radioisotópico presente no rejeito radioativo. Nos rejeitos gerados em reatores de pesquisa que utilizam combustíveis de baixo de enriquecimento, esse inventário contém produtos de fissão, produtos de ativação de elementos estruturais, principalmente do núcleo do reator, e os elementos transurânicos formados no combustível nuclear a partir das reações de captura de nêutrons pelos isótopos de urânio.

Alguns desses radionuclídeos produzidos têm grande probabilidade na fissão, são emissores de raios-gama com frequência de emissão alta para cada decaimento e emitem raios-gama com energia suficiente para serem detectados facilmente por instrumentos dispostos nas proximidades das embalagens. Contudo, outros radionuclídeos são de detecção difícil por não apresentarem pelo menos uma das características acima. Assim, emissores de partículas-alfa ou partículas-beta sem emissão de raios-gama ou emissores de raios-gama de baixa energia ou baixa frequência, por exemplo, são de difícil detecção.

A seguir, se discute a questão dos métodos de caracterização, tendo em vista a possibilidade de analisar quantitativamente a presença do radionuclídeo no rejeito, por meio de espectrometria gama na embalagem do rejeito.

1.6 Caracterização radioisotópica de rejeitos

Por caracterização radioisotópica se entende a determinação do inventário de radionuclídeos presentes no rejeito. Como já se afirmou antes, a determinação das atividades dos radionuclídeos presentes no rejeito pode ser feita por medições, cálculos ou quaisquer outros métodos que indiquem essa composição. Nem sempre é possível medir as concentrações ou as atividades totais de alguns radionuclídeos. Em função disso, os radionuclídeos presentes em rejeitos radioativos podem ser classificados como:

- Radionuclídeos de difícil medição;
- Radionuclídeos de fácil medição;
- Radionuclídeos de medição impossível.

Os ‘radionuclídeos de difícil medição’ (RDM) só podem ser caracterizados por meio de análises laboratoriais em amostras dos rejeitos, visto que são emissores gama de

baixa energia ou são emissores alfa ou beta puros, ou estão presentes em quantidades insuficientes para detecção direta nas embalagens, embora sejam significantes do ponto de vista radiológico, em particular na avaliação de segurança em longo prazo do repositório onde serão dispostos.

Os radionuclídeos fáceis de medir, aqueles com as características destacadas antes e que podem ser determinados através de medições diretas das embalagens, são chamados, pelo método recomendado pela IAEA, de ‘radionuclídeos chave’ (RC). Esse nome deriva do fato de que são utilizados como referência para a determinação do inventário de outros radionuclídeos, pelo método chamado de Fatores de Escala. Nesse método, uma vez que se possa estabelecer uma correlação entre as atividades de RC e RDM, se usam essas correlações para fazer o inventário radioisotópicos completo dos rejeitos.

Por fim, radionuclídeo de medição impossível são aqueles indetectáveis ou cujas características físicas e radiológicas permitem medição, pelos métodos disponíveis hoje, somente com resultados tão incertos que precisam ser ignorados no programa de determinação do inventário.

Muitos dos RDM têm significância radiológica elevada, são de meia-vida longa e alta radiotoxicidade, devendo ser levados em consideração no programa de caracterização. Porém, nenhum dos radionuclídeos de medição impossível, que possam estar presentes em rejeitos de reatores de pesquisa, são significantes radiologicamente e, por isso, podem ser negligenciados no estabelecimento dos programas de caracterização (IAEA, 2007).

A caracterização dos RC pode ser, portanto, feita por métodos não destrutivos e a dos RDM só pode ser feita por métodos destrutivos, com retirada, processamento e medição de amostras dos rejeitos (ISO, 2007; Poncet, 2007; Remeikis *et al*, 2008, Toma *et al*, 2012).

1.7 Métodos e dados preliminares para Caracterização

1.7.1 Caracterização por fatores de escala

A IAEA (2009) recomenda que os órgãos reguladores dos países membros aceitem a determinação do inventário radioisotópico de rejeitos por meio da utilização do método dos Fatores de Escala.

Em várias ocasiões, a correlação entre as atividades dos RC e dos RDM é mais complexa do que simplesmente um fator multiplicativo, o FE, e se observa, nesses casos, que as atividades se relacionam por meio de Funções de Correlação. Por simplicidade, se dá o nome de método de Fatores de Escala, embora os dois tipos de correlação possam estar presentes. Quando a relação entre as atividades pode ser estabelecida por um FE, quaisquer que sejam as atividades dos RC presentes no rejeito, a atividade dos RDM são determinadas pela multiplicação da atividade dos RC pelos FE. Quando a relação entre as atividades varia para cada valor de atividade do RC, as atividades dos RDM são obtidas por meio da multiplicação da atividade do RC pelo fator correspondente fornecido por essas funções.

O método de obtenção dos FE é excessivamente extenso para ser descrito aqui, mas alguns detalhes podem ser discutidos.

No Brasil, os FE são obtidos pela média geométrica das determinações das atividades realizadas nas análises radioquímicas dos RC e dos RDM (Taddei, *et al* 2012; Taddei *et al* 2013). Outros países, como Japão, Eslovênia e Reino Unido, usam a média aritmética das determinações de atividade, a qual tende a apresentar um valor mais conservador, porém menos preciso para os FE e, por conseguinte, para a atividade dos rejeitos (IAEA, 2009).

Os critérios para escolha dos RC são:

- A atividade dos RC deve ter correlação com a dos RDM;
- O RC deve estar presente no rejeito em quantidades significativas;
- O RC deve ter meia-vida suficientemente longa para ser detectável quando o rejeito for caracterizado;
- O RC deve ter emissões gama com frequência e energia suficientemente altas para permitir a detecção por espectrometria dos embalados;
- É preferível que o comportamento químico dos RC e RDM seja semelhante, por exemplo, quando sejam isótopos do mesmo elemento químico.

A lista de RC e RDM escolhidos para a caracterização dos rejeitos radioativos procedentes de reatores nucleares de potência do Brasil é apresentada na TAB. 2.

TABELA 2 – RDM e RC no Brasil (Terremoto, 2007)

Radionuclídeos de difícil medição (RDM)	Radionuclídeo Chave (RC)
^{14}C , ^{55}Fe , ^{59}Ni , ^{63}Ni , ^{93}Zr , ^{94}Nb , ^{99}Tc , $^{108\text{m}}\text{Ag}$	^{60}Co
^{135}Cs	^{137}Cs
^{90}Sr , ^{129}I , ^{239}Pu	^{60}Co , ^{137}Cs
^{238}U , ^{238}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu , ^{242}Pu , ^{241}Am , ^{242}Cm , ^{243}Cm , ^{244}Cm	$^{239}\text{Pu}^*$

*O radionuclídeo ^{241}Pu é considerado tanto RDM como RC.

1.7.2 Caracterização por meio de medidas de taxa de kerma

Entre as tarefas do processo de caracterização, a determinação da atividade dos rejeitos é a de maior importância do ponto de vista de proteção radiológica. Os métodos para a determinação ou estimativa das atividades já apontadas neste trabalho envolvem, em geral, a manipulação de amostras do rejeito em ensaios destrutivos. Porém, há métodos alternativos com ensaios não destrutivos para se estimar as atividades com razoável exatidão, por meio da medida da taxa de dose no embalado.

Um estudo realizado por Zoeger e Brandl (2011) para propor uma solução adequada para a determinação das atividades dos rejeitos radioativos armazenados no *Austrian Interim Radiological Waste Storage Facility*, consistiu na utilização de taxas de doses obtidas em alguns pontos pré-definidos e na posterior utilização de modelagem por Monte Carlo para estimar as atividades presentes. Nesse estudo, os tambores foram tomados como fontes radioativas homogêneas, utilizando ^{60}Co e ^{137}Cs como principais emissores gama e fazendo estimativas conservadoras sobre as atividades. Medidas de taxa de kerma foram obtidas de acordo com a disposição no armazenamento provisório. Os tambores foram arranjados em duas fileiras contendo três tambores cada uma, sobre *pallets* de madeira. As medidas de taxa de kerma foram obtidas no meio da altura dos tambores e de vários ângulos sobre os tambores. (Zoeger e Brandl, 2011).

A determinação da atividade contida em um embalado por meio da medida da taxa de kerma é uma prática comumente utilizada em gerenciamento de rejeitos. Fazendo modelagem pelo método de Monte Carlo ou o método de *point-kernel* e fatores de *Build up* determinam a atividade em rejeitos radioativos provenientes de reatores nucleares e instalações radiativas (Kloosterman e Hoogenboom, 1988; Herman, 1991; Antilla, 1996; Potiens Júnior e Hiramoto, 2002; Prokhorets *et al*, 2007).

De acordo com o National Research Council (2002) o método *dose-to-curie* (DTC) consiste em correlacionar a medição da taxa de dose na superfície dos rejeitos com as distribuições isotópicas documentadas através da utilização de fatores de conversão empiricamente desenvolvidos. Como já discutido, as estimativas de atividade também podem basear-se na medição da atividade de um indicador (por exemplo, ^{137}Cs) e a correlação dessa atividade com a dos outros radionuclídeos.

Embora o método de conversão *dose-to-curie* seja uma maneira simples e rápida de estimar o inventário radioisotópico, um estudo de Young-Yong (2011) que converte a taxa de dose medida em atividade por meio do código Monte Carlo (MCNP), alerta para a necessidade de considerar adequadamente o processo de medição. Atenção deve ser dada à calibração do instrumento e à interpretação dos valores registrados pelo detector a fim de fazer a conversão de *dose-to-curie* de forma correta.

A taxa de dose medida por um detector nas proximidades do embalado contendo rejeitos pode ser interpretada como sendo taxa de dose absorvida ou taxa de exposição. A determinação da grandeza a ser usada deve estar relacionada a calibração realizada no equipamento medidor de radiação usado nesse processo e a fatores de conversão de kerma no ar para a grandeza operacional de interesse. Estes valores são apresentados em publicação da ICPR (1997).

1.7.3 Grandezas e unidades de radiação

A fim de interpretar corretamente as grandezas e posteriormente utilizá-las corretamente na determinação da atividade de rejeitos radioativos, segue-se uma breve descrição das principais grandezas aplicadas a este trabalho bem como suas relações.

Atividade (A) é definida como número de desintegrações nucleares que ocorrem em uma quantidade de material durante um determinado período de tempo. Sua unidade é o becquerel (Bq) que corresponde a uma desintegração por segundo, porém a unidade antiga curie (Ci), que equivale a 37 GBq ainda é bastante utilizada pela classe médica e por universidades americanas.

A grandeza Dose Absorvida (D) é definida como a quantidade de energia transferida para um dado meio material por meio da ionização e excitação sofridas por esse meio. A unidade do Sistema Internacional é chamada de gray (Gy) e a unidade antiga para a dose absorvida é o rad (*radiation absorbed dose*). A equivalência entre Gy e rad é dada por $1 \text{ Gy} = 100 \text{ rad}$.

A grandeza exposição (X) mede a quantidade de íons formados pela interação de fótons X ou gama no ar. Equivale à soma das cargas elétricas produzidas por unidade de massa do ar, quando elétrons provenientes das ionizações causadas pela interação dos fótons com o meio, dissipam toda sua energia cinética no ar (Dimenstein e Hornos, 2004; Chabot, 2011). No Sistema Internacional de unidades, exposição é medida em coulombs por quilograma (C/kg) e não tem uma unidade especial. A unidade antiga de exposição era o roentgen (R) que equivale a $2,58 \times 10^{-4}$ C/kg (UFRGS, 2006).

A relação entre dose absorvida (Gy ou rad) e exposição no ar (R/h) ou ainda taxa de dose absorvida e taxa de exposição no ar, pode ser dada por meio da multiplicação do fator 0,87 para obtenção da dose absorvida no ar (em rad) ou ainda a taxa de dose absorvida no ar (UFRGS, 2006).

A grandeza kerma (*kinetic energy released per unit of mass*) é a energia cinética liberada por unidade de massa, ou seja, é a soma de todas as energias cinéticas iniciais de todas as partículas carregadas liberadas pela incidência de radiação em uma determinada massa de material. A unidade para kerma é o joule por quilograma para a qual a unidade especial no Sistema Internacional é também o gray (Gy).

Na medida da dose absorvida, considera-se o valor médio da energia absorvida pelo meio, enquanto que para a medida do kerma, a energia total transferida para o meio é considerada. Quando ocorre equilíbrio eletrônico, essas duas grandezas se igualam. Em geral os valores de taxa de dose e de dose equivalente ambiental são encontrados a partir da multiplicação dos valores de Kerma no ar por 1,20 e 1,16 Sv/Gy para ^{137}Cs e ^{60}Co , respectivamente (IAEA, 2000). Entretanto há circunstâncias em que as unidades devem ser avaliadas para uma interpretação correta dos valores dados pelo sistema de detecção. A FIG. 2 apresenta as principais relações entre grandezas utilizadas em sistemas de calibração de sistemas dosimétricos como detectores.

As constantes específicas para radiação gama consistem em valores tabelados que indicam a intensidade da exposição, do kerma ou da dose a uma distância unitária de uma fonte puntiforme de radiação, com atividade unitária, por unidade de tempo, considerando a frequência e a energia dos fótons emitidos em cada desintegração da fonte. A TAB. 3 apresenta valores da constante específica para radiação gama para os principais radionuclídeos relacionados a esse trabalho.

FIGURA 2 - Campos de radiação de referência e as grandezas físicas (IAEA, 2000)

TABELA 3 - Constante específica para radiação gama (UFRGS, 2006)

Radionuclídeo	Constante específica de Radiação Gama ($R.m^2$)/(Ci.h ⁻¹)
⁶⁰ Co	1,32
¹³⁷ Cs	0,33

1.7.4 Dados preliminares dos rejeitos provenientes do IEA-R1

Como já se afirmou anteriormente, a GRR conduz um programa de caracterização de rejeitos, cuja a amostragem inclui 21 tambores de 200 L cada um, contendo carvão ativado e resina de troca iônica procedentes do sistema de retratamento de água do reator IEA-R1. Estudos anteriores ou em andamento na GRR empregaram análises radioquímicas para determinação das concentrações de atividades dos RC e dos RDM em amostras desses rejeitos (TAB. 4) (Geraldo, 2012; Taddei *et al*, 2012, Taddei *et al*, 2013).

TABELA 4 – Dados de concentração de atividade em base seca e úmida (Taddei *et al* 2012; Taddei 2013)

Nº Tambor	Concentração (base seca) (Bq/g ¹) ⁶⁰ Co	Concentração (base seca) (Bq/g ¹) ¹³⁷ Cs	Concentração (base úmida) (Bq/cm ³) ⁶⁰ Co	Concentração (base úmida) (Bq/cm ³) ¹³⁷ Cs
1	3,78E+04	5,73E+01	0,00E+00	0,00E+00
2	2,53E+04	1,15E+02	1,48E+00	1,18E-01
3	3,59E+04	3,68E+01	0,00E+00	0,00E+00
4	2,35E+04	1,32E+02	2,89E+01	4,05E+00
5	1,40E+04	1,06E+02	1,25E+01	2,94E+00
6	1,80E+04	9,60E+01	6,28E+00	9,49E-01
7	3,74E+04	1,94E+02	7,98E+00	3,98E-01
8	2,82E+04	1,57E+02	3,79E-01	1,61E+00
9	2,23E+04	1,26E+02	1,36E+01	4,04E-01
10	3,46E+04	3,39E+03	0,00E+00	0,00E+00
11	3,16E+04	4,17E+02	0,00E+00	0,00E+00
12	2,98E+04	4,42E+02	0,00E+00	0,00E+00
13	3,91E+04	1,11E+02	0,00E+00	0,00E+00
14	3,07E+04	2,55E+02	0,00E+00	0,00E+00
15	2,43E+04	2,01E+02	7,76E+00	1,11E+00
16	2,25E+04	1,84E+03	4,19E-01	8,56E-01
17	5,05E+04	1,59E+02	4,19E-01	8,56E-01
18	4,56E+04	1,63E+02	3,10E-02	4,84E-01
19	5,04E+04	1,62E+02	1,78E+00	4,89E-01
20	5,56E+01	<AMD	5,60E+00	1,48E-01
21	4,67E+04	1,70E+02	3,03E-01	1,89E-01

Muitas das características desses rejeitos já são conhecidas previamente por informação do gerador ou podem ser inferidas pela história de operação da instalação.

O reator IEA-R1 (FIG. 3) foi o primeiro reator de pesquisa a entrar em operação no hemisfério sul. Teve sua primeira criticalidade em 16 de setembro de 1957 (Marcellino e Mattar Neto, 2010) e entrou em operação rotineira em 25 de janeiro de 1958. Em meados de 2005 teve sua potência de operação aumentada de 2 MW para 5MW. Possui um núcleo aberto localizado dentro de uma piscina com 272 m³ de água desmineralizada, sendo o fluxo médio de nêutrons térmicos $3,45 \cdot 10^{13}$ nêutrons/cm².s, para o reator operando com potência 5 MW (Zanh, 2007; Terremoto, 2004). A FIG. 3 é uma fotografia do núcleo do reator, tirada desde a borda da piscina.

Esse reator é resfriado e moderado por água leve, a qual serve também de blindagem biológica para os operadores. As condições físico-químicas da água devem ser mantidas dentro dos limites apresentados na TAB. 5. Para isso, a instalação dispõe de um sistema de tratamento para abastecer a piscina e repor perdas e dispõe de um sistema de retratamento para manter as condições de operação dentro dos limites. O sistema de retratamento é constituído por dois circuitos com unidades filtrantes independentes. Cada um contém um filtro de carvão ativado e um leito de resinas de troca iônica mista, sendo que um é mantido no modo reserva enquanto outro realiza o tratamento da água. A FIG. 4 é uma fotografia de um dos circuitos, mostrando à frente o leito de carvão ativado e ao fundo o leito de resina de troca iônica. O outro circuito está localizado à esquerda desse e não é visível na fotografia. A reversão entre os dois circuitos ocorre quando a unidade em operação é incapaz de manter a condutividade da água próxima a $2,0 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, sendo a troca feita por via remota da sala de controle do reator (Sauer *et al*, 2005; Cegala *et al*, 1997). A FIG. 5 é o esquema de um dos circuitos do sistema de retratamento.

FIGURA 3 – Vista do núcleo do reator IEA-R1 (Marcelino e Neto, 2010)

TABELA 5 - Características físico-químicas da água piscina do reator (Cegalla *et al*, 1997)

Parâmetro	Valor
Condutividade	< 2,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$
pH	5,5 à 6,5
Alumínio	< 0,02 mg/l
Ferro	< 0,001 mg/l
Sódio	< 0,4 mg/l
Cálcio + Magnésio	< 0,6 mg/l
Cloreto	< 0,2 mg/l

FIGURA 4 – Vista dos leitos de resina e carvão ativado (Sauer *et al*, 2005)

FIGURA 5 – Esquema de um circuito do sistema de retratamento (Sauer *et al*, 2005)

Os contaminantes removidos pelo sistema de retratamento são impurezas que estejam eventualmente presentes na água da piscina, incluindo radionuclídeos produtos de fissão, ativação e actínídeos. Os dois leitos se complementam na remoção desses contaminantes, por meio de processos físico-químicos de troca iônica na resina e adsorção no carvão ativado.

