

Annalen
van
de Belgische Vereniging
voor
Stralingsbescherming

VOL. 12, N° 1

1987

METING VAN INWENDIGE BESMETTINGEN
MESURE D LA CONTAMINATION INTERNE

Driemaandelijkse
periodiek

Périodique
trimestriel

Annales
de
l'Association Belge
de
Radioprotection

Hoofdredacteur

Dr M. H. FAES
Fazantendreef, 13
2850 Keerbergen.

Rédacteur en chef

Redactiesecretariaat

Mme Cl. STIEVENART
14, rue Juliette Wyttsmannstraat,
1050 Bruxelles - Brussel.

Secrétaire de rédaction

Publikatie van teksten in de Annalen gebeurt onder volledige verantwoordelijkheid van de auteurs.

Nadruk, zelfs gedeeltelijk uit deze teksten, mag enkel met schriftelijk toestemming van de auteurs en van de Redactie.

Les textes publiés dans les Annales le sont sous l'entière responsabilité des auteurs.

Toute reproduction, même partielle, ne se fera qu'avec l'autorisation écrite des auteurs et de la Rédaction.

METING VAN INWENDIGE BESMETTINGEN
MESURE DE LA CONTAMINATION INTERNE
MEASUREMENT OF INTERNAL CONTAMINATION

Mol (Belgium) 10.10.1986

- COLARD, J.F.
Instruments de mesure de la contamination interne
par la méthode directe 5 - 26
- BRONSON, F, VERPLANKEN, J., MEERT, D.
Whole body counters with Germanium detectors 27 - 32
- SCHONKEN P.
Draagbaar meettoestel bruikbaar voor survey van inwendige
besmetting van personeel 33 - 36
- DUIJSINGS, J.H., BEENTJES, L.B.
Bepaling van inwendige besmetting via urine-analyse 37 - 46
- HURTGEN, C., KOCH, G.
Contribution des mesures de la radioactivité excrétée à
l'estimation de la charge corporelle 47 - 54
- KOPS, J.A.M.M.
Controle op inwendige besmetting in de Nederlandse
kerncentrales 55 - 66
- DEWORM, J.P.
Richtwaarden aanwendbaar bij de bepaling van inwendige
besmetting, in overeenstemming met de richtlijnen van
ICRP-30 67 - 98
- BUIJS, W.C.A.M., BEENTJES, L.B., DUIJSINGS, J.H.
Meting van inwendige besmetting met behulp van een totale
lichaamsteller en schildkliermeting. Toepassing bij
twee Kiev-gangers 99 - 110
- ACKERS, J.G.
Inwendige besmetting als gevolg van het Tsjernobyl-ongeval 111 - 116

Annales de l'Association Belge de Radioprotection, vol. 12, n° 1 (1987).

**INSTRUMENTS DE MESURE DE LA CONTAMINATION
INTERNE PAR LA METHODE DIRECTE**

COLARD J.F. CEN - SCK/MOL (Belgium)

10 octobre 1986.

RESUME

L'évolution des instruments de mesure de la contamination radioactive interne chez l'homme est retracée brièvement pour aboutir au stade actuel où les détecteurs NaI et Ge sont en concurrence. On aborde aussi les problèmes particuliers tels que ceux de la détection des émetteurs gamma ou X de faibles énergies: uranium, plutonium et américium, au moyen de techniques particulières et on souligne la difficulté d'atteindre, par la mesure directe, la limite d'incorporation annuelle (LIA) préconisée par la CIPR pour ces cas particuliers.

1. INTRODUCTION

Bien que le premier cancer induit par le rayonnement X ait été mis en évidence dès 1902, le radium et ses descendants radioactifs découverts dans les premières années du XXe siècle par Monsieur et Madame CURIE et leurs collaborateurs ont gardé une auréole de gloire pendant quelques décennies.

Pierre CURIE mentionnait que l'exposition au rayonnement émis par le Ra entraînait des brûlures profondes, mais démontrait peu après que ce rayonnement pouvait aussi arrêter la prolifération de cellules anarchiques et guérir le cancer.

C'est ainsi que le corps médical, enthousiaste,* préconisait encore entre 1929 et 1931, pour des thérapies très diverses, l'usage du Ra que l'on n'hésitait pas à injecter aux patients, par voie intraveineuse, à des doses totalisant parfois entre 80 et 1455 µg de Ra (Elgin State Hospital).

* Radium and its derivatives have been used by many investigators; some reports are enthusiastic ... it stimulates hematopoiesis, metabolism, excretion of nitrogen in the urine and mobilization of sulphur ... We were certain not to injure the health of the patient. (Sc 33)

2. DEVELOPPEMENT DE L'APPAREILLAGE

2.1. Chambre d'ionisation

C'est sur ces patients que SCHLUNDT (Sc 33) pratiquait, en 1931, les premières mesures directes de la charge corporelle radioactive, au moyen d'un appareillage fort délicat : une chambre d'ionisation reliée à un électromètre à fibre de quartz, dont la limite de détection se situait vers 5 μg de ^{226}Ra ; cette limite a été abaissée ensuite jusqu'à environ 0,2 μCi .

Rapidement se dégagèrent plusieurs paramètres déterminants pour la mesure de la charge corporelle radioactive :

- l'importance de la "géométrie" : distance entre la personne et le détecteur, et dimension du détecteur;
- l'influence du "mouvement propre" lié à l'appareil lui-même et au rayonnement ambiant (rayonnement cosmique, environnement);
- la nécessité de calibrer l'appareil avec une source simulant la distribution du radioélément dans le corps et l'absorption du rayonnement par les tissus.

Simultanément se développaient, pour ce cas particulier du radium, des méthodes de mesure du ^{222}Rn dans l'air expiré par les sujets.

L'usage de la chambre d'ionisation a été progressivement perfectionné jusqu'en 1951 lorsque SIEVERT construisit à STOCKHOLM un laboratoire souterrain et réalisa une première chambre de bas niveau blindée par des murs de 1 mètre d'eau de faible teneur en Ra, tandis que le patient était introduit dans une sorte de sarcophage dont les parois étaient faites de 12 chambres d'ionisation de 250 l chacune à une pression de 20 atmosphères; grâce à cette géométrie proche de 4π la limite de détection atteignait alors le nCi de ^{226}Ra .

2.2. Compteur Geiger-Müller

Entretemps EVANS avait développé des détecteurs Geiger-Müller spécialement destinés à la mesure du ^{226}Ra par la méthode dite "de l'arc", le sujet étant placé en position arquée selon un rayon de 1 m vis-à-vis du détecteur placé au centre, tandis que RAJEWSKY, au moyen d'une chambre d'ionisation d'un volume de 10 l, déplaçable selon 3 axes, abordait le problème de la localisation de l'activité dans le corps.

Mais tous ces appareils avaient pour point commun leur incapacité à déterminer l'énergie du rayonnement gamma détecté, donc d'identifier le radionucléide, ce qui devenait un handicap majeur lorsqu'est apparue la large gamme des radionucléides artificiels produits par les réacteurs et les accélérateurs.

2.3. Scintillateur liquide et plastique

Le développement des scintillateurs liquides permit à BURCH (Bu 57) de construire à l'université de Leeds en 1953 un moniteur comportant 5 réservoirs de 20 l de scintillateur, tandis qu'ANDERSON (An 55; An 56) mettait au point à LOS ALAMOS un compteur de géométrie proche de 4π constitué d'un tank cylindrique qui contenait 640 l de liquide scintillateur; une cavité ménagée dans l'axe du cylindre permettait l'introduction du patient ou d'un gros échantillon. Un second compteur avec 1600 l de scintillateur était mis en service en 1960.

Par la suite, des compteurs semblables mais utilisant un plastique scintillateur au lieu du liquide ont été installés en divers laboratoires, notamment en Belgique (De 69).

La géométrie proche de 4π assurait un rendement très élevé à ces compteurs et réduisait ainsi la durée de mesure à moins de 2 minutes pour une sensibilité d'environ 200 Bq (5 nCi); cependant la faible résolution obtenue avec ces scintillateurs et le fait que l'interaction avec le rayonnement γ ait lieu par effet Compton et non photoélectrique n'assurait qu'une spectrométrie rudimentaire; elle a cependant permis de mettre en évidence la présence simultanée du ^{40}K ainsi que du ^{137}Cs qui, déjà en 1956, se trouvait dans la retombée des explosions nucléaires atmosphériques.

Ce type d'installation s'avère néanmoins utile pour un dépistage rapide de contaminations dans un groupe de nombreux individus.

2.4. Scintillateur NaI (Tl)

Une étape décisive a été franchie lorsque MILLER et MARINELLI (Ma 57) ont développé, à partir de 1950, l'usage du détecteur à scintillation NaI (Tl). En raison de la probabilité d'interaction photoélectrique importante d'un γ dans le NaI et de la possibilité de réaliser des monocristaux de grande taille, on obtenait des pics photoélectriques dont la largeur à mi-hauteur se situait vers 50 keV (8 %) pour le ^{137}Cs (661 keV). En 1960 on pouvait obtenir des cristaux de 20 cm de diamètre et de 10 cm de hauteur; actuellement des diamètres de 30 cm et plus sont réalisables.

La sensibilité élevée de ces détecteurs exigeait la construction de chambres blindées pour lesquelles de nombreux matériaux ont été utilisés : plomb, fer, sable, eau, sucre ..., un paramètre déterminant étant le degré de pureté radioactive de ce matériau.

En 1969 on dénombrait 206 anthropogammamètres; sur 166 moniteurs dont les données techniques étaient connues, 82 % utilisaient un ou plusieurs détecteurs NaI et 75 % employaient un blindage avec parois en acier d'épaisseur généralement comprise entre 10 et 20 cm (DI 70). Un certain nombre d'unités mobiles sur camion ont été construites avec un blindage d'épaisseur réduite afin d'en diminuer le poids.

Au C.E.N. nous disposons de 4 chambres blindées par des parois de 20 cm d'acier; une chambre est équipée d'un détecteur NaI de 20 cm de diamètre x 10 cm de haut et on mesure le sujet placé dans un fauteuil basculant; un cristal NaI de 30 cm de diamètre x 10 cm de haut équipe une deuxième chambre où le sujet est placé selon la même géométrie ou encore couché sur un lit, ce qui permet une localisation de la contamination par translation du détecteur équipé d'un collimateur à larges fentes parallèles.

Le spectre que l'on obtenait avec un NaI montrait, chez tout individu, 2 pics γ dûs au ^{40}K (1,46 MeV), radioisotope naturel du K, et au ^{137}Cs (0,661 MeV) présent dans l'alimentation de l'homme par suite des retombées des explosions nucléaires; l'évolution de cette teneur en ^{137}Cs chez des personnes non contaminées a été suivie au C.E.N. depuis 1959 - (Fig. 1).

Au cours de 1962 on a constaté une croissance spectaculaire de cette teneur; après l'arrêt des essais nucléaires atmosphériques résultant du traité de Moscou, signé le 5 août 1963, les retombées et la contamination de la chaîne alimentaire : sol, herbe, animal, viande ou lait, homme, ont continué à se manifester et on a observé, à Mol, un maximum d'activité fin 1964 (910 Bq ou 25 nCi) suivi d'une forte diminution; depuis mai 1986 (Fig. 2) on constate la présence simultanée des ^{134}Cs et ^{137}Cs en quantité progressive, par suite des retombées de l'accident de TCHERNOBYL. La charge maximale observée chez une personne était de 600 Bq ^{137}Cs et 430 Bq ^{134}Cs le 20 août 1986.

Notons que l'équivalent de dose provenant du ^{137}Cs , en 1964, était de 30 μSv (3 mRem) tandis que celui résultant du ^{40}K est de 185 $\mu\text{Sv}/\text{an}$ (18.5 mRem/an).

La mise en évidence d'autres pics γ indique une contamination accidentelle par un radionucléide qui est identifié à partir des énergies des pics γ et dont l'activité est calculée au moyen d'une courbe d'efficacité en fonction de l'énergie γ ou de spectres standard obtenus au moyen d'un mannequin mesuré dans des conditions identiques et rempli de solution radioactive étalonnée.