A troca iônica é o processo de substituição de íons presentes numa solução por íons presentes na resina. É um processo químico no qual íons de uma determinada carga (cátions ou ânions) colocados em uma solução, são trocados por quantidades equivalentes de outros íons de mesma carga, liberados por um sólido (trocador de íons) (Gonzales, 2001; Resinas de Troca Iônica, 2005). A eficiência do processo de substituição dos íons da solução pode chegar a 99,99%.

FIGURA 6 – Micrografia óptica de resina mista de troca iônica

Resinas de troca iônica (FIG. 6) podem ser classificadas por meio de grupos funcionais: a) resinas trocadoras de cátions fortemente ácidas ou fracamente ácidas; b) resinas trocadoras de ânions fortemente básicas ou fracamente básicas.

As resinas utilizadas no sistema de retratamento da água do reator IEA-R1 são catiônicas fortemente ácidas e aniônicas fortemente básicas, sendo que os sítios de troca das resinas catiônicas estão na forma H^+ e os das aniônicas na forma OH^- .

Os tanques de resinas estão localizados no subsolo do prédio do reator e são do tipo leito misto. Os tanques são de aço inoxidável, com 0,610 m de diâmetro e 1,52 m de altura e tem capacidade de armazenamento de 130 litros de resina catiônica e aniônica (Sauer *et al*, 2005).

Durante o ciclo de operação do leito de resina, ocorrem duas fases, sorção e lavagem. A primeira corresponde à saturação da resina, e a segunda à sua regeneração. No processo de lavagem, as resinas catiônicas são separadas das aniônicas e regeneradas por meio da passagem de ácido sulfúrico concentrado que devolve aos sítios ativos o H^+ . As aniônicas são regeneradas pela passagem de hidróxido de sódio concentrado que devolve o grupo OH^- aos sítios ativos. Como, porém, menos de 100% dos sítios ativos é recuperado nesse processo, ao fim de alguns ciclos, a capacidade de troca iônica da resina fica abaixo da desejada e elas são, então, retiradas do sistema de filtração do circuito primário do reator, passando a ser consideradas rejeito radioativo e encaminhadas para a GRR.

O carvão ativado é composto basicamente por carbono na forma de grafite, mas apresentando alta porosidade e capacidade de adsorção. O termo ativado refere-se ao processo de pirólise (aquecimento em atmosfera inerte) de materiais vegetais, como casca de coco ou nó de madeira, seguido da exposição a vapor de água em alta temperatura, que provoca um grande aumento da porosidade do material por meio da remoção de hidrocarbonetos (Geraldo, 2012). Os poros formados têm uma área superficial muito grande que facilitam a adsorção de moléculas de outras substâncias por forças de Van der Waals (Patrick, 1995). No sistema de retratamento da água do reator, o carvão retém matéria orgânica, cloretos e outros compostos dissolvidos na água da piscina. Na FIG. 7, é apresentada uma fotografia do carvão ativado granulado contido num tambor de rejeito.

Os tanques de carvão ativado do circuito de retratamento da água do reator IEA-R1 são de aço inoxidável, com 0,914 m de diâmetro e 1,52 m de altura e têm capacidade para armazenar até 500 litros cada um (Sauer *et al*, 2005).

FIGURA 7 – Carvão ativado usado no processo de tratamento da água do IEA-R1

Desde o início da operação do IEA-R1, em 1957, foram realizadas apenas duas trocas dos filtros de carvão e leitos de resina do sistema, em 1993 e 2003. Para o primeiro período, a operação de 8 horas por dia em 4 dias por semana, com potência de até de 2MW e com duas campanhas anuais de regeneração, são as razões apresentadas para justificar o longo período de operação sem substituição (Geraldo, 2012; Sauer *et al*, 2005).

De acordo com a IAEA (2007) a homogeneidade do rejeito radioativo pode ser avaliada por meio da medição das concentrações de ^{60}Co e ^{137}Cs em amostras retiradas de diferentes regiões do embalado. Variações de concentração dentro do intervalo de $\pm 30\%$, ao redor da média, permitem classificá-lo como homogêneo, ou seja, rejeito simples e estável (IAEA, 2007).

A principal fonte de incertezas na caracterização dos tambores de resina e carvão é a pouca homogeneidade. O coeficiente de distribuição de radioisótopos entre água e absorvedores ou adsorvedores, de acordo com estudos anteriores, varia em diferentes tambores e há diferenças de concentração entre diferentes tambores e mesmo em pontos distintos dentro do mesmo tambor.

As variações nas propriedades do carvão e da resina, tornam difícil a obtenção de amostras representativas, tornando necessárias muitas medições. Além do mais, a umidade e homogeneidade de um rejeito radioativo também podem variar dentro do mesmo embalado. No caso da resina e carvão, alguns dos 21 tambores apresentam água sobrenadante, outros apresentam água abaixo do nível da resina ou carvão, e alguns tambores não apresentavam água livre.

Um estudo realizado por Taddei *et al* (2011) no qual se avaliou a homogeneidade da resina de troca iônica provenientes do IEA-R1, consistiu na obtenção de amostras de poucas gramas de resina em três alturas, inferior, média e superior dos tambores. As amostras foram secas em estufas por 24 horas à 80°C e contadas em detector gama Canberra modelo GX 2020, com eficiência de 22,6 %. A avaliação da homogeneidade foi feita com base na distribuição das concentrações dos radionuclídeos ^{60}Co e ^{137}Cs , conforme recomendação da IAEA (2007). Considerando rejeitos de mesmo lote ou dentro do mesmo tambor, os resultados obtidos indicaram que os rejeitos avaliados não são homogêneos.

No caso dos tambores com água sobrenadante, a água apresentou níveis de radioatividade várias ordens de grandeza inferior aos dos sólidos. Isso é esperado porque os radionuclídeos contaminantes tendem a ficar retidos no interior dos adsorvedores e

absorvedores e apenas uma pequena fração fica em solução ou suspensão na água sobrenadante. Devido a isso, e também às diferenças nos valores de massa específica, no caso das resinas catiônica e aniônica, a concentração de atividade difere não apenas entre cada tambor, mas também entre diferentes alturas dentro do mesmo embalado.

1.7.5 Radionuclídeos relevantes em rejeitos de reatores nucleares

A TAB. 6 apresenta a relação dos radioisótopos mais importantes do ponto de vista do gerenciamento de rejeitos e da radioproteção. Os radionuclídeos que possuem características adequadas para uma caracterização por medida direta da radiação gama emitida são o ^{60}Co e o ^{137}Cs . Ambos emitem fótons gama com energia e frequência de emissão que possibilitam a detecção por meio de espectrometria gama das embalagens (US NRC, 1982).

TABELA 6 - Relação dos radionuclídeos encontrados nos rejeitos do IEA-R1 e suas principais características nucleares (IAEA, 2003)

RN*	Modo de produção	T _{1/2}	Modo decaimento	E _γ (MeV)	Yield (%)	R.F.**
³ H	⁶ Li(n,γ)	12,3 a	β ⁻		100	³ He
¹⁴ C	¹³ C(n,γ)	5,7 x 10 ³ a	β ⁻		100	¹⁴ N
⁵⁵ Fe	⁵⁴ Fe(n,γ)	2,7 a	EC†			⁵⁵ Mn
⁶⁰ Co	⁵⁹ Co(n,p)	5,3 a	β ⁻	1,17	100	⁶⁰ Ni
				1,13	100	
⁵⁹ Ni	⁵⁸ Ni(n,γ)	7,6 x 10 ⁴ a	EC	0,81	86	⁵⁹ Co
⁶³ Ni	⁶² Ni(n,γ)	100 a	β ⁻		100	⁶³ Cu
⁹⁰ Sr	Fissão	29,1 a	β ⁻		100	⁹⁰ Y
⁹⁴ Nb	⁹³ Nb(n,γ)	20,3 x 10 ³ a	β ⁻	0,70	100	⁹⁴ Mo
				0,87	100	
⁹⁹ Tc	Fissão	2,1 x 10 ⁵ a	β ⁻		100	⁹⁹ Ru
	⁹⁸ Mo(n,γ)					
¹²⁹ I	Fissão	15,7 x 10 ⁶ a	β ⁻	0,04	7,50	¹²⁹ Xe
¹³⁵ Cs	Fissão	2,3 x 10 ⁶ a	β ⁻		100	¹³⁵ Ba
¹³⁷ Cs	Fissão	30 a	β ⁻	0,661	95	¹³⁷ Ba
²³⁴ U	Fissão	24,5 x 10 ⁴ a	α	0,05	0,12	²³⁰ Th
				0,12	0,04	
²³⁵ U	Fissão	70,4 x 10 ⁷ a	α	0,19	54	²³¹ Th
²³⁸ U	Fissão	4,47 x 10 ⁹ a	α	0,05	0,07	²³⁴ Th
²³⁸ Pu	²³⁷ Np(n,γ)	87,7 a	α	0,04	0,04	²³⁴ U
				0,10	0,01	
²³⁹ Pu	²³⁸ U(n,γ)	2,4 x 10 ⁴ a	α	0,00	99,9	²³⁵ U
²⁴⁰ Pu	²³⁹ Pu(n,γ)	6,5 x 10 ³ a	α	0,05	0,05	²³⁶ U
				0,10	0,01	
²⁴¹ Pu	²⁴⁰ Pu(n,γ)	14,4 a	β ⁻	0,15	0,0002	²³⁷ U
²⁴² Pu	²⁴¹ Pu(n,γ)	3,7 x 10 ⁵ a	α	0,04	0,04	²³⁸ U
²⁴¹ Am	²⁴¹ Pu(β ⁻)	432 a	α	0,06	0,36	²³⁷ Np
²⁴³ Cm	²⁴² Cm(n,γ)	28,5 anos	α	0,21	3,30	²³⁹ Pu
²⁴⁴ Cm	²⁴³ Cm(n,γ)	18,1 anos	α	0,04	0,03	²⁴⁰ Pu

*Radionuclídeo. ** Radionuclídeo filho †Captura eletrônica

O ⁶⁰Co é formado principalmente por captura de nêutrons pelo ⁵⁹Co e reação n,p com o ⁶⁰Ni. O elemento descoberto por Georg Brandt em 1735 possui um único isótopo estável, o ⁵⁹Co de um total de 27 isótopos e está presente nas ligas metálicas das estruturas do núcleo do reator, passando para a água de resfriamento do reator por corrosão. Os isótopos mais estáveis deste elemento são ⁶⁰Co, o ⁵⁷Co e o ⁵⁶Co com meias-vidas de 5,27 anos, 271,79 dias e 70,86 dias, respectivamente. O ⁶⁰Co, decai por emissão β⁻

com energia de 0,31 MeV emitindo dois fótons γ de alta energia: 1,17 e 1,33 MeV para ^{60}Ni (FIG. 8). A emissão gama do ^{60}Co é facilmente detectada por meio de espectroscopia gama, se tornando assim um importante radionuclídeo para medições em rejeitos radioativos.

FIGURA 8 - Decaimento radioativo do ^{60}Co (ICRP, 1983)

O ^{137}Cs é um produto de fissão. O elemento foi descoberto em 1860 por Kirchhoff e Bunsen, por meio de análise de água mineral na Alemanha (Nautilus, 2004), tem ocorrência natural e ampla pela crosta terrestre, em quantidades pequenas, porém bem distribuídas entre mar e rochas sedimentadas. Possui mais de 30 isótopos conhecidos, dos quais apenas o ^{133}Cs tem ocorrência natural. Os isótopos mais estáveis são ^{134}Cs (2,07 anos), ^{135}Cs ($2,3 \times 10^6$ anos) e ^{137}Cs (30,3 anos). Os demais isótopos apresentam meias vidas entre 0,58 segundos e 6,2 horas.

O ^{137}Cs decai por emissão β^- com energia de 0,514 MeV para $^{137\text{m}}\text{Ba}$ ou com energia de 1,176 MeV para ^{137}Ba . O decaimento do estado metaestável do ^{137}Ba emite um fóton γ de 0,662 MeV conforme representado na FIG. 9.

FIGURA 9 - Decaimento radioativo do ^{137}Cs (ICRP, 1983)

1.7.6 Inspeção de embalados de rejeitos por métodos de imagem

A caracterização física de rejeitos radioativos envolve a inspeção visual a fim de determinar a forma física, entre outras características importantes para o posterior tratamento do rejeito. Várias técnicas de ensaios não destrutivos (END) podem ser empregadas para essa caracterização, entre elas técnicas que envolvam radiografias com raios X, bem como outras técnicas de imagem que permitam uma avaliação do conteúdo e forma dos rejeitos nos embalados (IAEA, 2006). Embora não se vá fazer aqui uma discussão sobre os fundamentos teóricos dessas técnicas, é importante apontar que são métodos com potencial de desenvolvimento na caracterização de rejeitos radioativos.

Técnicas por imagem têm sido empregadas nos processos de caracterização de rejeitos radioativos, por exemplo, o estudo realizado por Harker *et al* (1994) que avaliou a utilização de várias técnicas de ensaios não destrutivos para inspeção de rejeitos.

Um estudo de revisão realizado pelo *National Research Council* (2002) nos Estados Unidos destacou a caracterização de rejeitos radioativos por técnicas de ensaios não destrutivos a fim de minimizar as elevadas exposições às quais os trabalhadores estão submetidos nos processos de amostragem e análise. A FIG. 10 é um exemplo de imagem radiográfica destinada à inspeção de embalado de rejeitos radioativos.

FIGURA 10 – Radiografia de tambor de 200 L com objeto de alta densidade na região central (à esquerda); tomografias do tambor (à direita) (IAEA, 2008)

As técnicas de imagem são utilizadas para identificar alterações na distribuição de densidade no interior do embalado que pode indicar, por exemplo, a presença de fontes radioativas seladas. De acordo com a IAEA (2008) as técnicas de caracterização podem ser classificadas de acordo com o tipo de fonte de radiação externa usada para a criação das

imagens (raios X, raios gama e nêutrons), técnica de medição (filme radiográfico, sistemas digitais, detectores de gama) e processamento de dados (radiografia, tomografia).

O procedimento básico para obtenção de uma radiografia com nêutrons é semelhante ao das técnicas convencionais de radiografia. Nela, o objeto a ser inspecionado é colocado em feixe colimado e homogêneo e a intensidade transmitida através do objeto é então registrada em forma de imagem. Entretanto, pelo fato do nêutron não ser uma radiação diretamente ionizante, torna-se necessária a utilização de uma tela conversora, a qual converterá a intensidade em um feixe de radiação capaz de sensibilizar o filme, podendo este ser convencional, utilizado em radiografias com raios X (MacGillivray, 2000). A FIG. 11 é um exemplo de neutrografia. As aplicações abrangem a indústria aeroespacial, automobilística, a aviação civil, medicina e a indústria nuclear (Pugliesi *et al*, 2008).

FIGURA 11 - Objeto metálico de alta densidade com conteúdo líquido (ácido bórico) e sua respectiva radiografia de nêutrons (Patil, 2007)

Fontes de nêutrons de alta intensidade como reatores nucleares e aceleradores de partículas (TAB 7) permitem a obtenção de feixes bem colimados e consequentemente imagens de melhor qualidade. Entretanto, há também a utilização de fontes de menor intensidade, como fontes de $^{241}\text{Am/Be}$ e ^{252}Cf , um emissor de nêutrons por fissão espontânea e considerado a melhor fonte de nêutrons devido à alta eficiência de emissão (Chankow, 2012).

TABELA 7 – Fontes de nêutrons e principais características (Chankow, 2012)

Fontes	Características
Radioisótopos: $^{241}\text{Am}/\text{Be}$; ^{252}Cf	Fonte constante de nêutrons; custo baixo, sem manutenção, sem custo operacional; baixo fluxo de nêutrons; requer tempo de exposição longo; qualidade da imagem aceitável; possibilidade de unidade móvel.
Aceleradores	Custo moderado; custos de operação e manutenção moderados; fluxo de nêutrons de intensidade média; requer tempo de exposição médio; boa qualidade de imagem; possibilidade de unidade móvel.
Reatores Nucleares	Produção constante de nêutrons; alto custo de investimento, alto custo de manutenção e operação; fluxo de nêutrons alto; requer tempo de exposição curto; imagem de alta qualidade; unidade móvel não possível.

A vantagem desse método é alta atenuação do feixe para os elementos químicos com número atômico baixo, proporcionando boa imagem de contraste na inspeção de rejeitos contendo elementos de baixo número atômico.

As desvantagens deste método são o custo elevado em comparação com a radiografia convencional, a complexidade do equipamento e a necessidade de pessoal altamente qualificado.

A ressonância magnética nuclear (*Nuclear Magnetic Resonance*, NMR) é uma importante técnica por imagem na qual núcleos de átomos de hidrogênio sofrem interações físicas com o campo magnético produzido por um magneto. A técnica permite a avaliação de estruturas com alto teor de hidrogênio, fazendo com que estas apresentem elevada nitidez sobre as demais.

Além da formação da imagem por diferença de densidade de prótons (DP), estudos com ressonância magnética também permitem a avaliação de componentes químicos com base no número de prótons nos núcleos. A essa técnica específica, dar-se o nome de espectroscopia por ressonância magnética (*Magnetic Resonance Spectroscopy*, MRS).

A aplicabilidade dessas técnicas em sistemas de gerenciamento de rejeitos radioativos ainda é recente. Um estudo realizado por Blackford *et al.*, (2007) utilizou a técnica de MRS em amostras sólidas de geopolímeros utilizados para imobilização de rejeitos radioativos, a fim de medir as concentrações de Cs e Na nos poros presentes nas amostras. Um estudo semelhante foi realizado por Perera, *et al.*, (2004) também

descrevendo a NMR como uma importante técnica para estudo e caracterização de matrizes para imobilização de rejeitos radioativos.

Kikuzawa, *et al.*, (2007) descreve uma técnica de fluorescência por ressonância magnética nuclear (*Nuclear Fluorescence Resonance*, NRF) que foi utilizada, em conjunto com simulações por Monte Carlo, para caracterizar amostras de rejeito solidificado em concreto. Os resultados indicaram que a NRF permite a identificação de radioisótopos como ^{238}U e ^{232}Th , podendo ser aplicada na caracterização de rejeitos radioativos.

No presente trabalho, a aplicabilidade da NMR está sendo investigado em amostras de rejeitos não imobilizados, na etapa de caracterização, com a finalidade de examinar a composição de teores de líquidos, presente no interior das amostras.