La charge corporelle ainsi déterminée a, pendant longtemps, été comparé à un niveau de référence fourni par la publication 2 de la CIPR (IC 59). Une table indiquait la charge corporelle maximale dans le corps entier, en cas de contamination chronique, sur base d'une dose limite de 5 rem/an pour les gonades ou le corps entier ou de 15 rem/an pour tout autre organe; seul l'organe le plus irradié était pris en compte.

La limite de détection atteinte avec les détecteurs NaI était de l'ordre de 10 à 100 Bq pour les produits de fission et d'activation courants, c.à.d. généralement moins de 0,1 % du niveau de référence. Ceci permettait de prendre des décisions bien avant que la situation ne devienne préoccupante. Au cas fréquent où la contamination était localisée dans les poumons on pouvait, selon le document 2 de la CIPR (IC59), calculer quelle était la charge pulmonaire maximale au stade chronique.

On avait par exemple, pour le ^{60}Co :

- charge maximale, corps entier : $3,7 \cdot 10^5$ Bq
- charge maximale, poumons : $4,4 \cdot 10^4$ Bq

Les nouvelles recommandations des publications 26 et 30 de la CIPR (IC77 et IC79), auxquelles s'adaptent progressivement les législations nationales, préconisent le respect de normes de base :

- 50 mSv (5 rem) par an pour la dose stochastique, somme des doses reçues par les différents organes multipliées par des facteurs de pondération tenant compte de la radiosensibilité de l'organe;
- 500 mSv (50 rem) par an pour la dose non stochastique au niveau d'un organe particulier.

La première limite atteinte est déterminante.

La CIPR a calculé pour les radioéléments l'équivalent de dose engagé lors d'une incorporation par ingestion ou inhalation et en a déduit des limites d'incorporation annuelle (LIA). D'autre part la CIPR a fixé un niveau d'investigation à 1/3 de la limite d'incorporation pendant l'intervalle de temps entre les 2 examens.

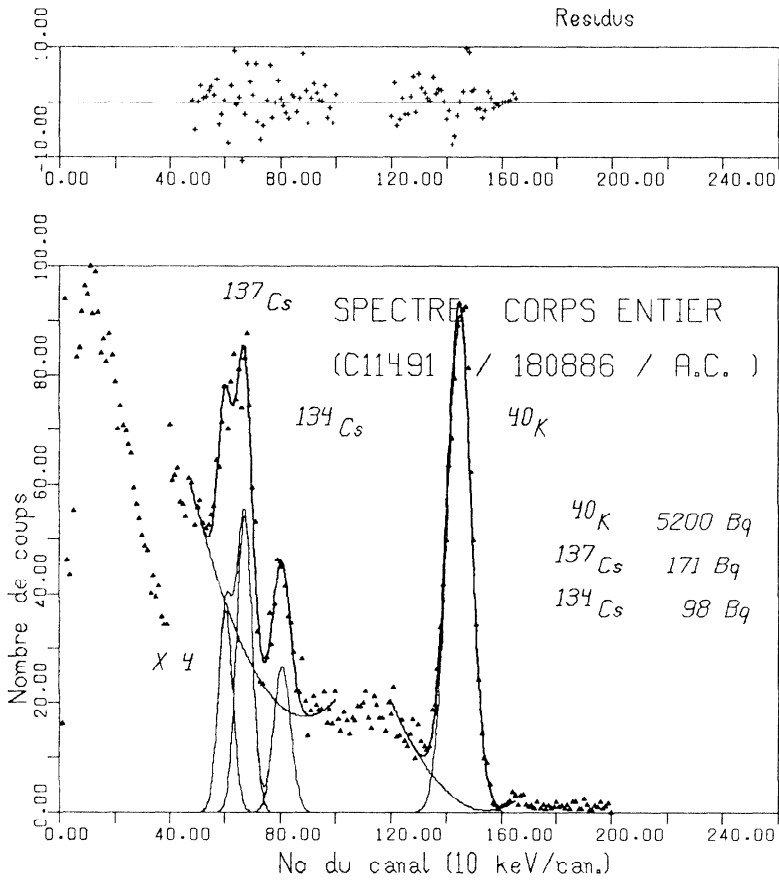


Fig. 2 Spectre d'une personne mesurée avec un détecteur NaI (Tl) de 29.2 cm \varnothing x 10 cm de haut, le 18.08.86.

Pour un examen de routine semestriel et une forme insoluble de ^{60}Co incorporée par inhalation on a, selon l'ICRP 30 :

- LIA : $1,2 \cdot 10^6$ Bq
- LI 6 mois : $6 \cdot 10^5$ Bq
- niveau d'investigation : $2 \cdot 10^5$ Bq
- niveau d'investigation dérivé (aigu) : $2,4 \cdot 10^4$ Bq
- niveau d'investigation dérivé (chronique) : $1,4 \cdot 10^4$ Bq

Les niveaux d'investigation dérivés correspondent au fait que, lors de la mesure, on n'observe qu'une fraction de l'activité réellement incorporée; dans le cas aigu on suppose une contamination unique survenue au début de cette période de 6 mois et dans le cas chronique, une incorporation à un taux constant pendant toute la période.

En cas d'examen pratiqué après un travail impliquant un risque particulier de contamination, la CIPR recommande de fixer le niveau d'investigation à 1/20 de la LIA, soit en l'occurrence pour le ^{60}Co :

- niveau d'investigation : $6 \cdot 10^4$ Bq
- niveau d'investigation dérivé après 24 h : $1,3 \cdot 10^4$ Bq

La nouvelle philosophie définie par la CIPR implique donc une analyse fine de la situation en vue de fixer le niveau de référence adéquat.

Afin de répondre aux nouvelles exigences de détermination de la radioactivité ingérée, plusieurs firmes ont développé des moniteurs rapides équipés de NaI. Ces compteurs placés en sortie de zones à risque important (hall de réacteurs ...) permettent le contrôle d'un grand nombre de personnes après chaque intervention. Leur principe repose sur la détection de radioéléments particuliers comme le ^{60}Co ou le ^{137}Cs considérés comme révélateurs d'un incident de contamination. En cas de dépassement du niveau de référence un examen dans un anthropogammamètre plus performant doit être pratiqué.

Mesures d'organes particuliers

Dans certains cas, la majeure partie de la contamination est concentrée dans un organe particulier, aussi il apparaît judicieux de mesurer la radioactivité présente dans cet organe.

La thyroïde stocke environ 30 % de l'iode incorporé et celui-ci y réside avec une période biologique de 120 jours, tandis que le reste est éliminé du corps en quelques jours, il faut donc pouvoir mesurer l'activité présente dans la thyroïde. Au CEN, nous pratiquons la mesure de la contamination en ^{131}I au moyen d'un détecteur NaI de 5 cm de diamètre x 5 cm de haut blindé latéralement par 2,5 cm de Pb et localisé à 6 cm de la thyroïde.

La mesure de la contamination pulmonaire est un second cas fréquent puisqu'il apparaît qu'au cours de travaux autour des réacteurs le principal risque est l'inhalation, de même que dans les usines de fabrication du combustible nucléaire.

Dans ce cas la mesure est exécutée au moyen d'un détecteur NaI, parfois équipé d'un collimateur, placé directement au-dessus du thorax.

Nous mesurons ainsi la contamination pulmonaire en Th naturel (limite de détection 6 Bq à 90 % de probabilité) ainsi que celle en U naturel (limite 4 mg, $p = 90\%$) ou enrichi, au moyen d'un détecteur NaI de 29,2 cm de diamètre et 10 cm de haut placé contre le thorax.

2.5. Détecteur semi-conducteur

Depuis 1970, ce type de détecteur a été proposé pour la mesure de la contamination interne.

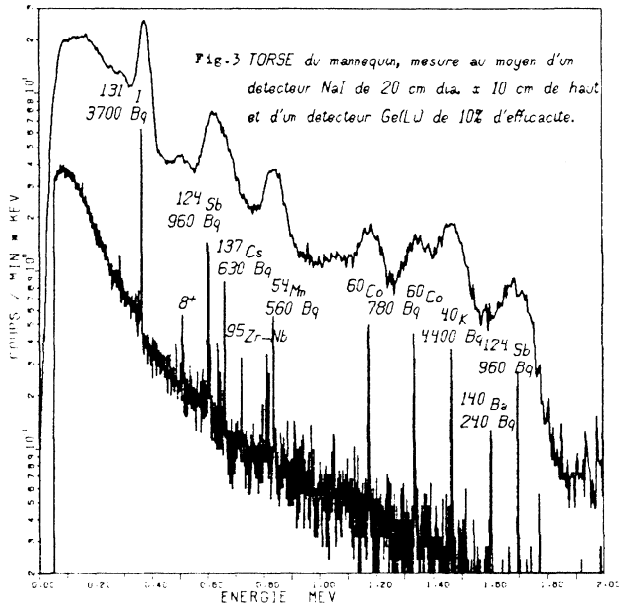
Ses principales caractéristiques sont :

- résolution élevée : pour une énergie de 1332 keV (^{60}Co) on a couramment une largeur à mi-hauteur du pic de moins de 2 keV, au lieu de 80 keV pour le NaI;

- dimensions plus réduites que celle d'un NaI, ce qui entraîne une efficacité photoélectrique plus faible. Par exemple, un détecteur de 20 % d'efficacité relative a, par définition, une efficacité pour le γ de 1332 keV du ^{60}Co égale à 20 % de celle d'un NaI de 3" x 3" (7,5 cm dia x 7,5 cm de haut) pour une distance de 25 cm entre le détecteur et la source; vis-à-vis d'un gros détecteur NaI de 29,2 cm dia x 10 cm haut l'efficacité de ce détecteur Ge est environ 80 fois inférieure.

Toutefois le fait que le pic photoélectrique soit 40 fois plus mince compense la perte d'efficacité, car le nombre d'impulsions nécessaires pour que le pic puisse être mis en évidence est d'autant plus réduit; la limite de détection est conditionnée par l'importante variation statistique du bruit de fond continu (fig. 3).

- les inconvénients majeurs sont le coût important de ces détecteurs, et le fait qu'ils nécessitent une alimentation en N_2 liquide.



3. DETECTION DES RADIONUCLÉIDES ÉMETTEURS γ OU X DE FAIBLES ÉNERGIES

Certains radionucléides tels que les isotopes de ^{238}U , du Pu et ^{241}Am n'émettent que des γ de faibles énergies ou seulement des X associés à un processus de conversion interne (table 1). De plus, par suite de leurs radiotoxicités élevées, les LIA sont faibles (table 2). Enfin dans les usines du cycle du combustible nucléaire, le risque d'inhalation de ces radionucléides sous forme d'oxydes très peu solubles est présent; aussi, en complément des méthodes indirectes utilisées, des installations pour la mesure directe ont été développées afin de déterminer la charge au niveau d'organes particuliers comme le poumon ou le foie.

^{238}U		^{235}U		^{239}Pu		^{241}Am	
keV	%	keV	%	keV	%	keV	%
		205.3	5.0			59.5	35.9
92,6	5.2	185.7	57.5	20.17	4.0	26.3	2.4
63,3	4.5	163,3	5.0	17.22		20.78	36
others	< 1	143.8	10.9	13.62		17.75	
		108.6	2.2	others	< 0.03	13.94	others < 0.01
		105					
		94.3	6.8	^{238}Pu			
		90.0					
		84.2	6.6	43.5	0.039		
		81.5	1.3	20.17	11.5		
		25.7	15.0	17.22			
		others	< 1	13.62			
				others	< 0.01		

Table 1 : Energie et intensité des principales émissions γ ou X associées à la désintégration de l'Uranium-238 et -235 et de leurs descendants du Plutonium-239 et de l'Américium-241

Uranium	: 1500 Bq ou 58 mg
Uranium enrichi à 3 %	: 1400 Bq ou 21 mg
Plutonium-239	: 500 Bq
Américium-241	: 200 Bq

Table 2 : Limites d'incorporation annuelle par inhalation sous forme d'oxydes selon ICRP 30.