2 FINALIDADE E OBJETIVOS

A finalidade do presente trabalho é contribuir para o desenvolvimento de métodos de caracterização de rejeitos radioativos gerenciados no IPEN.

Os objetivos são:

- Medir a altura da superfície livre da água e do sólido dentro de cada tambor para fins de determinar o teor de água e resina ou carvão.
- Fazer ensaios em laboratório com rejeito simulado para determinar o teor de água e de sólidos no rejeito em função da altura da superfície livre da água.
- Estimar a atividade total dos dois radionuclídeos em cada tambor de rejeitos.
- Utilizando as concentrações de atividade de ^{60}Co e ^{137}Cs nos rejeitos que foram determinados em trabalhos anteriores, por métodos analíticos (radioquímicos).
- Calcular a taxa de kerma no ar ao redor de cada tambor aplicando o método de *Point-Kernel* e as relações semi-empíricas usuais dos fatores de ‘*build-up*’.
- Medir a taxa de kerma no ar ao redor dos tambores contendo resina de troca iônica e carvão ativado procedentes do sistema de retratamento de água do reator IEA-R1.
- Comparar os resultados da medição com aqueles obtidos por meio de cálculos.
- Estabelecer os protocolos de medição, cálculo e análise dos resultados que serão utilizados como ferramenta rotineira de caracterização de rejeitos.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Equipamentos e materiais utilizados nos ensaios laboratoriais

- Magneto, *Siemens Symphony*[®] 2.0 Tesla;
- Equipamento de raios X, *EmicLimex*[®] 200 mA;
- Balança analítica, KN *Waagen*[®] modelo KN 8800/1;
- Balança de plataforma mecânica (600 kg) *Toledo*[®]
- Estufa de Secagem e esterilização marca Fanem[®]; modelo 315 SE;
- Bomba de vácuo – Compressor Aspirador, marca: *Dia-pump*[®] Fanem modelo CA;
- Béqueres de vidro 4000 ml marca *Vidrolabor*[®];
- Funil de *Büchner*;
- Carvão ativado granulado;
- Resina de Troca catiônica IR-120P;
- Resina de Troca aniônica IRA-410;
- Kitassatos de 4000 ml marca *Pyrex*[®];
- Papel de filtro quantitativo tipo JP42, filtração lenta *JProlab*[®] e
- Água destilada.

3.2 Pesagem e medição das alturas de água e sólidos nos tambores

A massa de rejeito em cada tambor foi determinada com uma balança de plataforma mecânica para 600 kg, marca Toledo, descontando o peso do tambor do peso total do embalado. A altura da superfície livre de água e sólidos nos tambores foi medida por inspeção visual com o auxílio de uma trena graduada em milímetros, a partir do fundo do tambor. Nos casos em que o nível de água era inferior ao de sólidos, utilizou-se também uma haste fina de madeira. A marca da água deixada na haste, depois de inserida no rejeito até o fundo do tambor, foi utilizada para determinar a altura do líquido.

3.3 Determinação das massas de água, carvão e resina e atividade por unidade de volume

As massas em base seca de carvão e resina e a massa total de água em cada tambor foram estimadas por meio de ensaios laboratoriais utilizando amostras não radioativas dos absorvedores, assumindo que a relação observada nas amostras entre as alturas de líquido e sólido e suas massas, é representativa dos rejeitos radioativos em estudo.

Amostras novas de carvão e resina foram utilizadas. A primeira etapa consistiu na saturação do carvão e da resina com água, visto que esses estavam armazenados secos nas embalagens originais do produto.

Para acelerar a saturação do carvão utilizou-se um kitassato com capacidade de quatro litros, no qual foi colocada uma amostra ainda seca de 1 kg aproximadamente e em seguida água, até esta ficar sobrenadante. O arranjo foi então fechado e conectado a uma bomba de vácuo, a fim de facilitar a remoção do ar de dentro dos grãos de carvão e acelerar a absorção de água interna (FIG. 12). O procedimento levou em torno de 3 horas.

FIGURA 12 – Saturação do carvão em kitassato sob vácuo

Para a resina seca utilizou-se apenas béquer e água até esta ficar sobrenadante, e foram deixados em repouso por 1 hora (FIG. 13) até que a saturação estivesse completa, evidenciada pela precipitação visível de todo o sólido.

FIGURA 13 - Resina saturada

Após a saturação, o carvão e a resina, passaram por um processo de drenagem para remoção da água livre entre os grãos, permitindo a pesagem do sólido com água absorvida apenas. Utilizou-se bomba de vácuo, kitassato, funil de Büchner e discos de papel de filtro qualitativo (FIG. 14). O tempo de drenagem foi de aproximadamente 30 minutos para ambos os casos.

FIGURA 14 – Arranjo experimental para processo de drenagem do carvão e resina após saturação

Uma vez saturadas e drenadas, amostras foram retiradas, colocadas em dois béqueres de vidro com capacidade para 4 litros cada um (FIG. 15) e pesadas em balança analítica marca KN *Waagen* modelo KN 8800/1.

FIGURA 15 – Carvão e resina, saturados e drenados, para determinação do teor de água

Em seguida, água intersticial (água livre entre os grãos de carvão ou resina) foi sendo acrescentada em etapas, no béquer ainda sobre a balança, até que estivesse sobrenadante. Os níveis do líquido e do sólido dentro do recipiente foram medidos com régua e as massas e alturas correspondentes foram registradas (FIG. 16).

FIGURA 16 – Arranjo para medir as alturas e as massas de carvão, resina e água

No entanto, muitas bolhas de ar aprisionadas no interior das amostras, no momento de preenchimento com água dos recipientes causaram alterações nas leituras das alturas de líquido e sólido em cada amostra. Outro problema observado foi a incerteza na altura do líquido, quando esse estava abaixo do nível de sólido, por efeito de capilaridade entre os grãos e a parede do recipiente. Diferenças de muitos milímetros foram observadas até mesmo entre pontos próximos na borda do círculo formado pela superfície do líquido.

Muitas tentativas foram feitas para eliminar esses problemas, utilizando vibradores de laboratório e banho ultrassônico. Paralelamente, foram realizados testes com métodos da radiologia médica ou industrial para visualização da altura ‘média’ do líquido, como radiografia com raios X, neutrografia e ressonância magnética, chamados de métodos de imagem. Esses testes visaram não só resolver o problema experimental no laboratório como também prospectar a possível utilização daqueles métodos em embalados de rejeito. Os resultados obtidos são apresentados no APÊNDICE F.

Para a radiografia, foi utilizado um equipamento de raios X marca *EmicLimex*® operando com 200 mA, tempo de exposição de 0,04 a 0,12 segundos e de 38 à 55 kV. Foram realizadas cinco exposições, sendo posteriormente reveladas em filme radiológico convencional.

Foram preparadas cinco amostras de carvão e cinco de resina, previamente saturadas e pesadas, em recipientes plásticos com 200 ml de capacidade com diferentes quantidades de água intersticial e sobrenadante. As amostras foram posicionadas para a exposição conforme FIG. 17.

FIGURA 17 – Arranjo para radiografia das amostras carvão e resina

Para os testes de neutrografia, cinco amostras de carvão e cinco de resina, com massas de sólido saturado e água livre previamente determinadas, foram colocadas em recipientes de alumínio. Os recipientes foram especialmente construídos com tubo de

alumínio seção retangular de 3 cm por 1 cm e parede de 1 mm de espessura, ficando com altura final de 50 mm. As amostras foram expostas a um fluxo de nêutrons 3×10^6 nêutrons $\cdot s^{-1} \cdot cm^{-2}$, diâmetro do feixe de 12cm, energia média de 7MeV, tempo de irradiação das amostras de aproximadamente 30 segundos e utilização do filme *Kodak AA Industrex*[®] para registro da imagem. Após exposição, as amostras ficaram armazenadas para decaimento, devido ao processo de ativação neutrônica, sendo depois monitoradas pela equipe de radioproteção e liberadas.

Para os testes com ressonância magnética, foi utilizado um equipamento *Siemens Symphony*[®] modelo campo fechado, operando em 2.0 Teslas. Cinco amostras de carvão e cinco de resina em recipientes de polipropileno de 25 mm de diâmetro e 50 mm de altura, com teores variáveis de água, foram posicionadas verticalmente dentro de uma bobina de crânio. As imagens foram obtidas com tempo de eco de 108 ms, tempo de recuperação de 1060 ms e campo de visão de 230x448 pixels. As aquisições de imagem foram feitas nas ponderações T2 e DP para melhor visualização do conteúdo líquido.

As imagens radiográficas e de ressonância magnética foram obtidas em serviços radiológicos de hospitais da cidade de São Paulo, fora dos horários de atendimento de pacientes, em testes previamente autorizados pelos responsáveis pelos serviços. As imagens de neutrografia foram realizadas no Centro de Reator de Pesquisa do IPEN.

As razões entre as alturas e as massas de líquido e as massas secas das amostras foram registradas e postas em gráficos para se estabelecer a correlação entre as razões das alturas e as razões das massas.

A massa seca de sólido absorvedor ou adsorvedor dentro de um tambor de rejeitos é determinada pela expressão:

$$m_s = \frac{m_t}{k_1 \cdot \frac{h_a}{h_s} + k_2 + 1} \quad (1)$$

Em que:

m_s : Massa seca de sólido (resina ou carvão) em quilograma (kg);

m_t : Massa total efetiva, correspondente à somatória da massa total de absorvedor, água absorvida e intersticial, subtraindo-se massa de líquido sobrenadante se essa estiver presente, dada em quilograma (kg);

k_1 e k_2 : Constantes de correlação obtidas empiricamente por meio dos testes laboratoriais nas amostras;

h_a : Altura do nível de água dentro do tambor, em centímetros (cm);

h_s : Altura do sólido (carvão ou resina) dentro do tambor, em centímetros (cm).

A massa de água intersticial presente nos espaços entre os grãos dos adsorvedores foi obtida por meio da expressão (2):

$$m_i = m_t - m_s - m_a \quad (2)$$

Em que:

m_i : Massa de água intersticial em quilograma (kg)

m_t : Massa total efetiva, correspondente à massa total do rejeito menos a massa de líquido sobrenadante, se estiver presente, dada em quilograma (kg);

m_s : Massa de sólido seco em quilograma (kg);

m_a : Massa de água absorvida pelo sólido

As medições foram finalizadas com a secagem das amostras em estufa (*Fanem*[®]) à 70° C até peso constante, para determinar a massa de água absorvida pelos sólidos.

Os valores de k_1 e k_2 da expressão (1) foram obtidos como os coeficientes angular e linear da reta que ajustou os pontos obtidos nos ensaios para relacionar as alturas e as massas pelo método dos mínimos quadrados.

A atividade total de ^{60}Co e ^{137}Cs em cada tambor foi então obtida pela multiplicação das massas secas dos sólidos pelas concentrações de atividade determinadas nas análises radioquímicas.

As concentrações de atividade por unidade de volume de rejeito dadas em Bq.cm^{-3} foram calculadas dividindo a atividade total pelo volume do rejeito, calculado com base na altura medida do sólido e no diâmetro interno dos tambores. (Apêndice A e B).

A etapa seguinte da metodologia deste trabalho consistiu na utilização das atividades por unidade de volume para calcular as taxas de dose esperadas ao redor de cada tambor.

3.4 Cálculo da taxa de dose no ar ao redor dos tambores

As concentrações de atividade dos radionuclídeos chaves ^{60}Co e ^{137}Cs em cada embalado de rejeito a ser caracterizado foram determinadas por espectrometria gama em trabalhos anteriores (Taddei, 2011) e utilizadas para calcular a taxas de kerma ou de dose esperadas ao redor dos tambores.

A interação de fótons gama com a matéria ocorre por meio de diversos processos físicos: efeito fotoelétrico, efeito Compton, produção de pares e difusão elástica. A probabilidade de ocorrência para cada efeito dependerá da intensidade do feixe de fótons e do meio material a ser atravessado, sendo que a intensidade do feixe de fótons, após atravessar a matéria, é o produto da intensidade inicial pela exponencial do coeficiente linear de atenuação e espessura da blindagem.

O coeficiente de atenuação linear (μ) é uma medida da fração de fótons que interagem com a blindagem, por centímetro de blindagem. Este coeficiente assume que todos os fótons que interagem são removidos e ignora o espalhamento Compton e produção de pares, portanto, subestima a taxa de dose e a blindagem necessária (McGinnis, 2007). A TAB. 8 apresenta os coeficiente de atenuação linear para fótons emitidos pelos radionuclídeos ^{60}Co e ^{137}Cs tendo a água como blindagem.

$$I = I_0 \cdot e^{-\mu \cdot x} \quad (3)$$

Em que:

I = Taxa de dose com blindagem (Sv.h^{-1});

I_0 = Taxa de dose sem blindagem (Sv.h^{-1});

μ = coeficiente de atenuação linear (cm^{-1});

x = espessura da blindagem (cm).

TABELA 8 - Relação dos coeficientes de atenuação linear para água (NIST, 1991)

Radionuclídeo	Energia γ (MeV)	μ_s (cm^{-1})
^{60}Co	1,17	$6,32 \times 10^{-2}$
^{60}Co	1,33	
^{137}Cs	0,661	$8,60 \times 10^{-2}$

O coeficiente de atenuação mássico (μ/ρ) é a fração da energia dos fótons incidentes que é removida por meio de blindagem, por centímetro de blindagem, ou seja, é a fração da energia incidente que é absorvida. Este coeficiente leva em conta o espalhamento Compton e produção de pares, mas supõe que todos os fótons espalhados chegam ao detector. Portanto, superestima a taxa de dose e consequentemente a blindagem necessária (Equação 4).

$$I = I_0 \cdot e^{-\mu/\rho \cdot x} \quad (4)$$

Em que:

I= Taxa de dose blindada (Sv.h^{-1});

I_0 = Taxa de dose inicial (Sv.h^{-1});

μ = coeficiente de absorção linear de energia (cm^{-1});

ρ = densidade do meio material (g.cm^{-3});

x = espessura da blindagem (cm^{-1}).

A TAB. 9 apresenta os coeficientes de atenuação mássicos para fótons de diferentes energias para diferentes blindagens. Estes coeficientes representam a fração de fótons removidos, bem como a energia por unidade de densidade do material. Este coeficiente leva em consideração a densidade do meio, sendo mais utilizado para cálculos de atenuação exponencial.

TABELA 9 - Relação dos coeficientes de atenuação mássico μ/ρ (cm^2/g) para diferentes meios (UFRGS, 2006)

Material	Energia γ (MeV)		
	0,5	1,0	1,5
Chumbo	0,145	0,0684	0,0512
Ar	0,0868	0,0635	0,0517
Concreto	0,0870	0,0635	0,0517
Água	0,0967	0,0706	0,0576

3.4.1 Geometria da medida da taxa de dose

O arranjo experimental para a medição é mostrado na FIG 18, na qual é indicada a localização do detector em relação à fonte. Este foi posicionado em três diferentes distâncias, representadas por (d), sendo elas: 50, 100 e 150 cm. Por simplicidade, as taxas de dose foram lidas no plano mediano do volume de sólido dentro do tambor ($h/2$), uma vez que essa posição representava o meio da altura da fonte. Entretanto, as alturas de sólido e líquido variaram entre os 21 tambores, tornando necessárias medições dessas alturas antes da monitoração. Os diferentes níveis de altura observados são na FIG. 21.

FIGURA 18 - Arranjo experimental para medição de Taxa de dose

Conforme discutido anteriormente, a utilização do coeficiente de atenuação linear subestima a taxa de dose no ponto de medição do detector, e usando o coeficiente de absorção linear de energia, a taxa de dose é superestimada. Logo, é necessário um método de aproximação da taxa de dose para o valor real. O fator *Build up* permite calcular um valor intermediário da taxa de dose obtidos com os coeficientes de atenuação linear e de energia. Uma vez que é um fator de correção entre os dois coeficientes, permite um valor mais realista (McGinnis, 2007).

Muitos trabalhos foram publicados por pesquisadores na área de cálculos de blindagem a fim de chegar a tabelas com fatores de *Build up* (Kloosterman e Hoogenboom, 1988; Trubey e Harima, 1988; Herman, 1991; Antilla, 1996; Chibani, 2001). Entretanto, segundo McGinnis (2007) esses trabalhos diminuíram nos últimos anos, devido à

utilização de novos códigos baseados na modelagem por Monte Carlo, que permitem um nível maior de precisão do que o *Build up*, embora sejam caros (Bardiès *et al*, 2003).

Adaptando a fórmula para cálculos das taxas de dose com o fator de *Build up* temos a seguinte relação (Equação 5):

$$I = I_0 \cdot B \cdot e^{-\mu \cdot x} \quad (5)$$

Em que:

I= Taxa de dose após blindagem (Sv.h⁻¹);

I₀= Taxa de dose inicial (Sv.h⁻¹);

B= Fator *Build up*

μ= coeficiente de absorção linear (cm⁻¹);

x = espessura da blindagem (cm⁻¹).

Por meio da equação 3 é possível estimar o número correto de fótons que chegarão ao detector, adicionando fótons que seriam desconsiderados pelo coeficiente de absorção linear (μ). O fator de *Build up* varia de acordo com a energia do emissor gama e com tipo e espessura da blindagem.

Os valores de *Build up* para quaisquer materiais de blindagem e energias dos fótons são dados por meio da fórmula de Taylor (Equação 6), para a geometria cilíndrica da fonte:

$$B = A_1 \cdot e^{-\alpha_1 \cdot \mu_s \cdot Z} + A_2 \cdot e^{-\alpha_2 \cdot \mu_s \cdot Z} \quad (6)$$

Em que:

B: é o fator de *build up* para os fótons espalhados de energia E (MeV)

A₁, A₂ e α₁, α₂: são coeficientes do fator de Build up, parâmetros empíricos que dependem da energia do fóton e do meio absorvedor;

μ_s: é os coeficientes de atenuação linear de cada blindagem;

Z: é chamada distância equivalente de auto-absorção indicada na FIG. 19.

A determinação dos valores de A₁ e A₂ e α₁ e α₂ é feita por interpolação do gráfico “Fator de *Build Up* para água, e para fontes puntiformes isotópicas” (Rockwell,

1956), páginas 419 a 423. A TAB. 10 apresenta as constantes do fator de *Build up* para a água e para as energias dos fótons indicadas.

TABELA 10 - Constantes para os fatores de *Build up* para água (UFRGS, 2006)

Material	Energia (MeV)	A_1	$-a_1$	a_2
Água	0,5	100,84	0,127	-0,109
	1,0	19,60	0,090	-0,025
	2,0	12,61	0,053	-0,019

O valor Z é calculado também por meio de interpolação em gráficos das grandezas intermediárias $[m]$, $[\mu_s.(a+R_0)]$ e $[\mu_s.Z.m^{-1}]$.