3.1. Compteur proportionnel

Pour la mesure des X de 13.6 à 20.2 keV émis par les isotopes du Pu, TAYLOR et RUNDO (Ta 62) ont proposé dès 1962 l'usage de compteurs proportionnels à circulation de gaz A-CH₄ (90/10) placés au-dessus du thorax.

Une épaisseur de gaz d'environ 30 cm était nécessaire pour avoir une bonne efficacité de détection; par la suite l'usage d'un mélange Xe-CH₄ a permis de réduire cette épaisseur à environ 5 cm. Pour une énergie de 17 keV, ces compteurs ont une résolution d'environ 2 keV au lieu de 10 keV dans le cas du NaI. De plus, afin d'obtenir la limite de détection la plus faible possible, on doit supprimer le mouvement propre dû au rayonnement cosmique ou à des β, au moyen de compteurs placés en anticoincidence et de discriminateurs de forme d'impulsion.

Au CEN, on a réalisé un double compteur proportionnel à circulation fermée de gaz Xe-CH₄ (Nu 73); la partie utile de chaque compteur a une surface de 29 cm x 15 cm; le mouvement propre de 77 coups/min est réduit par les techniques d'anticoincidence et de discrimination de forme à 2.3 coups/min dans une zone d'énergie de 12 à 22 keV.

Toutefois le facteur prédominant dans le calcul de la limite de détection est la variation du mouvement propre dû à la présence d'une personne même non contaminée; la masse du thorax est en effet un milieu diffusant important dans lequel le rayonnement cosmique interagit et, de plus, la présence du ⁴⁰K et du ¹³⁷Cs (et actuellement du ¹³⁴Cs)

contribuent également à l'augmentation du mouvement propre. Pour l'ensemble des 2 compteurs du CEN, la contribution d'une personne non contaminée varie entre 7 et 10 coups/min.

3.2. Phoswich

Ce détecteur est constitué d'un cristal NaI d'un cm d'épaisseur maximale, couplé optiquement à un scintillateur de CsI. Le photomultiplicateur observe les scintillations émises par les 2 cristaux mais un circuit de discrimination de forme permet de les distinguer. Le rôle du CsI est principalement de détecter le rayonnement cosmique et de réduire le mouvement propre du détecteur NaI par un circuit d'anticoïncidences.

Pour une énergie de 17 keV la résolution du détecteur NaI se situe vers 8 à 10 keV, aussi les diverses composantes du spectre X_L ne sont pas séparées; on procédera à un comptage total dans une bande d'énergie mais la principale difficulté est, comme avec le compteur proportionnel, d'estimer le taux de comptage apporté par la simple présence de la personne et des ^{40}K et ^{137}Cs corporels.

L'intérêt du phoswich vis-à-vis du compteur proportionnel est une réalisation technique plus simple et le fait qu'il peut être utilisé à des énergies plus élevées comme celles des γ de l'américium ou de l'uranium.

3.3. Détecteurs semi-conducteurs

Des assemblages de détecteurs plans de Ge de haute pureté et de Si(Li) ont été expérimentés en divers laboratoires (La 84) (Pa 84) (Sh 84). Ils sont composés de réseaux de 4 détecteurs jusqu'à 2 groupes de 6 détecteurs ayant chacun une surface de 10 à 20 cm².

Leur résolution est de 400 eV à 600 eV pour le pic de 17.2 keV du Pu et, à une énergie de 122 keV, elle est de l'ordre de 700 eV.

Grâce à cette résolution, les diverses composantes du spectre X_L sont aisément séparées. Dans un cas de contamination par environ 2000 Bq de ^{238}Pu , PALMER (Pa 84) a pu conclure, sur base du rapport des pics de 13.6 et 17.2 keV, qu'une partie de l'activité se trouvait en surface, puis, en utilisant le pic γ de 43.5 keV du ^{238}Pu , en déduire que l'épaisseur de la cage thoracique estimée par ultrasons était incorrecte et que la première mesure de l'activité était surestimée d'un facteur 3.

PALMER (Pa 84) illustre les performances de tels détecteurs HPGe de 1.3 cm d'épaisseur en les appliquant à des cas de contamination par ^{241}Am (59.6 keV), le ^{137}Cs (133 keV), le ^{210}Pb (46.5 keV), ^{235}U (186 keV) et ^{154}Eu (122 keV).

Dans tous ces cas, la mesure au moyen d'un détecteur phoswich mettait en évidence la présence d'une contamination, mais sans permettre une identification précise dans le cas du Pu et sans que l'on puisse déceler la présence d'une partie de la contamination en surface ni l'erreur dans l'estimation de

l'épaisseur des tissus de la cage thoracique. Cette épaisseur joue un rôle très important car, pour une épaisseur musculaire variant de 1 à 2 cm, la transmission des X est réduite d'un facteur 3.

Avec les détecteurs Si(Li), il sera vraisemblablement possible d'atteindre un mouvement propre inférieur à celui obtenu avec le détecteur Ge; l'usage de protection par des scintillateurs NaI ou des scintillateurs plastiques montés en anticoincidence devrait également améliorer le mouvement propre et diminuer ainsi la limite de détection.

3.4. Seuil de détection

Dans le cas du plutonium, en appliquant la philosophie du document 2 de la CIPR, on calculait que la dose limite de 15 rem/an au niveau du poumon était atteinte lorsque la charge chronique était de 16 nCi (590 Bq) de ^{239}Pu , niveau de référence adopté dans tous les laboratoires.

Les détecteurs proportionnels et les phoswichs avaient une limite de détection qui se situait vers 50 % de ce niveau dans le cas du ^{239}Pu ; toutefois on doit tenir compte de la présence des isotopes 238 et 240 du Pu et de ^{241}Am dans le plutonium provenant du recyclage du combustible à usage civil. Comme ils ont des taux d'émission X plus importants, la limite de détection est abaissée à environ 20 % de ce niveau de référence, soit 3 nCi (110 Bq) en activité α -totale.

Actuellement, la limite d'incorporation annuelle (LIA), préconisée par la CIPR dans sa publication 30, est de 500 Bq pour du ^{239}Pu sous forme insoluble (classe Y). Dans le cas d'un examen annuel de routine on obtient ainsi comme niveau d'investigation dérivé :

$$\frac{500 \times 0.104}{3} = 17 \text{ Bq}$$

où 0.104 est la fraction du Pu inhalé encore présente dans les poumons si l'incorporation a eu lieu juste après l'examen précédent, et le facteur 3, le facteur de sécurité adopté pour la fixation du niveau à partir duquel des actions doivent être prises.

Etant donné que le taux d'émission X lors de la désintégration des isotopes du Pu n'est que de 4 à 12 %, que l'espace intercostal n'est que de 50 % et que les tissus musculaires et adipeux réduisent la fraction transmise d'un facteur de 5 à 25, aucun dispositif de mesure directe ne peut atteindre le niveau d'investigation cité ci-avant.

Il y a toutefois lieu de remarquer que les recommandations de la CIPR ainsi que les directives des Communautés Européennes fixent une norme de base qui est la limite de 50 mSv/an pour l'équivalent de dose effectif reçu par l'organisme entier (effets stochastiques) et de 0.5 Sv/an pour la dose reçue par un organe particulier (effet non stochastique).

La LIA est une norme secondaire calculée d'après la dose engagée. Lorsque le temps de rétention dans l'organe est long et que l'incorporation est chronique il apparaît un phénomène d'accumulation progres-

sive, aussi ce n'est qu'après avoir atteint un état d'équilibre ou éventuellement après 50 années (durée maximale de l'exposition professionnelle) que la dose atteint sa valeur la plus élevée.

Dans le cas du Pu inhalé, c'est la dose reçue à la surface de l'os, et provenant de la fraction de Pu qui est transférée du poumon vers le sang, qui détermine la LIA (0.5 Sv/an : effets non stochastiques). La période biologique du Pu dans l'os est de 100 ans selon le modèle de la CIPR, donc l'état d'équilibre n'est pas atteint après 50 années d'exposition continue et il y a accumulation progressive de la charge en Pu dans l'os. Il en résulte qu'un dépassement accidentel de la LIA n'implique pas nécessairement le dépassement de la dose de 50 mSv, ou 500 mSv selon le cas, pour l'année en cours, mais qu'il faut pouvoir tenir compte de l'éventuelle charge corporelle qui résulterait de contaminations antérieures; de même la dose engagée pour les années futures pourra obérer l'avenir professionnel de cette personne.

Dans le cas de l'inhalation accidentelle de Pu, l'organe qui reçoit la plus forte dose au cours de l'année qui suit est le poumon, or la limite pour la dose non stochastique n'est atteinte qu'après une inhalation de 7000 Bq dont 1500 Bq seront présents dans les poumons après 24 h et encore 700 Bq après un an.

Ceci montre que, même si la méthode directe ne permet pas d'accéder au niveau d'investigation dérivé de 17 Bq, elle garde son intérêt dans des circonstances accidentelles et permet de déceler des contaminations qui ne donneront pas lieu à un dépassement des limites de dose annuelle, à condition toutefois que des dispositions soient prises pour éviter le risque de nouvelles incorporations.

4. CONCLUSIONS

Au travers de quelques décennies, les nouvelles ressources des techniques de comptage puis de spectrométrie nucléaire ont dû être successivement mises en oeuvre pour résoudre les nouveaux problèmes issus de la multiplication des radionucléides et de l'instauration de nouvelles normes.

Le principal atout de la mesure directe est de pouvoir déterminer la charge radioactive réellement présente dans l'organisme, mais il subsiste certains cas critiques comme ceux du Pu où l'interprétation reste délicate et devra se fonder également sur les résultats des mesures indirectes et sur une analyse détaillée des circonstances de la contamination.

Enfin l'usage récent des détecteurs semi-conducteurs représente un progrès important dans tous les cas.

BIBLIOGRAPHIE

- An 55 ANDERSON E.C. et al.
A whole body gamma counter for human subjects.
LA-1717 (1955)
- An 56 ANDERSON E.C.
The LOS ALAMOS human counter.
Brit. J. Radiol. suppl. 7 (1957) p 27-32
- Bu 57 BURCH P.R.
Body gamma-ray monitoring : some basic considerations.
Brit. J. Radiol. suppl. 7 (1957) p 20-26
- De 69 DELWAIDE P.
A 4π plastifluor body counter for clinical use.
Int. J. Appl. Rad. Isot. 20 (1969) p 623-39
- DI 70 DIRECTORY of WHOLE BODY RADIOACTIVITY MONITORS
IAEA (1970)
- IC 59 INTERNATIONAL COMMISSION ON RADIOLOGICAL PROTECTION
Publication 2. Report of Committee II on Permissible Dose for
Internal Radiation (1959)
- IC 77 ANNALS OF THE ICRP. 1 n° 3 (1977)
ICRP Publication 26 - Recommendations of the International
Commission on Radiological Protection
- IC 79 ANNALS OF THE ICRP. 2 n° 3,4 (1979)
3 n° 1,4 (1979)
4 n° 3,4 (1980)
5 n° 1,6 (1981)
6 n° 2,3 (1981)
7 n° 1,3 (1982)
8 n° 1,3 (1982)
ICRP Publication 30 Part 1 to 3 and Supplements - Limits for
Intakes of Radionuclides by Workers
- La 84 LANE R.C., McCORMIC W., JEFFERIES S.J., DANYLUK P.
The use of six element arrays of hyperpure germanium detectors.
ASSESSMENT OF RADIOACTIVE CONTAMINATION IN MAN 1984 -
IAEA Proceedings 1985 p 79-92
- Ma 57 MARINELLI M.A.
The use fo NaI-Tl crystal spectrometers in the study of
gamma-ray activity in vivo.
Brit. J. Radiol. suppl. 7 (1957) p 38
- Nu 73 NUTTINCK D. COLARD J., LEDUC R.
Compteurs proportionnels pour la détection du ²³⁹Pu et des
autres radioéléments émetteurs α-X fixés dans les poumons.
Rapport interne CEN-SCK (1973)

- Pa 84 PALMER H.E. and RIEKSTS G.
The use of planar high-purity Ge detectors for in vivo measurement of low-energy photon emitters.
Health Physics 47 n° 4 p 69-78 (1984)
- Po 84 POMROY C. and MALM H.
High purity germanium detectors for in vivo measurements of uranium and thorium.
ASSESSMENT OF RADIOACTIVE CONTAMINATION IN MAN 1984
IAEA proceeding 1985 p 79-92
- Sc 33 SCHLUNDT H., NERANCY J.T., MORRIS J.P.
The detection and estimation of Radium in living persons
Amer. J. Radiol. 30 (1933) p 515-22
- Sh 84 SHERMAN I.S., STRAUSS M.G. and PENL R.H.
A Si(Li)-NaI(Tl) detector for direct measurement of plutonium in vivo.
Health Physics 47 n° 3 p 711-21 (1984)
- Ta 62 TAYLOR B.T. and RUNDO J.
A progress report on the measurement of plutonium in vivo.
AERE-R-4155 (1962)
- VD 62 VAN DILLA M.A. & ANDERSON E.C.
Human Counters using liquid scintillators.
WHOLE BODY COUNTING, IAEA Proceedings (1962) p 41-58

SAMENVATTING.

De evolutie in de meetapparaturen voor inwendige besmetting bij de mens wordt bondig weergegeven tot op heden waar competitie tussen NaI en Ge detectoren is ontstaan.

Enkele bijzondere problemen worden voorgesteld zoals de detectie van gamma of X-stralen met lage energie : Uranium, Plutonium en Americium bij middel van specifieke technieken en de moeilijkheid om door rechtstreekse meting de ALI (Annual Limit of Intake) als aanbevolen door het ICRP te bereiken.

ABSTRACT.

The evolution in the instruments for measurement of internal contamination is briefly given up to now where NaI and Ge detectors are in competition. Some problems such as the detection of low energy gamma or X emitters : Uranium, Plutonium and Americium by specific techniques are described and the difficulty to attain by direct measurement the ALI (Annual Limit of Incorporation) as recommended by the ICRP is emphasized.

WHOLE BODY COUNTERS WITH GERMANIUM DETECTORS

F. BRONSON: CANBERRA INDUSTRIES Inc. MERIDEN U.S.A
J. VERPLANKEN: CANBERRA SEMICONDUCTOR nv/ sa OLEN BELGIUM
D. MEERT: CANBERRA POSITRONIKA nv/sa AALST-EREMBODEGEM

SUMMARY

Thanks to the design of the high purity Germanium detectors, the use of this detector becomes more and more interesting for whole body counting systems. The advantage of this detector type over the conventional NaI (Tl) detectors is his superior resolution and peak to valley ratio. These features are especially usefull for accurate whole body measurements.

INTRODUCTION

The superior resolution of High Purity Germanium detectors resulted in the design of two new Whole Body Counters : the ACCUSCAN-II and the ACTINIDE-I (Uranium, Plutonium monitor).

The ACCUSCAN-II was derived from a combination of the best elements found with all the other W.B. type counters such as the bed and chair type.

This new Counter is using one or two 25% Germanium Detectos surrounded by a 2" lead shield. The Whole Body shield itself is a 4" vertical laminar steel design. The patient can be counted standing or seated. In the standing mode counting can be done from the front and from the back to achieve the maximum accuracy and independance of source location. Thanks to all these features is possible to count the subject in the highest sensitivity mode.

Further the system has a dc-motor drive to move the detector over the subject in the vertical direction, a multichannel analyser connected to a computer and a sophisticated software program : ABACOS-II.

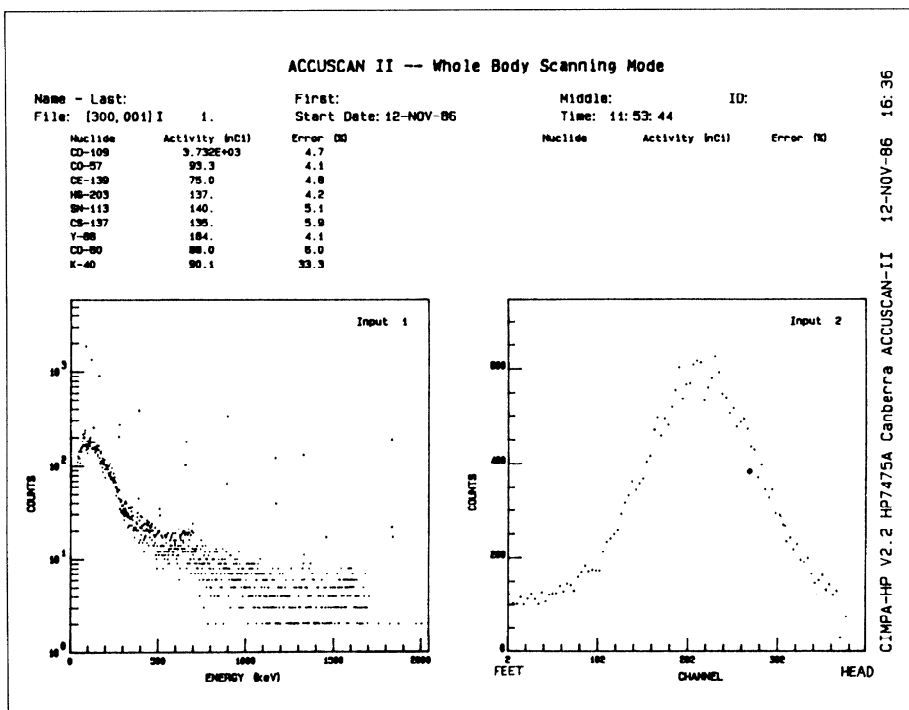
This program is fully menu driven and includes detector energy and efficiency calibration routines. Also included are the necessary peakfitting techniques, libraries for isotop-identification, MPC-Pn and MPOB calculations.

The motor driven design allows the user to perform two important measurements at once:

- a) a normal P.H.A. measurement
- b) a M.C.S. or SCREEN measurement
(counts in function of vertical detector movement)

The PHA and M.C.S. mode gave the user a correct information on quantitative isotope results and contamination positioning .

Figure 1 - P.H.A. and MCS spectrum



TYPICAL ACCUSCAN-II LOWER LIMIT OF DETECTION (LLD)

To give a good idea of the system sensitivity, the following measurements were taken :
 LLD in function of energy (see Fig. 2 and 3) and efficiency in function of the subject height (see Fig. 4)

The conditions of the measurement are :

- LLD is the activity equal to $2.79 + 4.66\sqrt{Bkg}$
- 300 sec count time
- Efficiency is for the Livermore/Humanoid phantom
- Background is for the subject only containing K-40
- Ge-detector : one or two 25% efficiency detectors

- A : Total Body Scan, Lung or Total Body source, diagnostic position
 B : Lung scan, Lung source, diagnostic position
 C : Fixed lung position, Lung source, screening position

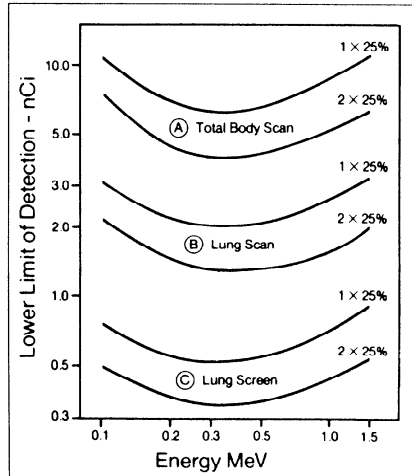
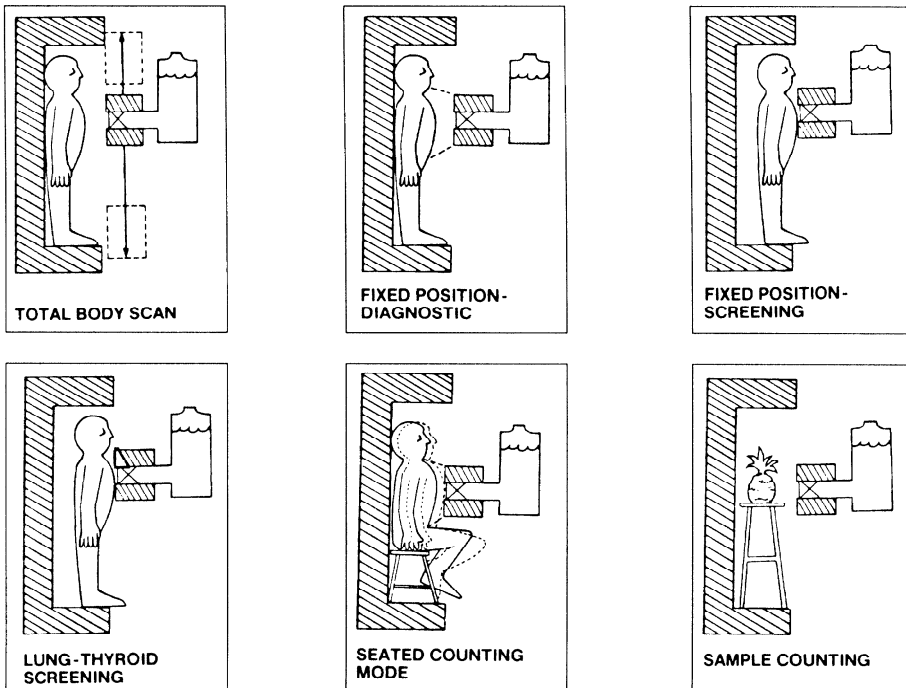


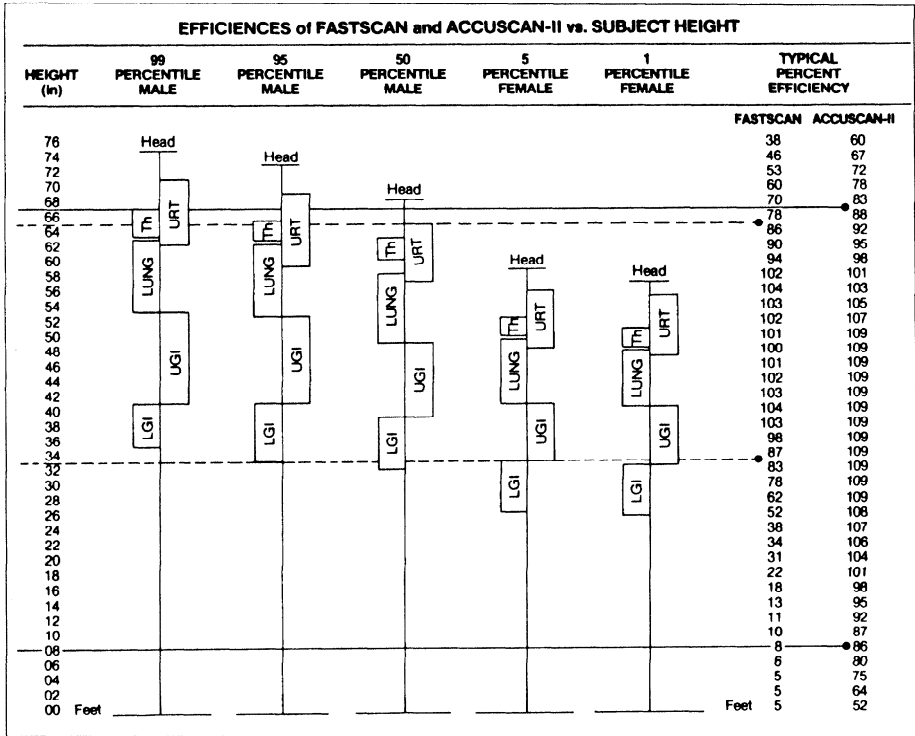
Figure 2

Figure 3



Efficiencies of FASTSCAN and ACCUSCAN-II vs. SUBJECT HEIGHT

Figure 4 - FASTSCAN : is using two NaI (TI) crystals of 4 x 4 x 16 inch



LOWER LIMITS OF DETECTION (nCi)

Nuclide (in lung area)	Fastscan (1 min.)	Accuscan II (2 x 25%; 300 sec.)		
		TB scan	Diagn.	Fixed screen
Co-60	3	6	2	<1
Cs-137	3	4.5	1.5	<1

The Uranium, Plutonium monitor is using 4 or 8 ACTINIDE Germanium Detectors. Measuring Uranium and or Plutonium is difficult because of the soft X-RAYS of both isotopes. For this reason a specialized detector system is designed. To achieve the desired sensitivities four or eight detectors are placed in VIRTUAL contact with the subject in close proximity to the lungs. The measurements must be carried out in a shielded room, the detector background must be very low, the detector resolution must be good and the efficiency must be high over the energy range of interest (13-20 keV for Pu, 60 keV for Am and 140-190 keV for U).