Obtém-se o valor de m , por meio da interpolação no gráfico “Distância de Auto Absorção, Z , de um cilindro em função do diâmetro, R_0 , para a/R_0 menor que 10 (Rockwell, 1956), página 362 e o valor de $\mu_s.Z.m^{-1}$, na página 363. Dessas relações se obtém o valor de Z (cm).

3.4.2 Determinação das taxas de dose

Utilizou-se o método de *Point kernel* descrito por Rockwell (1956) para calcular as taxas de dose, a partir da concentração de atividades por unidade de volume (S_v). O método de *Point kernel* consiste em uma abordagem macroscópica para o cálculo da taxa de dose, em que as interações dos fótons, no meio atravessado pelo feixe de radiação, são descritas utilizando coeficientes de atenuação linear, fatores de *Build up* e levando em consideração a densidade do meio (McGinnis, 2007).

Em trabalhos anteriores, foi identificado que a água sobrenadante continha uma concentração de atividade ordens de grandeza inferior à concentração encontrada no sólido (Taddei, 2011) e poderia ser desprezada. Portanto, os valores das alturas do sólido foram inicialmente considerados como a altura da fonte para definição da geometria nos cálculos, bem como para determinação da geometria nas medições da taxa de dose, obtidas no plano mediano, perpendicular ao eixo longitudinal do cilindro. Contudo, os resultados das análises radioquímicas posteriores da água (Taddei *et al*, 2012) foram considerados no cálculo das taxas de dose.

A FIG. 19 representa a geometria utilizada nos cálculos, em que o raio do tambor é R_0 , a altura da fonte é a altura do sólido no rejeito é h , a distância equivalente de auto absorção é Z e a distância do ponto de medição (P) à superfície do tambor é a .

FIGURA 19 - Geometria da fonte e do detector para cálculo do fluxo de fótons no ponto P

A taxa de dose no ponto P (FIG. 19) é dada por:

$$\dot{D} = \Phi \cdot G \quad (7)$$

Em que:

$\dot{D}$: Taxa de dose no ponto P, dado em $\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1}$,

Φ : Fluxo de fótons no ponto P, dado em $\text{fótons} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$

G: fator de dose por unidade de fluxo de fóton, dado em $\text{Gy} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{cm}^2 \cdot \text{s}$

O fator de dose G foi obtido por interpolação no gráfico (Rockwell, 1956), página 19 do Rockwell e o fluxo de fótons foi calculado por (Equação 8):

$$\Phi = \frac{B \cdot S_v \cdot R_o^2}{2(a + Z)} \cdot F(\theta, b) \quad (8)$$

Em que:

B: é o fator de *build up*;

S_v : é a concentração de atividade, dada em $\text{Bq} \cdot \text{cm}^{-3}$;

R_0 : é o raio do tambor, dado em cm;

a : é a distância do ponto de medição até a superfície do tambor, dado em cm;

Z: é chamada de distância de atenuação, dada em cm;

$F(\theta, b)$: $b = \mu_s Z$ em que s é a seção de choque macroscópica na fonte, dada em cm^{-1} ,
 $\theta_1 = \theta_2$, para ponto P o plano mediano.

Finalmente, a taxa de dose no ponto de medição P (FIG.19), foi calculada multiplicando o fluxo de fótons de cada energia E , pela Constante Gama de energia (G).

Os coeficientes de atenuação linear (μ_s) tanto para resina como para carvão, foram calculados multiplicando as densidades da massa de adsorvedor e de água pelos coeficientes de atenuação, para cada energia obtida pela interpolação dos dados da tabela "Coeficientes de interação parcial e coeficientes de atenuação total, para a água líquida" (NIST, 2011) e posteriormente foram determinados por meio do programa XCOM[®] - *Element/Compound/Mixture Selection* – NIST (2011) por ser mais preciso.

Por meio dos dados da geometria da fonte, neste caso a altura e diâmetro, foram determinados os volumes para cada tambor, bem como a densidade dos mesmos, através das equações usuais de volume e densidade. Os valores de alturas foram obtidos da altura do próprio sólido, uma vez, como já indicado, a água sobrenadante apresentava baixa concentração radioativa, e podia ser desconsiderada na medida de altura da fonte.

O raio da fonte, representado por R_0 , é metade do diâmetro medido nos tambores de rejeitos. Os valores de distância entre fonte e detector na superfície do tambor foram fixados em 50 cm, 100 cm e 150 cm.

Os valores de Z foram calculados por interpolação do gráfico “Distância de auto-absorção Z ” de um cilindro em função do diâmetro do cilindro R_0 para $a/R_0 < 10$, nas páginas 362 e 363 de Rockwell (1956).

Os valores de $F(\theta, b)$ foram determinados por meio da interpolação do gráfico “ $F(\theta, b)$ ” página 386 do Rockwell (1956). Os valores de θ foram calculados usando os valores medidos de h , a altura do adsorvedor em cada tambor e a distância do detector à superfície do tambor (a) e os valores de Z dado pela relação: a/R_0 . Os valores de b são dados por $b = b_1 + \mu_s Z$, em que $b_1 = 0$ e $\mu_s Z$ é obtido por cálculos realizados com base em interpolação dos gráficos das páginas 362 e 363 “Distância auto absorção, Z , de um cilindro em função do diâmetro do cilindro R_0 , para $a/R_0 < 10$ ”, conforme já discutido.

A constante gama, para cada energia dos fótons, foi obtida pela interpolação do gráfico “Taxa de dose Gama para um fóton/ $\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ ”, página 19 de Rockwell (1956),

dada em $R.h^{-1}$, (Roentgens) e convertida para a unidade do SI $\mu Sv.h^{-1}$, multiplicando os valores por $10^4 \mu Sv.R^{-1}$.

Todos os valores de parâmetros de entrada intermediárias utilizados nos cálculos são apresentados nos APÊNDICE A até D.

3.4.6 Determinação das taxas de kerma no ar utilizando *MicroShield*®

Foi utilizado para validação dos cálculos manuais para taxa de dose, o *software MicroShield*® 9.03 da *Grove Software, Inc.*, de forma a permitir uma verificação e validação dos procedimentos de cálculo manual, utilizando os gráficos de Rockwell (1956).

As taxas de dose dos 21 tambores foram recalculadas por meio do programa, utilizando ^{60}Co e ^{137}Cs como radionuclídeos chaves. Os dados de entrada para o aplicativo são: altura do sólido e líquido, o raio do tambor, a distância entre fonte e o detector e geometria de medição e a concentração de atividade por unidade de volume. Os valores de densidade do material da fonte foram calculados para cada tambor pela razão entre massa medida e o volume determinado geometricamente; a espessura da parede do tambor: 0,12 cm; composição e densidade do material do tambor: aço 7,83 $g.cm^3$. Na FIG. 20 se apresenta a interface do sistema.

FIGURA 20 – Interface o usuário do programa *MicroShield*® 9.03

3.5 Medição das taxas de kerma no Ar

As taxas de dose dos 21 tambores de rejeitos foram medidas com um detector portátil modelo 6150 AD5 *Automess*, calibrado pela equipe de radioproteção do IPEN. Os

valores fornecidos pelo equipamento estão em unidades de taxa de dose, sendo, portanto apresentados em sievert (Sv.h^{-1}).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Quatro situações foram observadas no conjunto de 21 tambores, as quais estão representadas esquematicamente na FIG. 21.

Figura 21 – Representação dos níveis de água livre e sólido nos tambores

Os resultados da inspeção visual e da pesagem dos tambores estão apresentados na TAB. 11.

TABELA 11 - Tambores e níveis de líquido e sólido

Nº Tambor	Conteúdo	Ano de saída do reator	Altura Líquido (cm)	Altura Sólido (cm)	Massa Líquida (kg)	Massa Total* (kg)
1	Resina	1993	0	51	123	123
2	Carvão	1993	56	50	172	157
3	Resina	1993	0	42	94	94
4	Carvão	1993	0	21	46	46
5	Carvão	1993	8	53	136	136
6	Carvão	1993	58	59	188	188
7	Carvão	1993	66	59	197	180
8	Carvão	1993	0	52	118	118
9	Carvão	1993	0	50	115	115
10	Resina	2003	0	28	53	53
11	Resina	2003	48	33	133	96
12	Resina	2003	67	26	182	81
13	Carvão	2003	73	36	204	113
14	Resina	2003	56	56	161	161
15	Carvão	2003	72	40	206	127
16	Resina	2003	58	49	157	134
17	Carvão	2003	54	16	150	57
18	Carvão	2003	47	19	138	68
19	Carvão	2003	70	37	212	131
20	Carvão	2003	37	0	92	92
21	Carvão	2003	43	11	126	47

* O termo massa total refere-se à massa de água livre e absorvida, excluído o volume de água sobrenadante.

No caso dos tambores com a configuração (a) da FIG. 21, a massa de sólido seco é determinada pela equação 1, com h_a igual a zero e a massa de água é $k_2 \times m_s$. No caso dos tambores com a configuração b e c da FIG. 21, se aplicam as equações 1 e 2.

E no caso dos tambores com a configuração da FIG. 21(d), com água livre sobrenadante, antes de aplicar as expressões 1 e 2, a massa de água sobrenadante é

subtraída da massa total, calculada pelo volume determinado geometricamente e assumindo densidade igual a 1 g cm^{-3} .

O cálculo das atividades totais considerando somente a atividade presente nos sólidos está indicado nos Apêndices A e B. Entretanto, a massa de água presente nesses tambores, foi posteriormente também levada em consideração nos cálculos de taxa de dose e as atividades totais estão calculadas nos Apêndices C e D.

As situações observadas na inspeção visual dos tambores foram reproduzidas em laboratório com amostras frescas de carvão ativado e resina de troca iônica e os resultados estão apresentados nas TAB. 12 à 15 para as amostras de carvão e resina, e nas FIG. 22 e 23 se mostra como foram calculados os coeficientes utilizados na determinação das massas secas de sólidos. Os resultados correspondem aos dois ensaios finais, em que as dificuldades para determinar as alturas do nível de água e sólidos haviam sido superadas.

TABELA 12 – Dados experimentais das amostras de carvão ativado

Experimento A Carvão					Experimento B Carvão				
H _a (cm)	H _c (cm)	M _a (g)	M _{ta} (g)	M _t (g)	H _a (cm)	H _c (cm)	M _a (g)	M _{ta} (g)	M _t (g)
0	150	0	923	1609	0	147	0	894	1580
49	150	502	1425	2111	55	147	543	1437	2123
96	150	987	1910	2596	93	147	978	1872	2558
150	150	1350	2273	2959	147	147	1279	2173	2859
169	149	1809	2732	3418	157	147	1572	2466	3153
184	148	2145	3068	3754	169	147	1896	2790	3476

H_a: Altura da água; H_c: Altura do carvão; M_a: Massa de água; M_{ta}: Massa total de água livre e absorvida
M_t: Massa total água livre, absorvida e carvão

TABELA 13 - Razão entre alturas e massas das amostras de carvão ativado

Experimento A Carvão			Experimento B Carvão		
M _{TA} /M _C	M _T /M _C	H _A /H _C	M _{TA} /M _C	M _T /M _C	H _A /H _C
1,35	2,35	0,00	1,30	2,30	0,00
2,08	3,08	0,33	2,09	3,09	0,37
2,78	3,78	0,64	2,73	3,73	0,63
3,31	4,31	1,00	3,17	4,17	1,00
3,98	4,98	1,13	3,59	4,59	1,07
4,47	5,47	1,24	4,07	5,07	1,15

H_a: Altura da água; H_c: Altura do carvão; M_a: Massa de água; M_{ta}: Massa total de água livre e absorvida
M_t: Massa total água livre, absorvida e carvão.

FIGURA 22 – Relação entre as razões das alturas e massas de água e carvão

TABELA 14 - Dados experimentais das amostras de resina

Experimento A Resina					Experimento B Resina				
H _a (cm)	H _r (cm)	M _a (g)	M _{ta} (g)	M _t (g)	H _a (cm)	H _r (cm)	M _a (g)	M _{ta} (g)	M _t (g)
0	139	0	735	1882	0	129	0	711	1858
62	139	478,3	1213	2360	63	129	500	1212	2358
100	139	670,1	1405	2552	94	129	697	1408	2555
139	139	761,3	1496	2643	129	129	771	1483	2630
139	130	966,5	1701	2848	145	126	1109	1820	2968
154	125	1285,9	2020	3168	161	126	1428	2140	3287

H_a: Altura da água; H_r: Altura da resina; M_a: Massa de água; M_{ta}: Massa total de água absorvida e livre; M_t: Massa total água livre, absorvida e resina.

TABELA 15 - Relação entre altura e massa das amostras de resina

Experimento A Resina			Experimento B Resina		
M _{ta} /M _r	M _t /M _r	H _a /H _r	M _{ta} /M _r	M _t /M _r	H _a /H _r
0,64	1,64	0,00	0,62	1,62	0,00
1,06	2,06	0,45	1,06	2,06	0,49
1,22	2,22	0,72	1,23	2,23	0,73
1,30	2,30	1,00	1,29	2,29	1,00
1,48	2,48	1,07	1,59	2,59	1,15
1,76	2,76	1,23	1,87	2,87	1,28

H_a: Altura da água; H_r: Altura da resina; M_a: Massa de água; M_{ta}: Massa total de água livre e absorvida e M_t: Massa total água livre, absorvida e resina.

FIGURA 23 – Relação entre as razões das alturas e massas de água e resina

TABELA 16 – Coeficientes angulares e lineares determinados para carvão e resina

Carvão Ativado		Resina de Troca Iônica	
k_1	k_2	k_1	k_2
1,94	1,39	0,68	0,67

Um grande número de testes foi necessário, até que as dificuldades para medir com precisão e de forma confiável as alturas de água e sólido nos recipientes no laboratório fossem superadas. Uma tarefa que parecia trivial, se mostrou bastante difícil. As bolhas de ar no interior da suspensão de carvão e água, principalmente, impediam determinações reprodutivas das alturas de líquido e sólido, a cada vez que se repetia o ensaio. Outro problema inesperado foi a inexistência de uma superfície de água bem definida por causa da capilaridade entre os grãos e entre a parede do recipiente. As incertezas na altura da água introduziam erros inaceitáveis nos resultados. O uso de métodos de imagem para obter a altura do líquido foi uma tentativa de superar esse problema que, embora não tenha sido bem-sucedido, indicou caminho para futuros trabalhos.

Os problemas de reprodutibilidade nos ensaios foram superados pela utilização de recipientes com volume bem maior do que os inicialmente usados, em que as massas de sólido seco eram de poucas dezenas de gramas.

Ainda que os testes feitos com métodos de imagem não tenham permitido obter resultados úteis para a determinação das relações entre massas de água e sólidos secos nos tambores de rejeito, optou-se por apresentá-los aqui por serem resultados encorajadores para buscar novos métodos de caracterização de rejeitos. Em cada um dos casos, radiografia, neutrografia e ressonância magnética, somente um ensaio foi feito, sob as condições de exame que preliminarmente pareciam as mais adequadas. Contudo, aí também uma sintonia mais fina será necessária até que o seu uso produza resultados aproveitáveis. Os resultados apresentados no Apêndice F deverão ensejar pesquisas nessa área.

4.1 Determinação da concentração volumétrica de atividade

Para calcular a concentração volumétrica de atividade nos tambores de carvão e resina, ou seja, a grandeza $S_v(\text{Bq.cm}^{-3})$ da equação 11, a concentração de atividade por unidade de massa da resina e carvão em base seca, foi multiplicada pela massa total de sólido e o resultado foi dividido pelo volume de sólido no tambor determinado geometricamente. Dessa forma, a atividade conhecida presente no sólido por unidade de massa e distribuída por unidade de volume no tambor, resulta na concentração volumétrica levando em conta a presença de água absorvida e intersticial.

Segundo Taddei (2013) a atividade presente na água deve ser levada em conta no cálculo das taxas de dose, porque, embora a concentração seja algumas ordens de grandeza inferior, contribui de maneira sensível para aquela. Os valores de atividade por volume (S_v) são apresentados separadamente nos apêndices de A e B para sólidos (carvão e resina), e nos apêndices C e D para a água. As TAB. 17 e 18 apresentam os valores de concentração de atividade no sólido e no líquido, presentes nos tambores e as respectivas atividades totais.

Todos os valores de entrada e parâmetros intermediários utilizados nos cálculos de taxa de dose também são apresentados no APÊNDICE A e B para ^{60}Co e ^{137}Cs respectivamente, utilizando-se as concentrações de atividade em base seca e APÊNDICE C e D para ^{60}Co e ^{137}Cs para a atividade na água. Na TAB. 19 se mostram as taxas de dose calculadas e os valores de atividades por unidade de volume de rejeito.

TABELA 17– Concentrações de atividade em base seca e atividade total para ^{60}Co e ^{137}Cs no sólido

Nº Tambor	Concentração (Bq/g ¹) ^{60}Co	Concentração (Bq/g ¹) ^{137}Cs	Massa (kg)		Atividade Total (kBq)	
			Total	Seca	^{60}Co	^{137}Cs
1	3,78E+04	5,73E+01	123	73	2,77E+06	4,20E+03
2	2,53E+04	1,15E+02	172	36	9,19E+05	4,18E+03
3	3,59E+04	3,68E+01	94	56	2,01E+06	2,06E+03
4	2,35E+04	1,32E+02	46	19	4,53E+05	2,55E+03
5	1,40E+04	1,06E+02	136	51	7,09E+05	5,37E+03
6	1,80E+04	9,60E+01	188	43	7,79E+05	4,16E+03
7	3,74E+04	1,94E+02	197	42	1,55E+06	8,05E+03
8	2,82E+04	1,57E+02	118	49	1,39E+06	7,73E+03
9	2,23E+04	1,26E+02	115	48	1,07E+06	6,07E+03
10	3,46E+04	3,39E+03	53	32	1,10E+06	1,08E+05
11	3,16E+04	4,17E+02	133	41	1,29E+06	1,70E+04
12	2,98E+04	4,42E+02	182	34	1,03E+06	1,52E+04
13	3,91E+04	1,11E+02	204	26	1,02E+06	2,89E+03
14	3,07E+04	2,55E+02	161	69	2,10E+06	1,75E+04
15	2,43E+04	2,01E+02	206	29	7,14E+05	5,89E+03
16	2,25E+04	1,84E+03	157	57	1,29E+06	1,05E+05
17	5,05E+04	1,59E+02	150	13	6,60E+05	2,08E+03
18	4,56E+04	1,63E+02	138	16	7,17E+05	2,56E+03
19	5,04E+04	1,62E+02	212	30	1,52E+06	4,88E+03
20	5,56E+01	<AMD	92	0	5,12E+03	0,00E+00
21	4,67E+04	1,70E+02	126	11	5,04E+05	1,83E+03

TABELA 18– Concentrações de atividade e atividade total para ^{60}Co e ^{137}Cs na água

Nº Tambor	Concentração (Bq/cm ³) ^{60}Co	Concentração (Bq/cm ³) ^{137}Cs	Massa (kg)		Atividade Total (kBq)	
			Total	Líquida	^{60}Co	^{137}Cs
1	0,00E+00	0,00E+00	123	49	0,00E+00	0,00E+00
2	1,48E+00	1,18E-01	172	121	1,79E+02	1,43E+01
3	0,00E+00	0,00E+00	94	38	0,00E+00	0,00E+00
4	2,89E+01	4,05E+00	46	27	7,74E+02	1,09E+02
5	1,25E+01	2,94E+00	136	85	1,07E+03	2,51E+02
6	6,28E+00	9,49E-01	188	144	9,06E+02	1,37E+02
7	7,98E+00	3,98E-01	197	138	1,10E+03	5,50E+01
8	3,79E-01	1,61E+00	118	69	2,60E+01	1,10E+02
9	1,36E+01	4,04E-01	115	67	9,10E+02	2,70E+01
10	0,00E+00	0,00E+00	53	21	0,00E+00	0,00E+00
11	0,00E+00	0,00E+00	133	55	0,00E+00	0,00E+00
12	0,00E+00	0,00E+00	182	47	0,00E+00	0,00E+00
13	0,00E+00	0,00E+00	204	87	0,00E+00	0,00E+00
14	0,00E+00	0,00E+00	161	92	0,00E+00	0,00E+00
15	7,76E+00	1,11E+00	206	98	7,59E+02	1,08E+02
16	4,19E-01	8,56E-01	157	77	3,23E+01	6,61E+01
17	4,19E-01	8,56E-01	150	43	1,82E+01	3,72E+01
18	3,10E-02	4,84E-01	138	52	1,62E+00	2,53E+01
19	1,78E+00	4,89E-01	212	101	1,78E+02	4,92E+01
20	5,60E+00	1,48E-01	92	92	5,15E+02	1,36E+01
21	3,03E-01	1,89E-01	126	36	1,09E+01	6,79E+00

4.2 Determinação das taxas de dose – cálculo manual

Os dados de geometria dos rejeitos utilizados na determinação das taxas de dose pelo método descrito por Rockwell (1956) que estão mostrados na FIG. 19 foram: altura de sólido e líquido, diâmetro interno dos tambores (R_o), distâncias e altura dos pontos de medição (a) e a razão ente estes (a/R_o).

Considerando que não havia blindagem entre a superfície lateral do tambor e o ponto de medição da taxa de dose, portanto b_1 sendo igual a 0, determinou-se por meio de interpolação gráfica os valores para $(1/m)\mu_s.Z$, para cada uma das três distâncias utilizadas para medição: 50, 100 e 150 cm. Os resultados são apresentados nos apêndices A e B.

Foram utilizadas em conjunto para a determinação do coeficiente de atenuação as proporções entre sólido e líquido para cada tambor, obtidas por meio das razões entre massa de líquido pela massa total efetiva² e multiplicando-se a densidade do meio pelos coeficientes de atenuação para cada energia E de fóton. Os resultados são apresentados nos APÊNDICES A e B para ^{60}Co e ^{137}Cs , respectivamente.

O produto entre $(1/m)\mu_s Z$ e m, sendo m resultado da interpolação entre os valores de $\mu_s(a+R_o)$ por a/R_o , foi $\mu_s Z$; este corresponde ao coeficiente de atenuação linear e de auto absorção, que leva em consideração o fato de que a própria fonte torna-se um meio atenuador. Os resultados encontrados apresentam diferentes valores de $\mu_s Z$ para ^{60}Co e para ^{137}Cs , devido a diferença da energia dos fótons emitidos para cada um desses núclídeos.

Os valores das distâncias de auto absorção em função do diâmetro do cilindro, representada por Z, expresso em cm, foram dados por meio das razões entre $\mu_s Z$ e μ_s , os valores encontrados são também apresentados nos Apêndices A e B deste trabalho.

O ângulo θ compreende a meia altura da fonte, vista do ponto P onde a taxa de dose é medida ou calculada, considerando a altura do líquido ou do sólido em cada caso e levando em consideração a distância do detector em relação a fonte e a auto absorção sofrida pelos fótons ($a+Z$). Os valores correspondentes ao ângulo θ , e de b_2 , sendo este dado pela somatória de $b_1 + \mu_s Z$, foram usados para interpolação e obtenção de F (θ , b).

Os valores adimensionais tais como A_1 , A_2 e α_1 e α_2 usados para determinação dos *Build up*, foram interpolados por meio das faixas de energias dos fótons de ^{60}Co e ^{137}Cs . (APÊNDICE A e B). As TAB. 19 à 21 apresentam as taxas de dose calculadas pela metodologia descrita por Rockwell (1956).

² Massa total efetiva: É dada pela massa total (sólido e líquido presente em cada tambor) excetuando-se a massa de líquido sobrenadante.

TABELA 19– Taxas de dose calculadas manualmente e atividades de ^{60}Co e ^{137}Cs

Nº Tambor	Altura Líquido (cm)	Altura Sólido (cm)	Taxa de Dose Calculada ($\mu\text{Sv.h}^{-1}$)			Atividade por Volume de Sólido (Bq/dm^3)		Atividade por Volume de Líquido (Bq/dm^3)	
			50 cm	100 cm	150 cm	^{60}Co	^{137}Cs	^{60}Co	^{137}Cs
1	0	51	8,74E+02	2,49E+02	1,21E+02	2,21E+04	3,35E+01	0,00E+00	0,00E+00
2	56	50	2,72E+02	7,96E+01	3,62E+01	7,46E+03	3,40E+01	1,48E+00	1,18E-01
3	0	42	6,29E+02	1,89E+02	8,23E+01	1,94E+04	1,99E+01	0,00E+00	0,00E+00
4	0	21	1,74E+02	4,25E+01	2,38E+01	8,77E+03	4,94E+01	2,89E+01	4,05E+00
5	8	53	2,02E+02	6,66E+01	3,33E+01	5,49E+03	4,15E+01	1,25E+01	2,94E+00
6	58	59	2,40E+02	7,40E+01	3,31E+01	5,37E+03	2,86E+01	6,28E+00	9,49E-01
7	66	59	4,39E+02	1,38E+02	6,58E+01	1,07E+04	5,54E+01	7,98E+00	3,98E-01
8	0	52	4,01E+02	1,27E+02	6,57E+01	1,09E+04	6,04E+01	3,79E-01	1,61E+00
9	0	50	3,21E+02	9,59E+01	4,44E+01	8,72E+03	4,93E+01	1,36E+01	4,04E-01
10	0	28	3,64E+02	1,24E+02	5,47E+01	1,59E+04	1,56E+03	0,00E+00	0,00E+00
11	48	33	4,03E+02	1,16E+02	6,11E+01	1,59E+04	2,10E+02	0,00E+00	0,00E+00
12	67	26	3,43E+02	9,58E+01	6,64E+01	1,61E+04	2,38E+02	0,00E+00	0,00E+00
13	73	36	2,99E+02	9,69E+01	4,09E+01	1,15E+04	3,27E+01	0,00E+00	0,00E+00
14	56	56	6,13E+02	1,74E+02	8,98E+01	1,53E+04	1,27E+02	0,00E+00	0,00E+00
15	72	40	2,14E+02	6,80E+01	3,19E+01	7,25E+03	5,98E+01	7,76E+00	1,11E+00
16	58	49	4,15E+02	1,28E+02	5,82E+01	1,07E+04	8,73E+02	4,19E-01	8,56E-01
17	54	16	2,06E+02	6,31E+01	2,98E+01	1,67E+04	5,27E+01	4,19E-01	8,56E-01
18	48	19	2,11E+02	6,80E+01	2,72E+01	1,53E+04	5,48E+01	3,10E-02	4,84E-01
19	70	37	4,48E+02	1,41E+02	6,21E+01	1,67E+04	5,35E+01	1,78E+00	4,89E-01
20	37	0	1,89E+00	6,23E-01	2,28E-01	0,00E+00	0,00E+00	5,60E+00	1,48E-01
21	43	11	1,66E+02	5,37E+01	2,11E+01	1,86E+04	6,75E+01	3,03E-01	1,89E-01

TABELA 20 – Comparação das taxas de doses experimental e calculada

Nº Tambor	Taxa de Dose Medida ($\mu\text{Gy.h}^{-1}$)			Taxa de Dose <i>Point Kernel</i> ($\mu\text{Gy.h}^{-1}$)		
	50 cm	100 cm	150 cm	50 cm	100 cm	150 cm
1	4,50E+00	3,20E+00	1,50E+00	8,74E+02	2,49E+02	1,21E+02
2	3,41E+01	1,90E+01	9,50E+00	2,72E+02	7,96E+01	3,62E+01
3	6,60E+00	3,40E+00	1,20E+00	6,29E+02	1,89E+02	8,23E+01
4	3,00E+01	1,00E+01	5,00E+00	1,74E+02	4,25E+01	2,38E+01
5	3,52E+01	2,79E+01	1,94E+01	2,02E+02	6,66E+01	3,33E+01
6	1,25E+02	2,60E+01	1,60E+01	2,40E+02	7,40E+01	3,31E+01
7	5,35E+01	3,65E+01	2,05E+01	4,39E+02	1,38E+02	6,58E+01
8	5,30E+01	2,50E+01	1,10E+01	4,01E+02	1,27E+02	6,57E+01
9	6,50E+01	3,50E+01	1,60E+01	3,21E+02	9,59E+01	4,44E+01
10	4,70E+02	1,32E+02	6,70E+01	3,64E+02	1,24E+02	5,47E+01
11	4,50E+02	1,52E+02	9,20E+01	4,03E+02	1,16E+02	6,11E+01
12	3,18E+02	1,15E+02	8,00E+01	3,43E+02	9,58E+01	6,64E+01
13	4,00E+02	1,95E+02	9,30E+01	2,99E+02	9,69E+01	4,09E+01
14	4,10E+02	1,55E+02	7,20E+01	6,13E+02	1,74E+02	8,98E+01
15	2,00E+02	6,00E+01	4,50E+01	2,14E+02	6,80E+01	3,19E+01
16	5,50E+02	2,00E+02	7,00E+01	4,15E+02	1,28E+02	5,82E+01
17	1,90E+02	6,00E+01	4,00E+01	2,06E+02	6,31E+01	2,98E+01
18	1,43E+02	3,30E+01	2,70E+01	2,11E+02	6,80E+01	2,72E+01
19	2,80E+02	1,30E+02	6,80E+01	4,48E+02	1,41E+02	6,21E+01
20	3,00E+01	1,50E+01	8,00E+00	1,89E+00	6,23E-01	2,28E-01
21	1,80E+02	5,00E+01	3,00E+01	1,66E+02	5,37E+01	2,11E+01

TABELA 21 - Taxas de doses para ^{60}Co e ^{137}Cs calculadas e experimentais

Nº Tambor	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy/h}$) (Co)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy/h}$) (Cs)	Taxa de Dose Total ($\mu\text{Gy/h}$) <i>Rockwell</i>	Taxa de Dose Total ($\mu\text{Gy/h}$) Amostragens IPEN
1	8,72E+02	1,21E+00	8,74E+02	4,50E+00
	2,48E+02	3,50E-01	2,49E+02	3,20E+00
	1,21E+02	1,93E-01	1,21E+02	1,50E+00
2	2,71E+02	1,14E+00	2,72E+02	3,41E+01
	7,92E+01	3,52E-01	7,96E+01	1,90E+01
	3,61E+01	1,62E-01	3,62E+01	9,50E+00
3	6,28E+02	1,10E+00	6,29E+02	6,60E+00
	1,89E+02	1,82E-01	1,89E+02	3,40E+00
	8,22E+01	9,21E-02	8,23E+01	1,20E+00
4	1,73E+02	6,83E-01	1,74E+02	3,00E+01
	4,22E+01	2,26E-01	4,25E+01	1,00E+01
	2,36E+01	1,15E-01	2,38E+01	5,00E+00
5	2,00E+02	1,53E+00	2,02E+02	3,52E+01
	6,59E+01	4,81E-01	6,66E+01	2,79E+01
	3,30E+01	2,26E-01	3,33E+01	1,94E+01
6	2,39E+02	1,09E+00	2,40E+02	1,25E+02
	7,36E+01	3,59E-01	7,40E+01	2,60E+01
	3,29E+01	1,70E-01	3,31E+01	1,60E+01
7	4,36E+02	2,30E+00	4,39E+02	5,35E+01
	1,37E+02	6,79E-01	1,38E+02	3,65E+01
	6,55E+01	3,30E-01	6,58E+01	2,05E+01
8	3,99E+02	2,17E+00	4,01E+02	5,30E+01
	1,26E+02	6,50E-01	1,27E+02	2,50E+01
	6,53E+01	3,18E-01	6,57E+01	1,10E+01
9	3,19E+02	1,78E+00	3,21E+02	6,50E+01
	9,53E+01	5,18E-01	9,59E+01	3,50E+01
	4,41E+01	2,40E-01	4,44E+01	1,60E+01
10	3,32E+02	3,22E+01	3,64E+02	4,70E+02
	1,14E+02	1,05E+01	1,24E+02	1,32E+02
	4,99E+01	4,81E+00	5,47E+01	6,70E+01
11	3,98E+02	4,81E+00	4,03E+02	4,50E+02
	1,15E+02	1,46E+00	1,16E+02	1,52E+02
	6,03E+01	8,06E-01	6,11E+01	9,20E+01
12	3,38E+02	5,03E+00	3,43E+02	3,18E+02

TABELA 21 - Taxas de doses para ^{60}Co e ^{137}Cs calculadas e experimentais (continuação)

Nº Tambor	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy/h}$) (Co)	Taxa de Dose ($\mu\text{Gy/h}$) (Cs)	Taxa de Dose Total ($\mu\text{Gy/h}$) <i>Rockwell</i>	Taxa de Dose Total ($\mu\text{Gy/h}$) Amostragens IPEN
13	9,45E+01	1,28E+00	9,58E+01	1,15E+02
	6,59E+01	5,49E-01	6,64E+01	8,00E+01
	2,99E+02	8,37E-01	2,99E+02	4,00E+02
	9,67E+01	2,67E-01	9,69E+01	1,95E+02
14	4,08E+01	1,17E-01	4,09E+01	9,30E+01
	6,08E+02	5,12E+00	6,13E+02	4,10E+02
	1,73E+02	1,43E+00	1,74E+02	1,55E+02
	8,91E+01	7,30E-01	8,98E+01	7,20E+01
15	2,12E+02	1,67E+00	2,14E+02	2,00E+02
	6,73E+01	5,54E-01	6,80E+01	6,00E+01
	3,15E+01	2,73E-01	3,19E+01	4,50E+01
	3,87E+02	2,88E+01	4,15E+02	1,90E+02
16	1,19E+02	9,60E+00	1,28E+02	6,00E+01
	5,38E+01	4,36E+00	5,82E+01	4,00E+01
	2,05E+02	6,14E-01	2,06E+02	1,90E+02
	6,29E+01	1,87E-01	6,31E+01	6,00E+01
17	2,97E+01	1,05E-01	2,98E+01	4,00E+01
	2,10E+02	7,66E-01	2,11E+02	1,43E+02
	6,77E+01	2,69E-01	6,80E+01	3,30E+01
	2,72E+01	9,77E-02	2,72E+01	2,70E+01
18	4,46E+02	1,47E+00	4,48E+02	2,80E+02
	1,40E+02	4,38E-01	1,41E+02	1,28E+02
	6,19E+01	1,91E-01	6,21E+01	6,20E+01
	1,73E+00	0,00E+00	1,89E+00	3,00E+01
19	5,70E-01	0,00E+00	6,23E-01	1,50E+01
	2,05E-01	0,00E+00	2,28E-01	8,00E+00
	1,66E+02	5,67E-01	1,66E+02	1,80E+02
	5,35E+01	1,84E-01	5,37E+01	5,00E+01
20	2,10E+01	7,77E-02	2,11E+01	3,00E+01

4.3 Determinação das taxas de dose - *MicroShield*®

Para a situação simulada no *MicroShield*® foi usado o parâmetro “*Cylinder volume – External dose point*”. Foram fornecidos como dados de entrada valores referentes à dimensão e intensidade da fonte e densidade do meio atenuador. Os dados de entrada utilizados no programa são apresentados no APÊNDICE E.

Os resultados de taxa de dose obtidos por tambor, por meio do programa são apresentados na TAB. 22, e indicam uma significativa diferença com os valores medidos. Contudo, quando comparados com os cálculos manuais realizados e apresentados na tabela 19, a grande congruência indica que o método descrito por Rockwell foi corretamente aplicado, assim como estão corretos os valores intermediários dos cálculos que são obtidos por interpolação nos gráficos, e que poderiam ser uma grande fonte de erro nos resultados.

Nas FIG. 24 à 27, são apresentados gráficos com os resultados dos cálculos e dos resultados experimentais das taxas de dose. Os tambores foram agrupados em função do ano de coleta do rejeito e em função do tipo de absorvedor. Observa-se que a sobreposição entre os gráficos com os resultados calculados manualmente e pelo programa *Microshield* é quase total. Observa-se também que os valores calculados são sistematicamente superiores aos resultados das medições, exceto para o tambor 20, o único sem conteúdo sólido.

As variações nas taxas de dose podem ter origem em erros experimentais, devido às dificuldades de obtenção de amostras representativas em cada tambor.

As taxas de dose obtidas na amostragem inicial deste trabalho variaram significativamente das obtidas pelo método *Point Kernel*. Para os casos em que as taxas de dose foram superiores aos valores calculados por *Point Kernel* e *MicroShield*® (tambores 13 e 20) uma possível justificativa está na radiação de fundo (BG). Apesar do seu valor relatado em $0,1 \mu\text{Sv.h}^{-1}$, acredita-se que a movimentação dos 21 tambores durante as amostragens possa ter influenciado nas medições das taxas de dose desses tambores.

Para o tambor 20, tambor apenas com nível de líquido, a amostra de água retirada para a determinação da concentração de atividade, em trabalhos anteriores (Taddei *et al*, 2012) apresentou nível de atividade bem inferior em relação aos demais tambores. Erros amostragens podem explicar o fato.