The designed ACT-I detector is using a LEGe crystal: this is a large area detector (20 cm² surface, 20 mm thick) with a very thin boron implanted (0,3 micron) outer contact for high sensitivity at low energies. The used cryostat has maximum 3,5 inch overall diameter so that several cryostats can be used together. The detector chamber itself is from the remote-type. This design provides easily highly efficient local shielding between the dewar-preamplifier and the detector chamber. Further the detector chamber and the internal cryostat hardware are made from low background materials (see fig. 1 and 2).

Figure 1
Background spectrum taken in 4 in. thick lead shield for 50,000 seconds (13.9 hours)

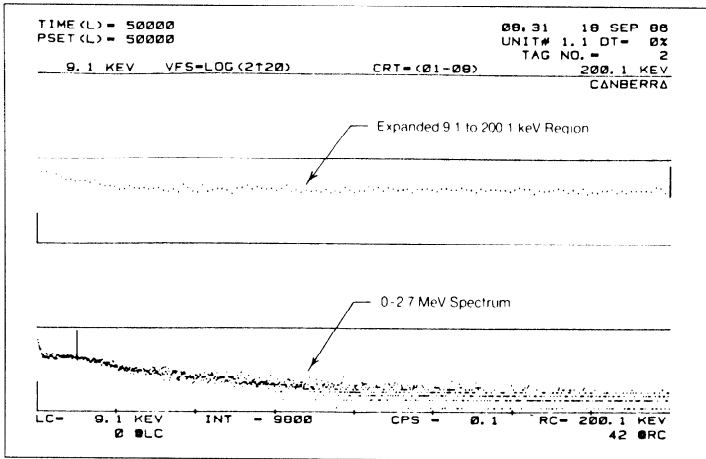
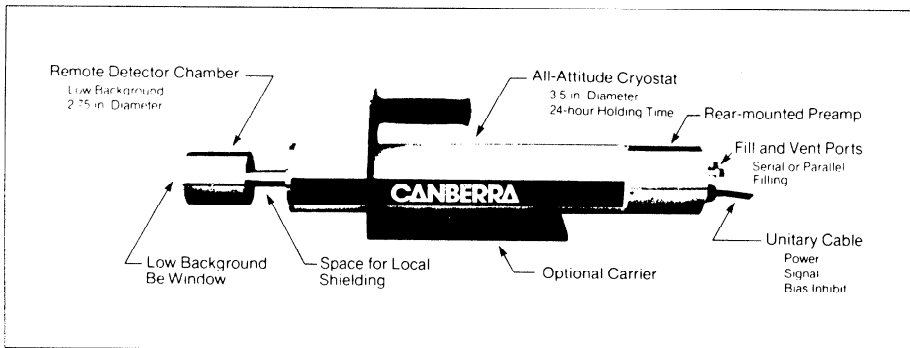


Figure 2
Model 7935-3 RDC cryostat used with ACT-I detector system



SAMENVATTING.

Omwille van de ontwerping van de Germanium detectoren met hoge graad van zuiverheid wordt hun gebruik in de whole body metingen meer en meer aantrekkelijk. Het voordeel van deze meetapparatuur op de conventionele NaI (Tl) detectoren ligt in een betere resolutie en een betere piek-dal verhouding. Deze eigenschappen zijn bijzonder nuttig voor nauwkeurige whole-body metingen.

RESUME.

Grâce à la conception des détecteurs Germanium d'un haut degré de pureté, l'utilisation de ceux-ci dans l'anthropogammamétrie s'avère de plus en plus intéressante. L'avantage de ce type de compteur sur les détecteurs conventionnels NaI (Tl) tient à une meilleure résolution et à un rapport pic-val très favorable. Ces caractéristiques sont particulièrement utiles pour des comptages corps entier précis.

Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, vol.12,n°1 (1987).

**DRAAGBAAR MEETTOESTEL BRUIKBAAR VOOR SURVEY VAN INWENDIGE
BESMETTING VAN PERSONEEL**

P. SCHONKEN
Dienst Radioprotectie
K.U.Leuven

Samenvatting

Een kleine draagbare gammaspectrometer laat toe om bij incidenten inwendige besmettingen (bv. tot 200 Bq ^{129}I in de schildklier in 20 sec.) het betrokken personeel te screenen.

Een tiental jaren geleden ontwikkelden we een draagbaar meettoestel op batterijvoeding gevoelig voor gammastraling om ons toe te laten radioactieve besmettingen in laboratoria op te sporen. Dit meettoestel werd uitgerust met een microprocessor en een RAM geheugen, zodat een gammaspectrum afkomstig van een NaI (Tl) detektor kan opgeslagen worden in het geheugen. Bij de ontwikkeling van dit toestel werden enkele originele elektronische oplossingen uitgewerkt die een grote bedrijfszekerheid geven en een hoge storingsimmunititeit, maar op deze elektronische details wil ik hier niet dieper ingaan.

Het toestel is vrij gebruiksvriendelijk en heeft onder andere de mogelijkheid om de telsnelheid te meten in het volledige spektrum of tussen instelbare energie drempels. Eventueel kan ook een spektrum dat over een langere tijd opgenomen is, in het geheugen worden opgeslagen en achteraf worden geëvalueerd door de gegevens te laten defileren op de display.

Dit toestel voldeed uitstekend voor het gestelde doel:

- opsporen van besmettingen in werkruimten
- identificeren van het besmettend isotoop
- estimeren van de besmettingsgraad (Bq/dm²)

Voor de routinecontroles wordt gebruik gemaakt van een dun (6 mm) NaI (Tl) kristal van 7,5 cm doormeter om de volgende redenen:

- de ontwikkeling van een detektor met een goed rendement voor lage gamma energieën drong zich op wegens de uitbreiding van het gebruik van ^{129}I ($E_{\text{gamma}} = 35 \text{ Kev}$)

- een dun kristal is ook voor hogere energieën richtingsgevoelig zodat een besmettingsbron gemakkelijk kan gevonden worden.
- voor het meten van ^{125}I zou een nog dunner kristal (2-3 mm) voldoende zijn. Om echter enige gevoeligheid voor ^{131}I te verkrijgen werd tenslotte geopteerd voor 6 mm.

Bij het gebruik van dit meettoestel bleek dat het ruim gevoelig genoeg was om schildklierbesmettingen met ^{125}I en ^{131}I vast te stellen bij de personen die met deze isotopen werken.

Een eerste waarneming betrof het opmerken een schildklierbesmetting met ^{125}I die achteraf $5 \cdot 10^3 \text{Bq}$ bleek te bevatten. Bij systematische metingen werd later gevonden dat een schildklierbesmetting van 200 Bq ^{125}I nog gemakkelijk met het draagbaar toestel kan worden gemeten. Met hetzelfde toestel is er een ^{131}I besmetting van 400 Bq duidelijk aantoonbaar.

Het draagbaar toestel laat toe het sprektrum op te nemen zodanig dat direkt er plaatse kan bepaald worden welke isotopen aanwezig zijn.

Bij ongeval kan op dze manier een screening van het personeel snel worden doorgevoerd: een teltijd van 20 seconden is daarbij voldoende om 200 Bq ^{125}I in de schildklier aan te tonen.

ABSTRACT

A small portable gamma spectrometer can be used for screening personnel involved in incidents with internal contaminations (e.g. down to 200 Bq ^{125}I in thyroid with a 20 sec. measurement).

RESUME

Un petit spectromètre gamma portatif peut être utilisé pour le screening de la contamination interne du personnel concerné (par exemple une contamination de 200 Bq ^{125}I dans la thyroïde peut être détectée en 20 sec.)

Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, vol.12,n°1 (1987).

BEPALING VAN INWENDIGE BESMETTING VIA URINE-ANALYSE.

Duijsings J.H. en Beentjes L.B

Afdeling Health Physics
Universiteit van Nijmegen
Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen.

Samenvatting

In dit artikel wordt beschreven op welke wijze via een indirecte meting inwendige besmetting kan worden vastgesteld. Daarbij is als voorbeeld genomen de metingen en resultaten van een onderzoek naar inwendige besmetting met het radionuclide tritium van een radiologisch werker tijdens splijtstofwisseling. Tevens wordt de aandacht erop gevestigd dat spectraalanalyse van een gecompliceerd γ -spectrum afkomstig van een urinemeting ter ondersteuning kan dienen van totale lichaamstelling.

1. Inleiding

Eén van de eerste vereisten voor het kunnen vaststellen van inwendige besmetting via een directe meting is dat de radioactieve stof straling uitzendt, welke buiten het lichaam gedetecteerd kan worden. Voor nucliden welke slechts corpusculaire straling uitzenden zoals tritium, koolstof-14 of fosfor-32 is men aangewezen op andere methoden, b.v. urine-analyse. Zoals bekend, kan de lichaamsbelasting en de daarmee gepaard gaande stralingsbelasting berekend worden met behulp van metabole modellen en de gemeten activiteit in de urine.

Voor de bepaling van de inwendige besmetting met het radionuclide tritium is urine-analyse een relatief eenvoudige en gevoelige methode. Directe meting met behulp van een vloeistofscintillatieteller van een hoeveelheid urine via vermenging met een geschikte telvloeistof, ligt het meest voor de hand en wordt dan ook veel toegepast. Een nadeel is echter dat de meetefficiëntie door kleurdoving in negatieve zin wordt beïnvloed en dat de mengbaarheid van de urine met een scintillatievloeistof beperkt is vanwege het zoutgehalte van de urine (de maximale mengverhouding van urine met telvloeistof bedraagt ca. 1 : 4). De minimale detecteerbare tritiumactiviteit,

zoals geformuleerd door Moghissi et al (Mo69), ligt voor de directe meting in de grootte orde van 30 Bq/l.

Wil men daarentegen tritiumactiviteiten vaststellen in de grootte orde van de achtergrond (ca. 5 Bq/l) dan is men genoodzaakt de urinemonsters te zuiveren. Daar het tritium in de urine meestal voorkomt als HTO is destillatie een geschikte en eenvoudige zuiveringsmethode. Deze methode hebben wij dan ook toegepast ter bepaling van de tritiumactiviteit in de urine van één van onze medewerkers die gedurende een aantal weken per jaar werkzaam is bij een kerncentrale. Tijdens deze periode waarin splijtstofwisseling plaatsvindt, loopt deze medewerker ook een inwendige besmetting met tritium op. Door het meten van urinemonsters over een lange periode, kunnen we de opname en de retentie van het tritium bij deze medewerker volgen. Daardoor konden we nagaan of voor deze persoon de uitscheiding van tritium met een één of twee compartimentenmodel te beschrijven is.

2. Methode

Om het grote aanbod van monsters snel en eenvoudig te kunnen verwerken, maakten we gebruik van een destillatie-opstelling waarmee we reeds een aantal jaren ervaring hebben opgedaan, o.a. werd deze opstelling gebruikt bij een onderzoek ter bepaling van het niveau van de inwendige besmetting van radiologische werkers bij gebruik van getritieerde verbindingen (Du84). Het destillatie-apparaat staat gedetailleerd beschreven in een technical note van het International Journal of Applied Radiation and Isotopes (Co85). Echter lijkt een korte beschrijving van deze opstelling en zijn mogelijkheden hier op zijn plaats.