TABELA 22 – Taxas de dose medida e calculada para ^{137}Cs e ^{60}Co

Nº Tambor	Taxa de Dose Medida ($\mu\text{Gy.h}^{-1}$)			Taxa de Dose <i>MicroShield</i> ($\mu\text{Gy.h}^{-1}$)		
	50 cm	100 cm	150 cm	50 cm	100 cm	150 cm
1	4,50E+00	3,20E+00	1,50E+00	7,43E+02	2,88E+02	1,50E+02
2	3,41E+01	1,90E+01	9,50E+00	2,36E+02	9,11E+01	4,74E+01
3	6,60E+00	3,40E+00	1,20E+00	5,66E+02	2,13E+02	1,10E+02
4	3,00E+01	1,00E+01	5,00E+00	1,36E+02	4,78E+01	2,42E+01
5	3,52E+01	2,79E+01	1,94E+01	1,81E+02	7,05E+01	3,68E+01
6	1,25E+02	2,60E+01	1,60E+01	1,89E+02	7,55E+01	3,98E+01
7	5,35E+01	3,65E+01	2,05E+01	3,77E+02	1,50E+02	7,92E+01
8	5,30E+01	2,50E+01	1,10E+01	3,54E+02	1,38E+02	7,18E+01
9	6,50E+01	3,50E+01	1,60E+01	2,76E+02	1,07E+02	5,55E+01
10	4,70E+02	1,32E+02	6,70E+01	3,41E+02	1,22E+02	6,22E+01
11	4,50E+02	1,52E+02	9,20E+01	3,84E+02	1,40E+02	7,16E+01
12	3,18E+02	1,15E+02	8,00E+01	3,17E+02	1,13E+02	5,75E+01
13	4,00E+02	1,95E+02	9,30E+01	2,84E+02	1,04E+02	5,35E+01
14	4,10E+02	1,55E+02	7,20E+01	5,48E+02	2,16E+02	1,14E+02
15	2,00E+02	6,00E+01	4,50E+01	1,95E+02	7,28E+01	3,74E+01
16	5,50E+02	2,00E+02	7,00E+01	3,56E+02	1,37E+02	7,14E+01
17	1,90E+02	6,00E+01	4,00E+01	2,00E+02	6,95E+01	3,51E+01
18	1,43E+02	3,30E+01	2,70E+01	2,15E+02	7,54E+01	3,81E+01
19	2,80E+02	1,30E+02	6,80E+01	4,22E+02	1,56E+02	7,98E+01
20	3,00E+01	1,50E+01	8,00E+00	1,56E+00	5,23E-01	2,68E-01
21	1,80E+02	5,00E+01	3,00E+01	1,55E+02	5,34E+01	2,69E+01

FIGURA 24 – Resina trocada em 1993, taxa de dose ($\mu\text{Sv.h}^{-1}$) em função da distância (cm)

FIGURA 25 – Carvão trocado em 1993, taxa de dose ($\mu\text{Sv.h}^{-1}$) em função da distância (cm)

FIGURA 26 – Resina trocada em 2003, taxa de dose ($\mu\text{Sv.h}^{-1}$) em função da distância (cm)

FIGURA 27 – Carvão trocado em 2003, taxa de dose ($\mu\text{Sv.h}^{-1}$) em função da distância (cm)

5 CONCLUSÕES

A finalidade do presente trabalho foi contribuir para a caracterização radiológica de dois fluxos de rejeitos radioativos gerenciados no IPEN, por meio do desenvolvimento de procedimentos de medida e de cálculo, aplicando o método de *Point-Kernel*, bem como fatores de *Build up*, para estimar as atividades dos embalados de carvão e resina.

Os resultados das medições e cálculos obtidos, tanto pelo método manual (*Point Kernel*) como pela utilização do programa *MicroShield*[®] foram coerentes, indicando a utilidade do método para a caracterização de rejeitos de forma simples e rápida. No entanto, quando comparados com as medições realizadas nos 21 tambores utilizando detector portátil, há uma diferença significativa entre os resultados empíricos e de cálculo, que não puderam ser ainda explicados. Esses resultados indicam a necessidade de novas medições nos tambores para confirmar as taxas de dose medidas, bem como a representatividade das amostras retiradas para análise radioquímica. Leituras das taxas de dose em diferentes pontos no entorno dos tambores poderão também ser feitas a fim de se obter evidências de distribuição não homogênea do conteúdo em diferentes lados do tambor.

Ensaio com amostras dos rejeitos para determinar os teores de água, os quais foram evitados devido à impossibilidade de se manipular fontes de radiação no laboratório utilizado, deverão confirmar ou corrigir os resultados obtidos para a atividade total dos tambores. Contudo, no caso de que correções sejam necessárias para os valores do teor de umidade, da concentração de atividade, da densidade ou quaisquer outros, bastará substituir esses valores nas planilhas de cálculo criadas neste trabalho, para se obter novos resultados.

Conclui-se também, que métodos de imagem, sobretudo por ressonância magnética, podem contribuir significativamente para a caracterização de embalados de rejeitos radioativos, abrindo um campo de pesquisa promissor.

APÊNDICE A- Dados utilizados para calcular a taxa de dose para ^{60}Co

Nº	a														
Tambor	(cm)	a/Ro	$\mu_s (\text{cm}^{-1})$	m	$\mu_s (a+Ro)$	$\mu_s \cdot Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv ($\text{Bq} \cdot \text{cm}^{-3}$)	Θ (Graus)	F	$\Phi (\text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$
1	50	1,8	7,62E-02	1,00	5,9	1,24	16	8,7	-0,095	0,06	2,64	2,21E+04	21	0,11	3,79E+04
	100	3,6	7,62E-02	1,44	9,8	1,38	18	8,7	-0,095	0,06	2,83	2,21E+04	12	0,05	1,08E+04
	150	5,4	7,62E-02	1,78	13,6	1,46	19	8,7	-0,095	0,06	2,94	2,21E+04	9	0,04	5,27E+03
2	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	7,46E+03	21	0,10	1,18E+04
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	7,46E+03	12	0,05	3,44E+03
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	7,46E+03	8	0,03	1,57E+03
3	50	1,8	7,62E-02	1,00	5,9	1,24	16	8,7	-0,095	0,06	2,64	1,94E+04	18	0,09	2,73E+04
	100	3,6	7,62E-02	1,44	9,8	1,38	18	8,7	-0,095	0,06	2,83	1,94E+04	10	0,05	8,23E+03
	150	5,4	7,62E-02	1,78	13,6	1,46	19	8,7	-0,095	0,06	2,94	1,94E+04	7	0,03	3,58E+03
4	50	1,8	7,80E-02	1,03	6,1	1,28	16	8,7	-0,095	0,06	2,69	8,77E+03	9	0,05	7,52E+03
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	8,77E+03	5	0,02	1,83E+03
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	8,77E+03	4	0,02	1,02E+03
5	50	1,8	7,80E-02	1,03	6,1	1,28	16	8,7	-0,095	0,06	2,69	5,49E+03	22	0,10	8,72E+03
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	5,49E+03	13	0,06	2,87E+03
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	5,49E+03	9	0,04	1,43E+03
6	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	5,37E+03	24	0,12	1,04E+04
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	5,37E+03	14	0,06	3,20E+03
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	5,37E+03	10	0,04	1,43E+03
7	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	1,07E+04	24	0,11	1,90E+04
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	1,07E+04	14	0,06	5,96E+03
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	1,07E+04	10	0,04	2,85E+03

APÊNDICE A- Dados utilizados para calcular a taxa de dose para ^{60}Co (Continuação)

Nº	a														
Tambor	(cm)	a/Ro	$\mu_s(\text{cm}^{-1})$	m	$\mu_s(a+Ro)$	$\mu_s.Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv (Bq.cm ⁻³)	Θ (Graus)	F	$\Phi (\text{cm}^{-2}.\text{s}^{-1})$
8	50	1,8	7,80E-02	1,04	6,1	1,29	17	8,7	-0,095	0,06	2,71	1,09E+04	21	0,10	1,73E+04
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	1,09E+04	12	0,05	5,48E+03
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	1,09E+04	9	0,04	2,84E+03
9	50	1,8	7,80E-02	1,03	6,1	1,28	16	8,7	-0,095	0,06	2,69	8,72E+03	21	0,10	1,39E+04
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	8,72E+03	12	0,05	4,14E+03
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	8,72E+03	8	0,03	1,92E+03
10	50	1,8	7,62E-02	1,00	5,9	1,24	16	8,7	-0,095	0,06	2,64	1,59E+04	12	0,06	1,44E+04
	100	3,6	7,62E-02	1,44	9,8	1,38	18	8,7	-0,095	0,06	2,83	1,59E+04	7	0,03	4,94E+03
	150	5,4	7,62E-02	1,78	13,6	1,46	19	8,7	-0,095	0,06	2,94	1,59E+04	5	0,02	2,17E+03
11	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	1,59E+04	14	0,07	1,73E+04
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	1,59E+04	8	0,03	4,98E+03
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	1,59E+04	6	0,02	2,62E+03
12	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	1,61E+04	11	0,06	1,47E+04
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	1,61E+04	6	0,03	4,11E+03
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	1,61E+04	4	0,03	2,86E+03
13	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	1,15E+04	15	0,07	1,30E+04
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	1,15E+04	9	0,04	4,20E+03
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	1,15E+04	6	0,02	1,77E+03
14	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	1,53E+04	23	0,11	2,65E+04
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	1,53E+04	13	0,05	7,52E+03
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	1,53E+04	9	0,04	3,87E+03

APÊNDICE A- Dados utilizados para calcular a taxa de dose para ^{60}Co (Continuação)

Nº	a														
Tambor	(cm)	a/Ro	$\mu_s(\text{cm}^{-1})$	m	$\mu_s(a+Ro)$	$\mu_s.Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv (Bq.cm ⁻³)	Θ (Graus)	F	$\Phi(\text{cm}^{-2}.\text{s}^{-1})$
15	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	7,25E+03	17	0,08	9,24E+03
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	7,25E+03	10	0,04	2,93E+03
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	7,25E+03	7	0,03	1,37E+03
16	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	1,07E+04	17	0,10	1,68E+04
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	1,07E+04	10	0,05	5,16E+03
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	1,07E+04	7	0,03	2,34E+03
17	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	1,67E+04	20	0,03	8,91E+03
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	1,67E+04	12	0,02	2,74E+03
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	1,67E+04	8	0,01	1,29E+03
18	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	1,53E+04	7	0,04	9,14E+03
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	1,53E+04	4	0,02	2,95E+03
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	1,53E+04	3	0,01	1,18E+03
19	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	1,67E+04	8	0,07	1,94E+04
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	1,67E+04	5	0,04	6,10E+03
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	1,67E+04	3	0,02	2,69E+03
20	50	1,8	6,32E-02	0,88	4,9	1,09	17	8,7	-0,095	0,06	2,44	5,62E+01	16	0,09	7,51E+01
	100	3,6	6,32E-02	1,24	8,1	1,19	19	8,7	-0,095	0,06	2,57	5,62E+01	9	0,05	2,48E+01
	150	5,4	6,32E-02	1,63	11,2	1,34	21	8,7	-0,095	0,06	2,77	5,62E+01	6	0,03	8,92E+00
21	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	1,86E+04	0	0,02	7,20E+03
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	1,86E+04	0	0,01	2,33E+03
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	1,86E+04	0	0,01	9,13E+02

APÊNDICE B - Relação dos dados utilizados para calcular a taxa de dose para ^{137}Cs

Nº Tambor	a (cm)	a/Ro	μ_s (cm ⁻¹)	m	μ_s (a+Ro)	$\mu_s \cdot Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv (Bq.cm ⁻³)	Θ (Graus)	F	Φ (cm ⁻² .s ⁻¹)
1	50	1,8	1,04E-01	1,3	8,1	1,56	15	0	1,40	21,5	5,64	3,35E+01	21	0,08	8,98E+01
	100	3,6	1,04E-01	1,7	13,3	1,63	16	0	1,56	21,5	5,87	3,35E+01	12	0,04	2,59E+01
	150	5,4	1,04E-01	2,1	18,4	1,69	16	0	1,74	21,5	6,05	3,35E+01	9	0,03	1,43E+01
2	50	1,8	1,09E-01	1,27	8,5	1,57	14	0	1,40	21,5	5,68	3,40E+01	21	0,07	8,45E+01
	100	3,6	1,09E-01	1,72	13,9	1,65	15	0	1,56	21,5	5,93	3,40E+01	12	0,04	2,61E+01
	150	5,4	1,09E-01	2,12	19,4	1,74	16	0	1,74	21,5	6,22	3,40E+01	8	0,02	1,20E+01
3	50	1,8	1,04E-01	1,3	8,1	1,56	15	0	1,40	21,5	5,64	1,99E+01	18	0,12	8,12E+01
	100	3,6	1,04E-01	1,7	13,3	1,63	16	0	1,56	21,5	5,87	1,99E+01	10	0,03	1,35E+01
	150	5,4	1,04E-01	2,1	18,4	1,69	16	0	1,74	21,5	6,05	1,99E+01	7	0,02	6,83E+00
4	50	1,8	1,07E-01	1,26	8,3	1,56	15	0	1,40	21,5	5,64	4,94E+01	9	0,03	5,06E+01
	100	3,6	1,07E-01	1,7	13,6	1,63	15	0	1,56	21,5	5,87	4,94E+01	5	0,02	1,67E+01
	150	5,4	1,07E-01	2,08	19,0	1,71	16	0	1,74	21,5	6,11	4,94E+01	4	0,01	8,55E+00
5	50	1,8	1,07E-01	1,26	8,3	1,56	15	0	1,74	21,5	5,64	4,15E+01	22	0,08	1,14E+02
	100	3,6	1,07E-01	1,7	13,6	1,63	15	0	1,74	21,5	5,87	4,15E+01	13	0,04	3,56E+01
	150	5,4	1,07E-01	2,08	19,0	1,71	16	0	1,74	21,5	6,11	4,15E+01	9	0,03	1,68E+01
6	50	1,8	1,09E-01	1,27	8,5	1,57	14	0	1,40	21,5	5,68	2,86E+01	24	0,08	8,10E+01
	100	3,6	1,09E-01	1,72	13,9	1,65	15	0	1,56	21,5	5,93	2,86E+01	14	0,05	2,66E+01
	150	5,4	1,09E-01	2,12	19,4	1,74	16	0	1,74	21,5	6,22	2,86E+01	10	0,03	1,26E+01
7	50	1,8	1,09E-01	1,27	8,5	1,57	14	0	1,40	21,5	5,68	5,54E+01	24	0,09	1,70E+02
	100	3,6	1,09E-01	1,72	13,9	1,65	15	0	1,56	21,5	5,93	5,54E+01	14	0,05	5,03E+01
	150	5,4	1,09E-01	2,12	19,4	1,74	16	0	1,74	21,5	6,22	5,54E+01	10	0,03	2,44E+01

APÊNDICE B - Dados utilizados para calcular a taxa de dose para ^{137}Cs (Continuação)

Nº Tambor	a (cm)	a/Ro	μ_s (cm ⁻¹)	m	μ_s (a+Ro)	$\mu_s \cdot Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv (Bq.cm ⁻³)	Θ (Graus)	F	Φ (cm ⁻² .s ⁻¹)
8	50	1,8	1,07E-01	1,26	8,3	1,56	15	0	1,40	21,5	5,64	6,04E+01	21	0,08	1,61E+02
	100	3,6	1,07E-01	1,70	13,6	1,63	15	0	1,56	21,5	5,87	6,04E+01	12	0,04	4,82E+01
	150	5,4	1,07E-01	2,08	19,0	1,71	16	0	1,74	21,5	6,11	6,04E+01	9	0,03	2,35E+01
9	50	1,8	1,07E-01	1,26	8,3	1,56	15	0	1,40	21,5	5,64	4,93E+01	21	0,08	1,32E+02
	100	3,6	1,07E-01	1,70	13,6	1,63	15	0	1,56	21,5	5,87	4,93E+01	12	0,04	3,84E+01
	150	5,4	1,07E-01	2,08	19,0	1,71	16	0	1,74	21,5	6,11	4,93E+01	8	0,03	1,78E+01
10	50	1,8	1,03E-01	1,26	8,0	1,56	15	0	1,40	21,5	5,64	1,56E+03	12	0,05	2,38E+03
	100	3,6	1,03E-01	1,70	13,2	1,63	16	0	1,56	21,5	5,87	1,56E+03	7	0,03	7,75E+02
	150	5,4	1,03E-01	2,06	18,4	1,69	16	0	1,74	21,5	6,05	1,56E+03	5	0,02	3,56E+02
11	50	1,8	1,04E-01	1,26	8,1	1,56	15	0	1,40	21,5	5,64	2,10E+02	14	0,05	3,57E+02
	100	3,6	1,04E-01	1,70	13,3	1,63	16	0	1,56	21,5	5,87	2,10E+02	8	0,03	1,08E+02
	150	5,4	1,04E-01	2,05	18,5	1,68	16	0	1,74	21,5	6,03	2,10E+02	6	0,02	5,97E+01
12	50	1,8	1,04E-01	1,26	8,1	1,56	15	0	1,40	21,5	5,64	2,38E+02	11	0,05	3,72E+02
	100	3,6	1,04E-01	1,70	13,3	1,63	16	0	1,56	21,5	5,87	2,38E+02	6	0,02	9,47E+01
	150	5,4	1,04E-01	2,05	18,5	1,68	16	0	1,74	21,5	6,03	2,38E+02	4	0,01	4,07E+01
13	50	1,8	1,09E-01	1,27	8,5	1,57	14	0	1,40	21,5	5,68	3,27E+01	15	0,06	6,20E+01
	100	3,6	1,09E-01	1,72	13,9	1,65	15	0	1,56	21,5	5,93	3,27E+01	9	0,03	1,98E+01
	150	5,4	1,09E-01	2,12	19,4	1,74	16	0	1,74	21,5	6,22	3,27E+01	6	0,02	8,63E+00
14	50	1,8	1,04E-01	1,26	8,1	1,56	15	0	1,40	21,5	5,64	1,27E+02	23	0,09	3,79E+02
	100	3,6	1,04E-01	1,70	13,3	1,63	16	0	1,56	21,5	5,87	1,27E+02	13	0,04	1,06E+02
	150	5,4	1,04E-01	2,05	18,5	1,68	16	0	1,74	21,5	6,03	1,27E+02	9	0,03	5,41E+01

APÊNDICE B - Dados utilizados para calcular a taxa de dose para ^{137}Cs (Continuação)

Nº Tambor	a (cm)	a/Ro	μ_s (cm ⁻¹)	m	μ_s (a+Ro)	$\mu_s \cdot Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv (Bq.cm ⁻³)	Θ (Graus)	F	Φ (cm ⁻² .s ⁻¹)
15	50	1,8	1,09E-01	1,27	8,5	1,57	14	0	1,40	21,5	5,68	5,98E+01	17	0,06	1,24E+02
	100	3,6	1,09E-01	1,72	13,9	1,65	15	0	1,56	21,5	5,93	5,98E+01	10	0,03	4,10E+01
	150	5,4	1,09E-01	2,12	19,4	1,74	16	0	1,74	21,5	6,22	5,98E+01	7	0,02	2,02E+01
16	50	1,8	1,04E-01	1,26	8,1	1,56	15	0	1,40	21,5	5,64	8,73E+02	20	0,07	2,14E+03
	100	3,6	1,04E-01	1,70	13,3	1,63	16	0	1,56	21,5	5,87	8,73E+02	12	0,04	7,11E+02
	150	5,4	1,04E-01	2,05	18,5	1,68	16	0	1,74	21,5	6,03	8,73E+02	8	0,03	3,23E+02
17	50	1,8	1,09E-01	1,27	8,5	1,57	14	0	1,40	21,5	5,68	5,27E+01	7	0,03	4,55E+01
	100	3,6	1,09E-01	1,72	13,9	1,65	15	0	1,56	21,5	5,93	5,27E+01	4	0,01	1,38E+01
	150	5,4	1,09E-01	2,12	19,4	1,74	16	0	1,74	21,5	6,22	5,27E+01	3	0,01	7,74E+00
18	50	1,8	1,09E-01	1,27	8,5	1,57	14	0	1,40	21,5	5,68	5,48E+01	8	0,03	5,67E+01
	100	3,6	1,09E-01	1,72	13,9	1,65	15	0	1,56	21,5	5,93	5,48E+01	5	0,02	1,99E+01
	150	5,4	1,09E-01	2,12	19,4	1,74	16	0	1,74	21,5	6,22	5,48E+01	3	0,01	7,24E+00
19	50	1,8	1,09E-01	1,27	8,5	1,57	14	0	1,40	21,5	5,68	5,35E+01	16	0,06	1,09E+02
	100	3,6	1,09E-01	1,72	13,9	1,65	15	0	1,56	21,5	5,93	5,35E+01	9	0,03	3,24E+01
	150	5,4	1,09E-01	2,12	19,4	1,74	16	0	1,74	21,5	6,22	5,35E+01	6	0,02	1,42E+01
20	50	1,8	8,57E-02	1,09	6,7	1,35	16	0	1,40	21,5	4,96	0,00E+00	0	0,07	0,00E+00
	100	3,6	8,57E-02	1,55	11,0	1,49	17	0	1,56	21,5	5,40	0,00E+00	0	0,04	0,00E+00
	150	5,4	8,57E-02	1,88	15,3	1,54	18	0	1,74	21,5	5,57	0,00E+00	0	0,02	0,00E+00
21	50	1,8	1,09E-01	1,27	8,5	1,57	14	0	1,40	21,5	5,68	6,75E+01	5	0,02	4,20E+01
	100	3,6	1,09E-01	1,72	13,9	1,65	15	0	1,56	21,5	5,93	6,75E+01	3	0,01	1,36E+01
	150	5,4	1,09E-01	2,12	19,4	1,74	16	0	1,74	21,5	6,22	6,75E+01	2	0,01	5,75E+00

APÊNDICE C- Dados utilizados para calcular a taxa de dose na água para ^{60}Co

Nº	a														
Tambor	(cm)	a/Ro	$\mu_s (\text{cm}^{-1})$	m	$\mu_s (a+Ro)$	$\mu_s \cdot Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv (Bq.cm ⁻³)	Θ (Graus)	F	$\Phi (\text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$
1	50	1,8	7,62E-02	1,00	5,9	1,24	16	8,7	-0,095	0,06	2,64	0,00E+00	21	0,11	0,00E+00
	100	3,6	7,62E-02	1,44	9,8	1,38	18	8,7	-0,095	0,06	2,83	0,00E+00	12	0,05	0,00E+00
	150	5,4	7,62E-02	1,78	13,6	1,46	19	8,7	-0,095	0,06	2,94	0,00E+00	9	0,04	0,00E+00
2	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	1,48E+00	23	0,10	2,39E+00
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	1,48E+00	13	0,05	7,68E-01
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	1,48E+00	9	0,03	3,53E-01
3	50	1,8	7,62E-02	1,00	5,9	1,24	16	8,7	-0,095	0,06	2,64	0,00E+00	18	0,09	0,00E+00
	100	3,6	7,62E-02	1,44	9,8	1,38	18	8,7	-0,095	0,06	2,83	0,00E+00	10	0,05	0,00E+00
	150	5,4	7,62E-02	1,78	13,6	1,46	19	8,7	-0,095	0,06	2,94	0,00E+00	7	0,03	0,00E+00
4	50	1,8	7,80E-02	1,03	6,1	1,28	16	8,7	-0,095	0,06	2,69	2,89E+01	9	0,05	2,06E+01
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	2,89E+01	5	0,02	6,03E+00
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	2,89E+01	4	0,02	3,37E+00
5	50	1,8	7,80E-02	1,03	6,1	1,28	16	8,7	-0,095	0,06	2,69	1,25E+01	22	0,10	1,99E+01
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	1,25E+01	13	0,06	6,55E+00
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	1,25E+01	9	0,04	3,27E+00
6	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	6,28E+00	24	0,12	1,22E+01
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	6,28E+00	14	0,06	3,74E+00
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	6,28E+00	10	0,04	1,67E+00
7	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	7,98E+00	26	0,12	1,54E+01
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	7,98E+00	16	0,07	5,21E+00
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	7,98E+00	11	0,04	2,29E+00

APÊNDICE C- Dados utilizados para calcular a taxa de dose na água para ^{60}Co (Continuação)

Nº	a														
Tambor	(cm)	a/Ro	$\mu_s (\text{cm}^{-1})$	m	$\mu_s (a+Ro)$	$\mu_s \cdot Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv (Bq.cm ⁻³)	Θ (Graus)	F	$\Phi (\text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$
8	50	1,8	7,80E-02	1,04	6,1	1,29	17	8,7	-0,095	0,06	2,71	3,79E-01	21	0,01	6,65E-02
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	3,79E-01	12	0,05	1,91E-01
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	3,79E-01	9	0,04	9,90E-02
9	50	1,8	7,80E-02	1,03	6,1	1,28	16	8,7	-0,095	0,06	2,69	1,36E+01	21	0,10	2,16E+01
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	1,36E+01	12	0,05	6,47E+00
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	1,36E+01	8	0,03	2,99E+00
10	50	1,8	7,62E-02	1,00	5,9	1,24	16	8,7	-0,095	0,06	2,64	0,00E+00	12	0,06	0,00E+00
	100	3,6	7,62E-02	1,44	9,8	1,38	18	8,7	-0,095	0,06	2,83	0,00E+00	7	0,03	0,00E+00
	150	5,4	7,62E-02	1,78	13,6	1,46	19	8,7	-0,095	0,06	2,94	0,00E+00	5	0,02	0,00E+00
11	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	0,00E+00	20	0,10	0,00E+00
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	0,00E+00	11	0,05	0,00E+00
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	0,00E+00	8	0,03	0,00E+00
12	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	0,00E+00	27	0,13	0,00E+00
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	0,00E+00	16	0,07	0,00E+00
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	0,00E+00	11	0,05	0,00E+00
13	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	0,00E+00	29	0,13	0,00E+00
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	0,00E+00	17	0,07	0,00E+00
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	0,00E+00	12	0,05	0,00E+00
14	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	0,00E+00	23	0,11	0,00E+00
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	0,00E+00	13	0,06	0,00E+00
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	0,00E+00	9	0,04	0,00E+00

APÊNDICE C- Dados utilizados para calcular a taxa de dose na água para ^{60}Co (Continuação)

Nº	a														
Tambor	(cm)	a/Ro	$\mu_s (\text{cm}^{-1})$	m	$\mu_s (a+Ro)$	$\mu_s \cdot Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv (Bq.cm ⁻³)	Θ (Graus)	F	$\Phi (\text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$
15	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	7,76E+00	29	0,13	1,63E+01
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	7,76E+00	17	0,07	5,37E+00
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	7,76E+00	12	0,05	2,45E+00
16	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	0,00E+00	24	0,11	0,00E+00
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	0,00E+00	14	0,06	0,00E+00
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	0,00E+00	10	0,04	0,00E+00
17	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	4,19E-01	22	0,10	6,76E-01
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	4,19E-01	13	0,05	2,17E-01
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	4,19E-01	9	0,04	1,03E-01
18	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	3,10E-02	20	0,09	4,50E-02
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	3,10E-02	12	0,05	1,49E-02
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	3,10E-02	8	0,03	6,30E-03
19	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	1,78E+00	28	0,12	3,43E+00
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	1,78E+00	17	0,07	1,19E+00
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	1,78E+00	12	0,05	5,60E-01
20	50	1,8	6,32E-02	0,88	4,9	1,09	17	8,7	-0,095	0,06	2,44	5,60E+00	15	0,09	7,16E+00
	100	3,6	6,32E-02	1,24	8,1	1,19	19	8,7	-0,095	0,06	2,57	5,60E+00	9	0,05	2,28E+00
	150	5,4	6,32E-02	1,63	11,2	1,34	21	8,7	-0,095	0,06	2,77	5,60E+00	6	0,03	9,95E-01
21	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	3,03E-01	18	0,08	4,10E-01
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	3,03E-01	10	0,04	1,19E-01
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	3,03E-01	7	0,02	4,67E-02

APÊNDICE D- Dados utilizados para calcular a taxa de dose na água para ^{137}Cs

Nº	a														
Tambor	(cm)	a/Ro	$\mu_s (\text{cm}^{-1})$	m	$\mu_s (a+Ro)$	$\mu_s \cdot Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv (Bq.cm ⁻³)	Θ (Graus)	F	$\Phi (\text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$
1	50	1,8	7,62E-02	1,00	5,9	1,24	16	8,7	-0,095	0,06	2,64	0,00E+00	21	0,08	0,00E+00
	100	3,6	7,62E-02	1,44	9,8	1,38	18	8,7	-0,095	0,06	2,83	0,00E+00	12	0,04	0,00E+00
	150	5,4	7,62E-02	1,78	13,6	1,46	19	8,7	-0,095	0,06	2,94	0,00E+00	9	0,03	0,00E+00
2	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	1,18E-01	23	0,08	2,01E-03
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	1,18E-01	14	0,04	4,55E-03
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	1,18E-01	10	0,03	6,46E-03
3	50	1,8	7,62E-02	1,00	5,9	1,24	16	8,7	-0,095	0,06	2,64	0,00E+00	18	0,12	0,00E+00
	100	3,6	7,62E-02	1,44	9,8	1,38	18	8,7	-0,095	0,06	2,83	0,00E+00	10	0,03	0,00E+00
	150	5,4	7,62E-02	1,78	13,6	1,46	19	8,7	-0,095	0,06	2,94	0,00E+00	7	0,02	0,00E+00
4	50	1,8	7,80E-02	1,03	6,1	1,28	16	8,7	-0,095	0,06	2,69	4,05E+00	9	0,03	2,56E-02
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	4,05E+00	5	0,02	5,95E-02
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	4,05E+00	4	0,01	9,68E-02
5	50	1,8	7,80E-02	1,03	6,1	1,28	16	8,7	-0,095	0,06	2,69	2,94E+00	22	0,08	4,96E-02
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	2,94E+00	13	0,04	1,09E-01
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	2,94E+00	9	0,03	1,64E-01
6	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	9,49E-01	24	0,08	1,66E-02
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	9,49E-01	14	0,05	3,82E-02
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	9,49E-01	10	0,03	5,78E-02
7	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	3,98E-01	27	0,09	7,63E-03
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	3,98E-01	16	0,05	1,81E-02
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	3,98E-01	11	0,03	2,58E-02

APÊNDICE D- Dados utilizados para calcular a taxa de dose na água para ^{137}Cs (Continuação)

Nº	a														
Tambor	(cm)	a/Ro	$\mu_s (\text{cm}^{-1})$	m	$\mu_s (a+Ro)$	$\mu_s \cdot Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv (Bq.cm ⁻³)	Θ (Graus)	F	$\Phi (\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1})$
8	50	1,8	7,80E-02	1,04	6,1	1,29	17	8,7	-0,095	0,06	2,71	1,61E+00	22	0,08	2,64E-02
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	1,61E+00	13	0,04	5,55E-02
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	1,61E+00	9	0,03	8,64E-02
9	50	1,8	7,80E-02	1,03	6,1	1,28	16	8,7	-0,095	0,06	2,69	4,04E-01	21	0,08	6,64E-03
	100	3,6	7,80E-02	1,46	10,0	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	4,04E-01	12	0,04	1,36E-02
	150	5,4	7,80E-02	1,80	13,9	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	4,04E-01	9	0,03	2,01E-02
10	50	1,8	7,62E-02	1,00	5,9	1,24	16	8,7	-0,095	0,06	2,64	0,00E+00	12	0,05	0,00E+00
	100	3,6	7,62E-02	1,44	9,8	1,38	18	8,7	-0,095	0,06	2,83	0,00E+00	7	0,03	0,00E+00
	150	5,4	7,62E-02	1,78	13,6	1,46	19	8,7	-0,095	0,06	2,94	0,00E+00	5	0,02	0,00E+00
11	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	0,00E+00	20	0,07	0,00E+00
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	0,00E+00	12	0,04	0,00E+00
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	0,00E+00	8	0,03	0,00E+00
12	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	0,00E+00	27	0,09	0,00E+00
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	0,00E+00	16	0,05	0,00E+00
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	0,00E+00	11	0,04	0,00E+00
13	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	0,00E+00	30	0,09	0,00E+00
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	0,00E+00	18	0,07	0,00E+00
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	0,00E+00	12	0,04	0,00E+00
14	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	0,00E+00	23	0,09	0,00E+00
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	0,00E+00	14	0,05	0,00E+00
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	0,00E+00	10	0,03	0,00E+00

APÊNDICE D- Dados utilizados para calcular a taxa de dose na água para ^{137}Cs (Continuação)

Nº	a														
Tambor	(cm)	a/Ro	$\mu_s (\text{cm}^{-1})$	m	$\mu_s (a+Ro)$	$\mu_s \cdot Z$	Z (cm)	A1	$\alpha 1$	$\alpha 2$	B	Sv (Bq.cm ⁻³)	Θ (Graus)	F	$\Phi (\text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$
15	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	1,11E+00	29	0,10	2,36E-02
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	1,11E+00	17	0,06	5,43E-02
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	1,11E+00	12	0,03	7,64E-02
16	50	1,8	7,67E-02	1,02	6,0	1,26	16	8,7	-0,095	0,06	2,67	0,00E+00	24	0,09	0,00E+00
	100	3,6	7,67E-02	1,46	9,8	1,40	18	8,7	-0,095	0,06	2,86	0,00E+00	14	0,05	0,00E+00
	150	5,4	7,67E-02	1,80	13,6	1,48	19	8,7	-0,095	0,06	2,96	0,00E+00	10	0,03	0,00E+00
17	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	8,56E-01	23	0,08	1,50E-02
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	8,56E-01	13	0,04	3,30E-02
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	8,56E-01	9	0,03	4,86E-02
18	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	4,84E-01	20	0,07	7,22E-03
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	4,84E-01	12	0,04	1,61E-02
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	4,84E-01	8	0,02	2,36E-02
19	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	4,89E-01	28	0,09	9,59E-03
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	4,89E-01	17	0,06	2,40E-02
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	4,89E-01	12	0,04	3,47E-02
20	50	1,8	6,32E-02	0,88	4,9	1,09	17	8,7	-0,095	0,06	2,44	1,48E-01	16	0,07	1,82E-03
	100	3,6	6,32E-02	1,24	8,1	1,19	19	8,7	-0,095	0,06	2,57	1,48E-01	9	0,04	3,93E-03
	150	5,4	6,32E-02	1,63	11,2	1,34	21	8,7	-0,095	0,06	2,77	1,48E-01	6	0,02	6,17E-03
21	50	1,8	8,02E-02	1,05	6,3	1,30	16	8,7	-0,095	0,06	2,72	1,89E-01	18	0,07	2,66E-03
	100	3,6	8,02E-02	1,48	10,3	1,42	18	8,7	-0,095	0,06	2,89	1,89E-01	11	0,03	5,46E-03
	150	5,4	8,02E-02	1,85	14,3	1,52	19	8,7	-0,095	0,06	3,02	1,89E-01	7	0,02	8,44E-03

APÊNDICE E- Dados de Entrada para Cálculo *MicroShield*®

Nº tambor	Massa Total (g)	Altura Sobrenadante (cm)	Volume do sobrenadante (cm ⁻³)	Massa Efetiva (g)	Volume Efetivo (cm ⁻³)	Massa de Sólido (g)	Massa de Água (g)	μs (Co) Mev(cm ⁻¹)	μs (Cs) Mev(cm ⁻¹)
1	123	0	0	123	126	73	49	7,62E-02	1,04E-01
2	172	6	15	157	123	36	121	8,02E-02	1,09E-01
3	94	0	0	94	103	56	38	7,62E-02	1,04E-01
4	46	0	0	46	52	19	27	7,80E-02	1,07E-01
5	136	0	0	136	129	51	85	7,80E-02	1,07E-01
6	188	0	0	188	145	43	144	8,02E-02	1,09E-01
7	197	7	17	180	145	42	138	8,02E-02	1,09E-01
8	118	0	0	118	128	49	69	7,80E-02	1,07E-01
9	115	0	0	115	123	48	67	7,80E-02	1,07E-01
10	53	0	0	53	69	32	21	7,62E-02	1,03E-01
11	133	15	37	96	81	41	55	7,67E-02	1,04E-01
12	182	41	101	81	64	34	47	7,67E-02	1,04E-01
13	204	37	91	113	89	26	87	8,02E-02	1,09E-01
14	161	0	0	161	138	69	92	7,67E-02	1,04E-01
15	206	32	79	127	98	29	98	8,02E-02	1,09E-01
16	157	9	22	134	121	57	77	7,67E-02	1,04E-01
17	150	38	94	57	39	13	43	8,02E-02	1,09E-01
18	138	29	70	68	47	16	52	8,02E-02	1,09E-01
19	212	33	81	131	91	30	101	8,02E-02	1,09E-01
20	92	37	91	92	91	0	92	6,32E-02	8,57E-02
21	126	32	79	47	27	11	36	8,02E-02	1,09E-01

APÊNDICE F – Resultados de ensaios por método de imagem

Determinação das massas secas de carvão e resina por métodos de imagem

Além do experimento em laboratório, foram obtidas imagens radiológicas a fim de se determinar aprimorar o procedimento para visualização dos níveis de água, principalmente os níveis abaixo das alturas do carvão e resina, tambores descritos na FIG. 21(c) que haviam se apresentado irregularidades nos teste em laboratório, devido ao efeito de capilaridade. Os três métodos realizados foram radiografias, neutrografias e ressonância magnética.

As imagens a seguir apresenta uma radiografia das amostras de resina.

Radiografias de amostras de carvão ativado e resina de troca iônica, não radioativos, respectivamente, com diferentes níveis de água. Da esquerda para direita: absorvedores secos; absorvedores saturados com água (sem água livre); água abaixo do nível de absorvedor; água e absorvedores no mesmo nível, e absorvedores com água sobrenadante.