Met behulp van de mobiele opstelling zoals te zien in figuur 1 kunnen gelijktijdig 20 monsters van maximaal 10 ml per monster in een tijdsbestek van 4 tot 6 uur gedestilleerd worden. Het apparaat bestaat uit een thermostaatbak van PVC waarin zich de 20 destillatie-units bevinden. Deze units worden op een temperatuur van 60°C gehouden door glycol via een rondpomp-thermostaat rond te pompen. In de deksel van de thermostaatbak zijn verchromde, bronzen koelvingers aangebracht. Hierop slaat het destillaat neer en druppelt vervolgens in de telflesjes welke aan de onderkant van de opstelling zijn geschroefd. Elke destillatie-unit bestaat uit een glazen erlenmeyer waar doorheen in het midden van de bodem een glazen buisje is gesmolten. Dit buisje gaat door de bodem van de thermostaatbak en mondt uit in het plastic telflesje. De afdichting bij de doorvoer wordt gewaarborgd door een Viton afdichtingsring.

De destillatie wordt tot droog uitgevoerd om isotopie-effecten te voorkomen en tevens om reproduceerbare resultaten te verkrijgen.

Aan het heldere destillaat wordt 12 ml telvloeistof toegevoegd.

Het homogene mengsel wordt vervolgens in een vloeistofscintillatieteller gemeten. Bij een teltijd van 100 min per monster, een achtergrond van 5 cpm, een tritiumefficiency van 25% en een monstervolume van ca. 8 ml* bedraagt de minimaal detecteerbare tritiumactiviteit 6 Bq/l bij een confidence-level van 95% (2σ), hetgeen een factor 5 gevoeliger is dan de directe meting van de niet gedestilleerde urine, zie tabel 1.

Tabel 1. Min. Detect. Activiteit, MDA

	<u>URINE</u>	<u>DESTILLAAT</u>
TELTijd, T	100 min	100 min
ACHTERGROND, B	5.0 cpm	5.0 cpm
MONSTER VOLUME, M	4 ml	8 ml
EFFICIENCY, E	10%	25%
MDA	30 Bq.l ⁻¹	6 Bq.l ⁻¹

* Zoals reeds eerder werd opgemerkt is het apparaat geschikt voor een monstervolume van maximaal 10 ml. We nemen hier 8 ml, daar tijdens ons onderzoek 8 ml is gebruikt.

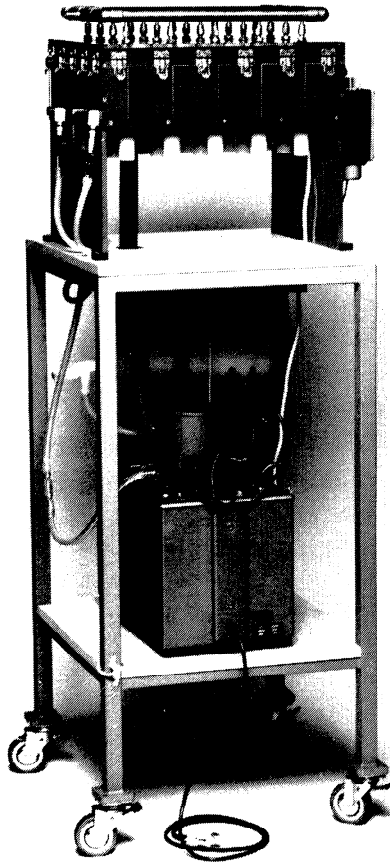


Fig. 1 : Destillatie-opstelling met een maximale capaciteit van 20 monsters.

3. Resultaten en discussie β -meting

zoals eerder vermeld is dit apparaat gebruikt voor de destillatie van de urinemonsters, afkomstig van onze medewerker. Hier volgen nu enkele resultaten van deze tritiummetingen.

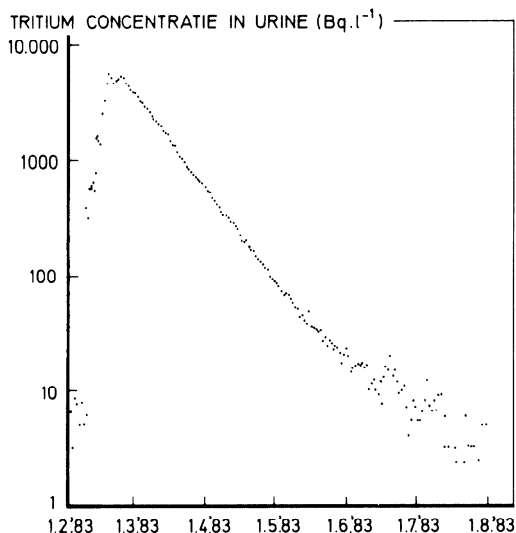


Fig. 2 : Tritiumconcentratie in urine (Bq.l^{-1}) als functie van de tijd in de periode van februari 1983 tot augustus 1983.

Figuur 2 toont een grafiek welke het verloop weergeeft van de tritiumconcentratie in de urine in 1983. Om een idee te krijgen van het opnamepatroon werd gedurende de eerste dagen van de werkzaamheden alle urine opgevangen en gemeten. Daarna werd volstaan met het meten van monsters ochtendurine. Men ziet reeds in het begin van de curve enige keren een korte daling optreden in de concentratie gedurende momenten dat er niet gewerkt wordt in een met tritium besmette omgeving. Begin maart zijn de werkzaamheden beëindigd. De uitscheiding van het tritium verloopt met een halveringstijd van 11 dagen. Ook is af te leiden dat de tritiumconcentratie in het lichaam na vier maanden weer op zijn oorspronkelijke achtergrondniveau is teruggekeerd. Op te merken is verder dat de tritiumconcentratie in de urine op het oude achtergrond-niveau van ca. 7 Bq/l (190 pCi/l) terecht komt, een waarde welke ruwweg overeenkomt met de activiteit van het

leidingwater in zijn woonomgeving.

Uit deze metingen is verder af te leiden dat de uitscheiding van tritium bij deze persoon te beschrijven is met het één compartiment-model. Het volgdosisequivalent ten gevolge van deze inwendige besmetting met tritium bedraagt 7 μ Sv. Dit volgdosisequivalent t.g.v. het tritium is slechts een fractie van de stralingsbelasting door uitwendige bestraling waaraan bedoelde medewerker blootstond, hetgeen te verwachten was.

4. Resultaten en discussie γ -meting

Waar in het voorgaande sprake was van pure β -emitters en in het voorbeeld ook nog van een laag energetische, nl. tritium, willen we nu in beschouwing nemen het geval van een inwendige besmetting waarbij zich niet één maar diverse γ -emitterende radionucliden tegelijkertijd in het lichaam bevinden. Nu biedt een totale lichaamsteller wél soelaas maar in afhankelijkheid van de grootte van het aantal radionucliden en hun activiteit en het soort detector van de totale lichaamsteller zoals NaI versus Ge of GeLi. Bij elk van deze detectoren kan urine-analyse tenminste tot ondersteuning dienen (lage activiteit, laag rendement of lage resolutie).

Een voordeel van een dergelijke meting is dat het meetresultaat niet verstoord wordt door activiteiten welke zich op de kleding c.q. huid bevinden. Als voorbeeld willen we hier tenslotte de bepaling geven van de γ -activiteit in ca. 400 ml urine van een persoon die ten tijde van het ongeluk met de kernreactor in Tsjernobyl op vakantie in Kiev vertoefde. Van het urine-monster van 7 mei werd op 10 mei het spectrum opgenomen met een high purity Ge-detector, gekoppeld aan het 4096 kanaals multichannel analysator. De meettijd bedroeg 50.000 sec (\pm 14 uur) en het resultaat is te zien in figuur 3.

counts per 5000 sec.

390 CC URINE OP GE
50000 s

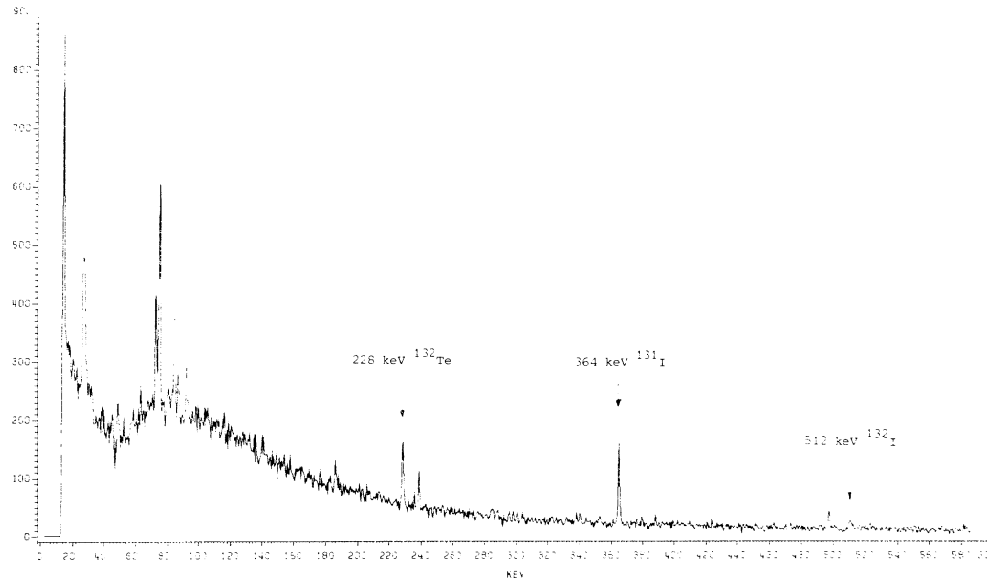


Fig. 3 : Gammaspectrum opgenomen van de urine van een bezoekerster van Kiev op 30 april en 1 mei 1986.

Duidelijk zichtbaar zijn o.a. de pieken bij 228 keV behorend bij het nuclide ^{132}Te en de 364 keV piek van ^{131}I . De activiteit welke hiermee op 7 mei overeenkomt bedraagt voor ^{131}I 6,5 Bq en voor ^{132}Te 4 Bq.

Hiermee werd door een onafhankelijke meting een bevestiging gekregen van de hoeveelheid ^{131}I in de schildklier welke reeds eerder via een schildkliermeting werd bepaald.

Over deze laatste metingen en de implicaties van de gemeten activiteit voor de persoon in kwestie heeft mevr.dr. W. Buijs, verbonden aan de afdeling Nucleaire Geneeskunde van ons instituut, tijdens haar voordracht uitgebreid verhaald.

Conclusie:

- Bepaling van de inwendige besmetting met het radionuclide tritium kan eenvoudig en efficiënt geschieden via urine-analyse. Met behulp van de door ons beschreven destillatie-opstelling is tritium bepaling in urine op grote schaal mogelijk. Daarbij is de MDA een factor 5 lager dan meting van tritium in pure urine.
- Spectraalanalyse van urine bij inwendige besmetting met γ -emitterende radionucliden kan dienen ter ondersteuning van totale lichaamstellinggegevens.

REFERENTIES

- Mo69 Moghissi A.A., Kelly H.L., Regnier J.E. and Carter M.W.,
Int.J.Appl.Radiat.Isot. 20, 1969, 145.
- Du84 Duijsings J.H., Beentjes L.B., Coops A.J. and Van der Jagt, P.J.
Health Phys. 46, 1984, 665.
- Co85 Coops A.J., Van der Jagt P.J., Duijsings J.H. and Beentjes, L.B.
Int.J.Appl.Radiat.Isot. 36, 1985, 408.

Summary

Indirect measurement of internal contamination is described. Determination of tritium contamination in a radiological worker during reactor fuel exchange serves as an example. Also the attention focuses on spectral analysis of a complicated γ -spectrum from a urine sample to complete data obtained from a whole body count.

Résumé

Une description de la méthode indirecte de mesure de la contamination interne est présentée. La détermination de la contamination par le radionuclide ^3H dans un travailleur radiologique durant l'échange du combustible dans la centrale nucléaire sert d'exemple. En plus, on souligne l'importance d'une analyse spectrale d'un spectre- γ compliqué dans une prise d'urine afin de compléter les données obtenues à partir d'un compte du corps entier.