As radiografias foram realizadas com tensão baixa (46 kV) e corrente alta (200 mA com 0,08 seg.) a fim de permitir melhor visualização do conteúdo líquido. Para os níveis de água acima do sólido, tanto para o carvão como para resina, foi observado bom contraste, permitindo assim visualização de todo o volume de água. Entretanto, para as amostras com níveis de água abaixo do sólido, as radiografias não se mostraram conclusivas. O método foi repetido utilizando valores de tensão da ordem 38 kV com 200 mA e 0,04 seg.; 41 kV com 200 mA e 0,04 seg.; e 51 kV com 200 mA e 0,12 seg. com as amostras de carvão e resina. Entretanto, os níveis de água abaixo do sólido continuaram não visíveis.

No segundo método de imagem, utilizado foi a neutrografia. A pesar da boa visualização da granulosidade principalmente do carvão, as imagens também não se mostraram conclusivas, uma vez que não foi possível identificar de forma regular o nível de água livre em altura inferior ao do carvão e resina. A água mostrou-se em uma linha irregular, não permitindo a determinação de seu volume.

Neutrografias de amostras de carvão ativado e resina de troca iônica, respectivamente não radioativos. Da esquerda para direita: absorvedores secos; absorvedores saturados com água (sem água livre); água abaixo do nível de absorvedor; água e absorvedores no mesmo nível, e absorvedores com água sobrenadante.

No terceiro método por imagem, utilizando ressonância magnética, foram obtidas imagens que permitem, em uma primeira análise, também uma boa visualização da granulosidade principalmente do carvão e dos níveis de água. No entanto, durante as aquisições das imagens, dificuldades devido a especificações técnicas do exame, impossibilitaram a formação das imagens de todas as amostras. A dificuldade ocorreu no posicionamento das amostras no interior do equipamento (magneto), uma vez que para a realização do exame são colocadas em um dispositivo específico para posicionamento de pacientes, não podendo ser adaptado.

Com limitações na técnica, somente as imagens para a resina (nível de água abaixo do sólido) foram obtidas com eficácia, impossibilitando a aplicação do método para todas as amostras, e consecutivamente para todos os tambores. Melhorias no posicionamento das amostras, a fim de evitar problemas de artefato na imagem, poderão ser realizadas em trabalhos futuros; bem como a investigação dos parâmetros de: baixa relação sinal ruído, falta de homogeneidade do campo magnético e supressão de sinal; uma vez que, em relação às três técnicas a ressonância mostrou-se a mais promissora.

Imagens por ressonância magnética de carvão ativado e resina de troca iônica, respectivamente, não radioativos, com diferentes níveis de água livre. Da esquerda para direita: absorvedor com nível de água na mesma altura; absorvedor saturado em água (sem água livre) e absorvedor com água sobrenadante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANTILLA. M. *Gamma and neutron dose rates on the outer surface of the nuclear waste disposal canisters*. VTT Energy. Dezembro. 1996 (ISSN 1239-3096). Disponível em: http://www.posiva.fi/files/2636/POSIVA-96-10_web.pdf. Acesso em 24 abr. 2013.

BARDIÈS. M.; KWORK. C.; SGOUROS. G. *Dose point-kernel for radionuclides dosimetry*. IOP Publishing. 2003.

BLACKFORD M. G.; HANNA, K. J.; PIKE, E. R.; PERERA, D. S. Transmission Electron Microscopy and Nuclear Magnetic Resonance Studies of Geopolymers for Radioactive Waste Immobilization. 2007 *Journal American Ceramic Society*. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1551-2916.2007.01532.x>. Acesso em 01 set. 2013.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. *Plano Nacional de Energia 2030*. Colaboração empresa de Pesquisa energética. Brasília: Brasil. 2007.

CARATIN. R. L. *Estudo Da Imobilização De Rejeitos Radioativos Em Matrizes Asfálticas E Resíduos Elásticos Utilizando A Técnica De Micro-Ondas*. 2007. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo.

CEGALA. M. A.; BAPTISTA FILHO. B. D.; FÉLIS. O. C. *Estudo de sistema para remoção de impurezas da água da piscina do reator IEA-R. Fase I: projeto do Circuito Experimental*. International Nuclear Atlantic Conference. INAC. IPEN-CNEN/SP. Poços de Caldas. Brasil. 1997.

CHABOT. G. *Relationship Between Radionuclide Gamma Emission and Exposure Rate*. Health Physics Society. 2011. Disponível em: <http://hps.org/publicinformation/ate/faqs/gammaandexposure.html>. Acesso em 13 mar. 2013.

CHANKOW. N. Neutron Radiography. Nondestructive Testing Methods and New Applications. *Department of Nuclear Engineering. Faculty of Engineering*. InTech. ISBN: 978-953-51-0108-6. 2012.

CHIBANI. O. New photon exposure Buildup factors. *Nuclear Science and Engineering*. Vol. 137 pág.215-225 (2001).

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. Norma CNEN-NN- 6.05: *Gerência de Rejeitos Radioativos em Instalações Radiativas*. Brasil. 1985.

COMISSÃO NACIONAL DE ENERGIA NUCLEAR. Norma CNEN-NN- 6.09: *Critérios de Aceitação para Deposição de Rejeitos Radioativos de Baixo e Médio Nível de Radiação*. Brasil. 2002.

DIMENSTEIN. R; HORNOS. Y. M. M.. *Manual de Proteção Radiológica Aplicada ao Radiodiagnóstico*. Senac - Apontamentos. 2ª Ed. São Paulo. 2004.

ELETROBRÁS TERMONUCLEAR. *Sistema de desmineralização de água para o Reator IEA-R1: Unidade de Retratamento. Databook*. São Paulo. Brasil. 2003.

GERALDO. B. *Utilização de métodos radioanalíticos sequenciais para determinação de isótopos de urânio, plutônio, amerício, cúrio e netúnio em rejeitos radioativos*. 2012. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo.

GONZALES. L. V. *Troca Iônica- operações Unitárias*. PUC. Rio de Janeiro. 2001.

HARKER. Y. D.; HARMON. F.; NIESCHMIDT. E. B.; RONEY. T. J.; O'BRIEN. T. K. *Experience with the RFQ as a Neutron Source. Proceedings of Nondestructive Assay and Nondestructive Examination*. Waste Characterization Conference. pp. 33-46. 1994. Disponível em: <http://www.ntis.gov/search/product.aspx?ABBR=DE97052960>. Acesso em 05 maio 2013.

HARRIS. P. J. F.; LIU. Z.; SUENAGA. K. Imaging the atomic structure of activated carbon. (2008). *Journal of. Physics: Condensed Matter*. 20 (2008). Disponível em: http://iopscience.iop.org/0953-8984/20/36/362201/pdf/0953-8984_20_36_362201.pdf. Acesso em 10 maio 2012.

HERMAN. W. A. *Simple Nondestructive Measurement System for Spent-Fuel Management*. Advanced Materials. Manufacturing and Testing Information Analysis Center. 1991. Disponível em: <http://ammtiac.alionscience.com/ammt/iacdocs.do?NT-44935>. Acesso em 22 abr. 2013.

HIROMOTO. G. *Rejeitos Radioativos*. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares- Laboratório de Rejeitos Radioativos. São Paulo. Brasil. 1999.

INSTITUTO DE PESQUISAS ENERGÉTICAS E NUCLEARES. *Centro De Reator De Pesquisa-REATOR IEA-R1 Divisão de Comunicação Social*. IPEN. São Paulo. 2002.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *The principles of radioactive waste management*. Safety Series No. 111-F. IAEA. Vienna: 1995.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Radioactive Waste Management Profiles. a Compilation of Data from the Waste Management Database*. No. 3. IAEA. Vienna: 2000.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Calibration of radiation protection monitoring instruments*. Safety Report Series. No. 16. IAEA. Vienna: 2000.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry*. Vienna. 2003 (TEC DOC TECDOC-1363).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Fundamental Safety Principles. Safety Fundamentals No. SF-*. IAEA. Vienna: 2006.

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Strategy and Methodology for Radioactive Waste Characterization*. IAEA. Vienna: 2007 (TECDOC-15237).

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Determination And Use Of Scaling Factors For Waste Characterization In Nuclear Power Plants*. Nuclear energy series No. NW-T-1.18. Vienna. 2009.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection..* ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4). 2007.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. *Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations*. ICRP Publication 107. Ann. ICRP 38 (3). 2008.

INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION. *Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation*. ICRP Publication 74. Ann. ICRP 26 (3-4). 1996.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. *Nuclear Fuel Technology — The Scaling Factor method to determine the radioactivity of low and intermediate level radioactive waste packages generated at nuclear power plants*. ISO 21238:2007.

ISIKI. V. L. K. *Avaliação do cimento Portland como matriz de imobilização de carvão ativo proveniente do reator de pesquisa do IPEN-CNEN/SP*. 2003. Monografia — Faculdades Osvaldo Cruz. São Paulo.

KIKUZAWA N.; HAJIMA, R.; HAYAKAWA, T.; MINEHAR, E. J. *Simulation of an Interrogation Method for Radioactive Waste by Using Nuclear Resonance Fluorescence*. Idaho, July 29- August 2, 2007. Disponível em: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:http://mathematicsandcomputation.cowhosting.net/ACCAPP-2007/data/papers/178345.pdf>. Acesso em 01 set. 2013.

KLOOSTERMAN. J. L.; HOOGENBOOM. J. E. *Marme. A flexible point-kernel shielding code*. Interfaculty Reactor Institute. Delft University of Technology. Disponível em: <http://www.janleenkloosterman.nl/papers/klooster8801.pdf>. Acesso 02 ago. 2013.

MAC GILLIVRAY. G. *Imaging with Neutrons: The Other Penetrating Radiation*. N-ray Services Inc.. 729 Black Bay Road. Petawawa. Canadá. 2000. Disponível em: http://www.glenenergy.biz/images/spie_tutorial.pdf. Acesso em 02 maio 2013.

MARCELLINO. C. A. O.; MATTAR NETO. M. *Ageing assessment of the Brazilian Research Reactor IEA-R1 Core Support Structures*. Technical Meeting on Assessment of Core Structural Materials and Surveillance Programme Of Research Reactor - Viena. Áustria – 14-18 Junho. 2010.

McGINNIS. R. *Shielding Equations and Buildup Factors Explained*. Massachusetts Institute of Technology (MIT). Massachusetts. 2007.

NAUTILILUS. *Tabela Periódica v2.5*. 2004. Disponível em: <http://nautilus.fis.uc.pt/st2.5/index-pt.html>. Acesso em 04 ago. 2013.

NATIONAL INSTITUTE OF STANDARDS AND TECHNOLOGY – *Physical Measurement Laboratory* - XCOM: photon cross sections database. (1991). Disponível em: <http://www.nist.gov/pml/data/xcom/index.cfm>. Acesso em 12 jun. 2011.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *Committee on the Characterization Of Remote-Handled Transuranic Waste For The Waste Isolation Pilot Plant Board on Radioactive Waste Management*. Division on Earth and Life Studies. 2002. Disponível em: http://www.nap.edu/openbook.php?record_id=10492&page=105. Acesso em 24 abril 2013.

PATIL. B. J. *Design and Development of 15 MeV Linear Accelerator based Thermal Neutron Radiography facility*. 2007. Disponível em: http://shodhganga.inflibnet.ac.in/bitstream/10603/3833/13/13_chapter%207.pdf. Acesso em 25 abr. 2012.

PATRICK. J. W. *Porosity and applications*. New York: John Wiley & Sons. 1995.

PERERA, D. S., BLACKFORD M. G., VANCE E. R., HANNA J. V., FINNIE K. S., NICHOLSON C. L. *Geopolymers for the immobilization of radioactive waste*. Materials Research Society Symposium Proceedings - Conference Paper 2004. Disponível em: <http://www.irl.cri.nz/geopolymers-immobilization-radioactive-waste>. Acesso em 01 set. 2013.

PONCET. B. R. *Easy Computation of Difficult to Measure Activation Radionuclides*. Waste Management Symposia. Conference. February 25- March 1. 2007. Tucson. AZ. Evento Científico - Texto Completo – Internacional. 2007. Disponível em: <http://www.wmsym.org/archives/2007/pdfs/7315.pdf>. Acesso em 04 abr. 2013.

POTIENS JÚNIOR. A. J.; HIROMOTO. Goro. Desenvolvimento de uma metodologia para caracterização isotópica de tambores de rejeito radioativo utilizando-se técnicas de simulação matemática. *Revista Brasileira de Pesquisa e Desenvolvimento*. São Paulo. n. 3. p. 1348-1350. v. 4. 2002.

POTIENS JÚNIOR. A. J.; HIROMOTO. Goro. *Artificial neural networks for evaluation of the radioactive waste drums activity*. In: Second European International Radiation Protection Association. Paris. Proceedings of Full Papers - Second European International Radiation Protection Association. Paris: Colloquium. 2006 a.

POTIENS JÚNIOR. A. J.; HIROMOTO. Goro. *Aplicação de redes neurais artificiais na avaliação da atividade de tambores de rejeito radioativo: Validação Experimental do Método*. In: Primer Congreso Panamericano del IRPA/VII Congreso Regional de Seguridad Radiológica y Nuclear. Acapulco. Memorias Acapulco. 2006 b.

PROKHORETS. I. M.; PROKHORETS. S. I.; KHAZHMURADOV. M. A.; RUDYCHEV. E.V.; FEDORCHENKO. D.V. Point-Kernel Method For Radiation Fields Simulation. Problems Of Atomic Science And Technology. 2007. No 5. Series: *Nuclear Physics Investigations* (48). p.106-109. National Science Center "Kharkov Institute of Physics and Technology". 61108. Kharkov. Ucrânia. 2007.

PUGLIESI. R.; ANDRADE. M. L. G.; PEREIRA. M. A. S.; PUGLIESI. F. *Fundamentos da Técnica de radiografia com Nêutrons*. Ed. Livraria da Física. São Paulo. 2008.
REMEIKIS. V.; PLUKIS. A.; L.; JUODIS. L.; GUDELIS. A.; LUKAUSKAS. D.; DRUTEIKIENE. R.; LUJANIENE. G.; LUKSIENE. B.; PLUKIENE. R.; DUSKESAS. G. *Study of the nuclide inventory of operational radioactive waste for the RBMK-1500 reactor*. Institute of Physics. Savanoriu 231. LT-02300 - Vilnius. Lithuania. 2008.

RESINAS DE TROCA IÔNICA. 2005 Disponível em: http://www.analiticaweb.com.br/agua/arquivos/seminario/textos_complementares/resinas_de_troca.pdf. Acesso em 15 jan. 2013.

ROCKWELL. T. *Reactor shielding design manual*. Princeton: Van Nostrand. 1956.

SAUER. M. E. L. J.; SARA NETO. A. J.; LIMA. T. C. C.; RIBEIRO. M. A. M. *Utilização do checklist de segurança na análise do Sistema de tratamento de água do reator IEA-R1*. International Nuclear Atlantic Conference. INAC. IPEN-CNEN/SP. Santos. Brasil. 2005. Disponível em: <http://www.ipen.br/biblioteca/2005/inac/10669.pdf>. Acesso em 26 ago. 2012.

SILVA. E. R.; ISIKI. V. L. K.; GOES. M. M.; POTIENS JÚNIOR. A. J.; DELLAMANO. J. C.; VICENTE. R. *Characterization of radioactive wastes – spent ion-exchange resins and charcoal filter beds*. International Nuclear Atlantic Conference. INAC. IPEN-CNEN/SP. Rio de Janeiro. Brasil. 2009.

TADDEI. M. H. T.; MARUMO. J. T.; TERREMOTO L. A. A.; VICENTE. R. *Characterization of radioactive spent ion-exchange resins*. Waste Management Symposia. Conference. March 7-11. 2011. Phoenix. AZ. Evento Científico - Texto Completo – Internacional. 2011.

TADDEI. M. H.; VICENTE. R.; MARUMO. J.T.; SAKATA. S.K.; TERREMOTO. L.A.A. Determination of long-lived radionuclides in radioactive wastes from the IEA-R1 nuclear research reactor. *Jornal Radioanal Nuclear Chemistry* (2012). Budapest. Hungary. 2012 a.

TADDEI. M. H. T.; MACACINI. J. F.; VICENTE. R.; MARUMO. J. T.; SAKATA. S. K.; TERREMOTO. L. A. A. A comparative study using liquid scintillation counting and X-ray spectrometry to determine ^{55}Fe in radioactive wastes. *Jornal Radioanal Nuclear Chemistry* (2012). Budapest. Hungary. 2012 b.

TADDEI. M. H.; MACACINI. J. F.; VICENTE. R.; MARUMO. J.T.; SAKATA. S.K.; TERREMOTO. L.A.A. Determination of ^{63}Ni and ^{59}Ni in spent ion-exchange resin and activated charcoal from the IEA-R1 Nuclear Research Reactor. *Applied Radiation and Isotopes*. Elsevier. 77 (2013) p. 50-55. 2013.

TOMA. R.; PRISECARU. I.; DULAMA. C. Determination Of Difficult To Measure Nuclides In Spent Resins. U.P.B. *Science Bulletin*. Series D. Vol. 74. Iss. 1. 2012. ISSN 1454-2358.

TERREMOTO. L. A. A. *Fundamentos de Tecnologia Nuclear – Reatores*. Apostila Disciplina TNR 5764- Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo. 2004.

TERREMOTO. L. A. A. *Determination and Use of Scaling Factors in Waste Characterization*. Apresentação power point. Vienna. 2007.

TRUBEY. D. K.; HARIMA. Y. *New buildup factor data for point kernel calculations*. American Nuclear Society. 1988. Disponível em: <http://www.osti.gov/bridge/servlets/purl/6401756-V46d1k/6401756.pdf>. Acesso em 23 abr. 2013.

UNITED STATES NUCLEAR REGULATORY COMMISSION. Part 61 - *Licensing requirements for land disposal of radioactive waste*. 1982. Disponível em: <http://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/cfr/part061/full-text.html#top>. Acesso em 23 abril 2013.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. *Princípios Básicos de Segurança e Proteção Radiológica*. 3ª ed. Rio Grande do Sul. Brasil. 2006.

UNIVERSIDADE DE LISBOA. *Trabalho prático Estudo da atenuação da radiação gama na matéria*. 2005. Disponível em: <http://www.lip.pt/~luis/fn1/aten-gama.pdf>. Acesso em 09 mar. 2012.

YOUNG-YONG. J. I.; HONG. D. S.; KANG. I. S.; KIM. T. K. Technical Feasibility of the Dose-to-Curie Conversion Method for a Radwaste Drum Assay. *Progress in nuclear science and technology*. Vol. 1. p.336-339 (2011).

ZANH. G. S. *Fundamentos da Física de Nêutrons*. Ed. Livraria da Física. São Paulo. 2007.

ZOEGER. N.; BRANDL. A. Dose Rate Distribution from a Standard Waste Drum Arrangement. *Health-physics*. Volume 101 - Supplement 3. Operational Radiation Safety 5. Novembro. 2011.