CONTRIBUTION DES MESURES DE LA RADIOACTIVITE EXCRETEE

A L'ESTIMATION DE LA CHARGE CORPORELLE

C. Hurtgen et G. Koch

CEN - SCK/MOL (Belgium)

Résumé

Revue des différentes techniques appliquées au C.E.N. pour estimer l'incorporation de radionucléides non détectables par des mesures directes. Ceci concerne la surveillance en routine et la procédure en cas d'incident. Les techniques utilisées reposent aussi bien sur l'émission α et β que sur la fluorimétrie. Les principaux radionucléides sont des émetteurs α (U, Pu, Am, ...) et des émetteurs β (H-3, P-32, Cl-36, ...).

Certains radionucléides ne sont pas directement mesurables in vivo avec une sensibilité compatible avec les impératifs de la radioprotection.

C'est en particulier le cas des émetteurs β pur de relativement faible énergie et de beaucoup d'émetteurs α .

On fera donc appel à des méthodes indirectes qui consistent à mesurer l'activité excrétée et à en inférer la contamination interne selon des schémas métaboliques les mieux adaptés. Les échantillons analysés sont essentiellement les urines, le mucus nasal et les matières fécales. Ces échantillons sont collectés soit pour le contrôle de routine soit après un incident.

Il est généralement nécessaire d'effectuer une séparation chimique avant de soumettre l'échantillon au comptage. Nous mesurons les émetteurs α (essentiellement Pu, Am, U enrichi) dans des compteurs à scintillation au ZnS ou par spectrométrie α , les émetteurs β de forte énergie (P-32, Cl-36, ...) dans des compteurs proportionnels et les émetteurs β de faible énergie (H-3, C-14, Pu-214, ...) par scintillation liquide.

Dans le cas particulier de l'U naturel, la mesure s'effectue par fluorimétrie.

Les analyses concernent non seulement le C.E.N. mais aussi divers organismes extérieurs.

SURVEILLANCE DE ROUTINE

L'urine est essentiellement une voie d'excrétion à long terme. En outre ce type d'excreta est relativement aisè tant à récolter qu'à traiter et c'est sur lui que repose le contrôle général de la contamination interne.

En fonction du radionucléide à déterminer, on collecte soit une seule miction, soit les urines de 24 heures soit de trois périodes consécutives de 12 heures en dehors des heures de travail.

Les récipients en plastique utilisés pour la récolte des échantillons ne servent qu'une seule fois.

Mesure par scintillation liquide

Nous nous attacherons principalement au cas du tritium mais ce que nous allons dire peut être transposé "mutatis mutandis" au cas d'autres radionucléides émetteurs β de faible énergie (C-14, S-35, ...).

La mesure est effectuée par scintillation liquide dans un mélange émulsifiant et avec étalonnage interne.

On peut distinguer dans le cas du tritium trois grandes classes selon qu'il est absorbé sous forme d'eau, de molécules marquées ou de composés insolubles, par exemple l'hydrure de titane.

S'il s'agit d'eau tritiée, la mesure de l'urine brute permet de déterminer immédiatement la charge corporelle puisque l'équilibre isotopique est très rapidement atteint dans toute l'eau du corps. De ce fait, il est justifié de ne prélever qu'une seule miction.

Si l'on a affaire à des molécules marquées, la répartition du contaminant entre les différents organes ainsi que l'excrétion en fonction du temps dépendront de la nature de la molécule en question et aussi de sa voie d'entrée. Chaque cas est donc un cas d'espèce et demande à être examiné comme tel. Les mesures se feront non seulement sur l'urine brute mais aussi sur son distillat et le résidu de distillation après traitement adapté. Les périodes biologiques peuvent être très courtes (quelques heures éventuellement), la fréquence des prélèvements de contrôle devra être adaptée en conséquence.

Dans le cas des composés tritiés insolubles, le tritium ne se retrouvera pas dans les urines. Si ce composé est simplement ingéré, l'irradiation du tractus gastro-intestinal sera relativement faible. S'il est inhalé sous forme de petites particules, une partie de celles-ci contribueront à l'irradiation des poumons. Dans les deux cas, le tritium devra être mesuré dans l'eau de combustion des matières fécales. L'interprétation des résultats de mesures en termes de charge corporelle sera extrêmement délicat.

Mesure par fluorimétrie

Mettant à profit les propriétés de fluorescence de l'uranium, moyennant une sélection rigoureuse des coupelles en platine iridié et en utilisant un fluorimètre spécialement conçu à cet effet (Musyck 66) nous pouvons détecter des excrétions urinaires journalières inférieures au microgramme d'uranium. Cette sensibilité, suffisante dans le cas de l'uranium naturel, ne l'est cependant plus pour des cas de contamination par de l'uranium enrichi, tel qu'on l'utilise dans des réacteurs de puissance par exemple. Il faudra alors avoir recours à des méthodes radiométriques.

Mesures après séparation chimique

Pour atteindre la sensibilité et la sélectivité nécessaire on doit séparer chimiquement les différents éléments à mesurer, avant de les présenter au comptage α ou β .

D'une manière générale, l'élément à doser est extrait de l'urine par coprécipitation, purifié par passage sur échangeurs d'ions et électrodéposé ou évaporé sur coupelle.

Ces sensibilité et sélectivité se payent par un délai relativement long, consécutif aussi bien à la séparation chimique qu'au temps de comptage.

Ce délai de plusieurs jours est acceptable s'il s'agit de mesures de routine.

PROCEDURE EN CAS D'INCIDENT

En vue d'intervenir de la façon la plus efficace après un incident, il importe d'en connaître au plus tôt la gravité. Le plus souvent, nous sommes confrontés à des cas de contamination potentielle par inhalation d'émetteurs α insolubles tels que des oxydes de plutonium ou d'uranium.

Mucus nasal

Une partie des poussières inhalées est retenue dans les fosses nasales. Par mouchage, le mucus nasal est recueilli et minéralisé avant la mesure. Puisque la nature du contaminant est généralement connue au moment de l'incident, un comptage α global est suffisant en premier lieu.

Ceci permet d'avoir très rapidement une indication du niveau de la contamination et de prendre dans les meilleurs délais les actions médicales adaptées (c'est-à-dire inhalation DTPA,...).

L'estimation préliminaire de la contamination interne d'après les résultats d'analyse de mucus nasal est basée sur l'hypothèse d'une inhalation de poussières de 1 micron. Comme nous le verrons plus loin, cette hypothèse est pessimiste.

Matières fécales

Selon le schéma classique de l'ICRP, on admet, à défaut d'information précises sur la granulométrie des poussières inhalées, que 62,5 % de celles-ci sont éliminées via les matières fécales dans les 4 jours qui suivent l'incident.

De même que dans le cas du mucus nasal, la nature du contaminant est en principe connue. Après calcination et mise en solution, des séparations chimiques améliorent la sélectivité et permettent ainsi de préciser davantage l'estimation de la contamination interne.

Urines après administration de DTPA

Lorsque le niveau de l'activité mesurée dans le mucus nasal laisse suspecter une contamination pulmonaire significative, on administre un aérosol de DTPA qui complexe le contaminant et en accélère l'excrétion par voie urinaire. Le DTPA augmente l'excrétion urinaire du plutonium d'un facteur de l'ordre de 100. Ici, le radionucléide ne peut pas être entraîné complètement par coprécipitation vu la présence de complexant. Il faut donc minéraliser l'urine par évaporation et calcination avant toute autre séparation chimique.

D'après HALL et al. il est possible d'estimer la charge corporelle à partir des résultats de mesure ainsi obtenus.

INTERPRETATION DES RESULTATS DE MESURES

L'estimation de la charge corporelle à partir de l'activité mesurée dans les excréta se fait en appliquant les équations d'excrétions publiées soit par l'ICRP soit dans certain cas particulier par différents auteurs.

A l'exception de cas de contamination par le tritium qui ont fait l'objet d'autres exposés nous n'avons guère rencontré au C.E.N. de cas réellement significatif et ceci depuis près de 30 ans.

A différentes reprises nous avons mesuré dans le mucus nasal des activités qui laissaient supposer des contaminations importantes.

Dans tous les cas, les résultats des analyses de matières fécales et d'urines, ainsi que de la mesure directe ont montré qu'il ne s'agissait en fait que d'une contamination insignifiante.

Un cas que nous avons rencontré récemment illustre particulièrement ceci. L'activité mesurée dans le mucus nasal correspondait à près de 350 fois le niveau d'investigation. L'activité mesurée dans les matières fécales ne représentait plus que 2 fois et demie le niveau d'investigation. Quant à l'activité urinaire, elle était à peine détectable même après traitement au DTPA. Suite à ces résultats nous avons conclu à une contamination exogène de l'échantillon du mucus nasal, et que l'activité des matières fécales résultait d'une ingestion plutôt que d'une inhalation. De telle sorte que ce cas qui nous avait alarmé au départ s'est révélé être tout à fait bénin.

Hall R.M., Poda G.A., Fleming R.R. and Smith J.A.
Health Physics, Vol 34, 419-431, 1978.

Musyck E. Proceeding of the 1st Int.Con. on Radiation
Protection, Roma 1966, p.1027. Pergamon Press Ltd.
Edited by Sneider W.S. 1968.

SAMENVATTING.

Er wordt een overzicht gegeven van de verschillende technieken, als toegepast op het S.C.K., om een inwendige besmetting met niet rechtstreeks detecteerbare nucliden te meten en dit zowel bij het routine toezicht als bij een incident. De gebruikte technieken berusten zowel op de alpha en beta emissie als op de fluorimetrie. De meest voorkomende nucliden zijn alpha stralers (U, Pu, Am..) en beta stralers (H-3, P-32, Cl-36,...).

ABSTRACT.

A description is given of the different techniques as used at the C.F.N. for estimation of the incorporation of nuclides which are not detectable by direct counting. These techniques are used as well for routine measurements as in case of an incident. They are based on alpha and beta counting and on fluorimetry. The most encountered nuclides are alpha emitters (U, Pu, Am..) and beta emitters (H-3, P-32, Cl-36,...).

CONTROLE OP INWENDIGE BESMETTING IN DE NEDERLANDSE KERNCENTRALES.

J.A.M.M. Kops*
N.V. KEMA
Postbus 9035
6800 ET Arnhem

SAMENVATTING

Het in de Nederlandse kerncentrales gebruikte systeem ter controle en meting van inwendige contaminaties wordt beschreven. Uit aerosolmetingen volgt dat de concentraties laag zijn, de aerosolen veelal volledig respirabel zijn, en dat ^{60}Co veruit het belangrijkste nuclide is. Metingen van de ^{60}Co -retentie in twee medewerkers indiceren een geringere retentie dan aangenomen in ICRP-30. De omrekening van gemeten inwendige contaminaties naar effectief volgdoosisequivalent met behulp van de "conservatieve" ICRP-30-gegevens, tonen dat de stralingsbelasting door inwendige contaminaties zeer gering zijn ten opzichte van de stralingsbelasting door uitwendige bestraling.

1 INLEIDING

Bij werkzaamheden in een kerncentrale bestaat de mogelijkheid dat radioactieve aerosolen gegenereerd worden. Een gevolg hiervan kan zijn dat werkers inwendig besmet raken. Het is derhalve van belang om een goede controle uit te oefenen opdat de niveaus van de inwendige besmettingen bekend zijn, en opdat de mogelijke noodzaak van beschermende maatregelen (extra luchtzuivering, adembescherming) onderkend wordt. In de Nederlandse centrales is ten aanzien van deze problematiek een meet/controle-systeem ontwikkeld, hetgeen onderwerp is van dit "paper".

Essentieel voor het opzetten van een meet/controle-systeem is dat men inzicht heeft in de aard en de omvang van optredende luchtbesmettingen. Ook dient men, met het oog op te stellen eisen aan detectielimiet en gevoeligheid van het systeem, de relatie te kennen tussen het inwendige besmettingsniveau en het resulterende effectieve volgdoosisequivalent ($\text{H}_{50,E}$). Op beide aspecten wordt in het hierna volgende nader ingegaan. Vervolgens wordt het in gebruik zijnde meet/controle-systeem besproken, alsmede de hiermee opgedane ervaringen en verkregen resultaten.

* dit artikel is samengesteld in samenwerking met de heren J.C. Abrahamse (PZEM), J.Hoekstra (GKN) en L.H. van Mierlo (GKN)

2 IDENTIFICATIE VAN DE LUCHTGEDRAGEN ACTIVITEIT

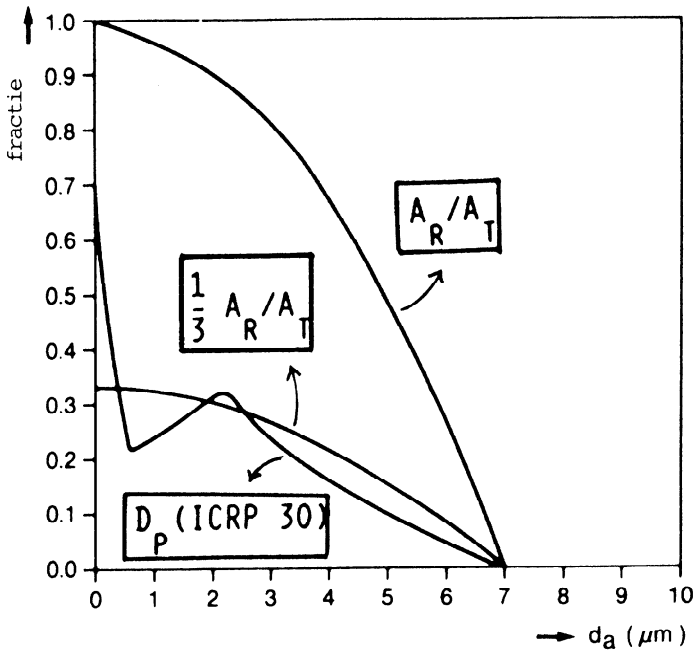
Ter identificatie van optredende luchtbesmettingen zijn in de centrale te Borssele een groot aantal metingen verricht. Doel van dit onderzoek was het verkrijgen van inzicht ten aanzien van de volgende aspecten:

- a de belangrijkste nucliden
- b het niveau van de luchtbesmettingen
- c de deeltjesgrootteverdeling van de aerosolen.

Gebruik werd gemaakt van "personal samplers" met een cycloon als voorafscheider (fabrikaat Casella). In deze voorafscheider wordt het zogenaamde niet respirabele stof afgevangen. De respirabele fractie passeert de cycloon en

wordt bemonsterd op een absoluutfilter. In figuur 1 is de cycloonkarakteristiek (verhouding tussen respirabele activiteit, A_R , en de totale activiteit, A_T) grafisch weergegeven. In deze figuur is ook de depositiecurve voor het pulmonary weergegeven welke ten grondslag ligt aan het ICRP-30 depositiemodel (Kops, 1984). Uit vergelijking van beide curven volgt dat:

$$D_P \text{ (ICRP-30)} \approx 1/3 A_R/A_T \quad (1)$$



Figuur 1 Vangstkarakteristiek van de cycloon (vangstefficiency als functie van de aerodynamische diameter, A_R/A_T), alsmede de depositiecurve van het pulmonary volgens het ICRP-30-model (D_P)

In het onderzoek werden zowel de respirabele activiteit als de niet-respirabele activiteit gammaspectrometrisch gemeten. De niet-respirabele activiteit werd hiertoe uit de cycloon gespoeld en vervolgens ingedampt. Met behulp van relatie (1) kon uit deze meetresultaten een benadering van D_p afgeleid worden, waarna met behulp van de in ICRP-30 gegeven depositiecurve een ruwe schatting van de AMAD verkregen werd.

Tabel 1 is een overzicht gegeven van de gemeten nucliden, alsmede hun globale procentuele bijdrage in zowel de activiteit als het effectief volgdoosisequivalent na inhalatie ($H_{50,E}$). Uit deze tabel volgt dat ^{60}Co veruit het belangrijkste nuclide is.

Tabel 1 Belangrijkste nucliden in de luchtgedragen activiteit

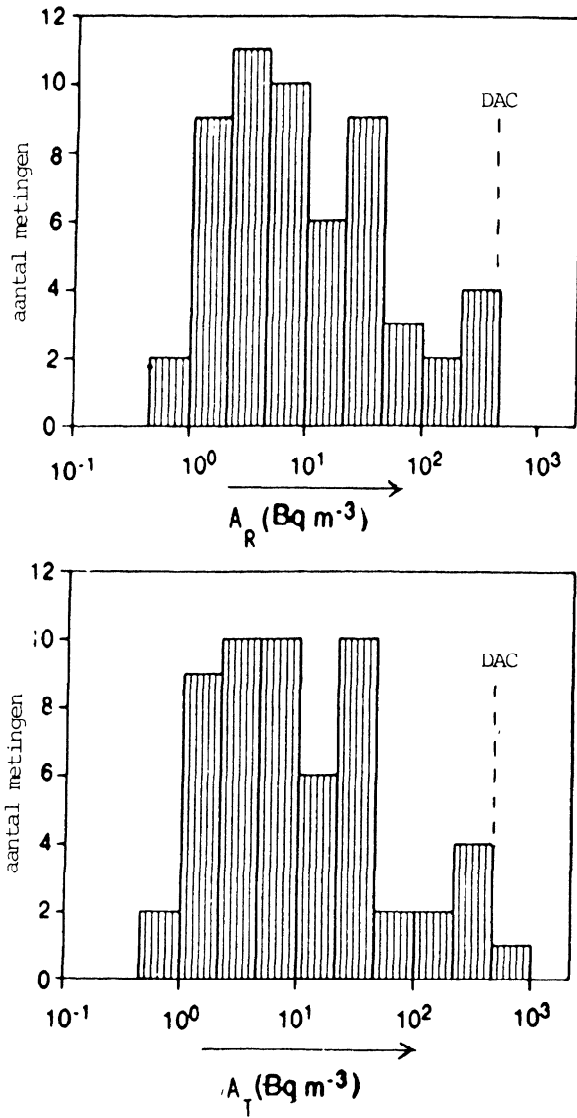
	bijdrage in activiteit (F_A)	bijdrage in $H_{50,E}$ (F_H)*
^{60}Co	70%	95%
^{137}Cs	10%	2%
^{59}Fe	10%	1%
^{134}Cs	5%	2%
^{54}Mn	5%	0,2%

$$* F_{H,i} = \frac{F_{A,i}/ALI_i}{\sum F_{A,i}/ALI_i} \times 100\%$$

In figuur 2 is de verdeling van de meetresultaten voor ^{60}Co van zowel de respirabele luchtgedragen activiteit, A_R , als de totale activiteit, A_T , gegeven. Hieruit blijkt dat deze concentraties erg laag zijn (zelden boven 1 DAC). Hierbij dient bovendien nog opgemerkt te worden dat metingen voornamelijk uitgevoerd werden op die plaatsen en bij die werkzaamheden waar luchtcontaminaties verwacht werden. Verder bleek de luchtgedragen activiteit vrijwel steeds voornamelijk respirabel, hetgeen geïllustreerd wordt door het geringe verschil tussen de verdelingen van de meetwaarden van A_R en A_T (zie figuur 2). Evaluaties van de AMAD-waarden, op de manier als hierboven aangegeven, resulteerden voor ^{60}Co in meer dan 95% van de metingen in waarden kleiner dan 1 à 2 μm .

Ten aanzien van de luchtgedragen activiteit in de centrale kunnen we dus concluderen:

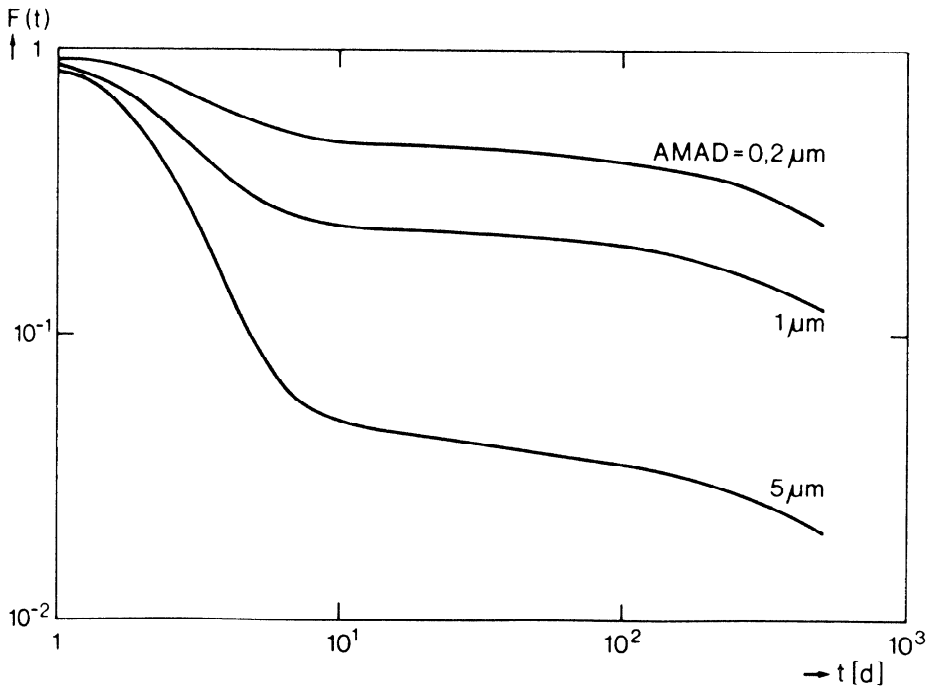
- a ^{60}Co is veruit het belangrijkste nuclide
- b de niveaus van de luchtbesmettingen zijn meestal erg laag (zelden boven 1 DAC)
- c het aerosol is bijna altijd grotendeels respirabel (AMAD < 1 à 2 μm).



Figuur 2 Verdeling van meetresultaten van de respirabele activiteitsconcentratie (A_R) en de totale activiteitsconcentratie (A_T)

3 RELATIE TUSSEN HET INWENDIGE BESMETTINGSNIVEAU EN HET EFFECTIEF VOLGDOSISEQUIVALENT ($H_{50,E}$)

Kennis omtrent de relatie tussen het inwendige besmettingsniveau en de resulterende volg dosis is nodig om zowel een adequaat meet/controle-systeem op te kunnen zetten (hoe laag moet men meten?) als de eventuele noodzaak van beschermende maatregelen te kunnen wegen (is adembescherming nodig?). De ICRP-30-modellen (ICRP, 1979) geven ons de mogelijkheid deze relatie af te leiden. Hiertoe beschouwen we eerst het verloop van de inwendige besmetting als functie van de tijd na inname. Als inname weg beschouwen we alleen "inhalatie" omdat deze weg het meest relevant is. Omdat het ^{60}Co in het aerosol in oxidevorm voorkomt gaan we, conform de ICRP-30-indeling, uit van een γ -klasse-aerosol. In figuur 3 is voor enkele AMAD-waarden de berekende totale lichaamsretentie, $F(t)$, gegeven, zijnde de fractie van de initiële besmetting als functie van de tijd, t , na inname. Opgemerkt moet nog worden dat deze "totale lichaamsretentie", $F(t)$, niet hetzelfde is als de in ICRP gegeven retentieformule $R(t)$. De relatie $R(t)$ heeft alleen betrekking op de activiteit welke vanuit het bloed in de organen terecht is gekomen, terwijl $F(t)$ mede betrekking heeft op de hieraan voorafgaande stappen (retentie in de longen en het maag-darmkanaal). Figuur 3



Figuur 3 De volgens ICRP 30 berekende totale lichaamsretentie, $F(t)$, na inhalatie van γ -klasse ^{60}Co voor drie AMAD-waarden

toont een zeer snelle uitscheiding in de eerste tien dagen na inname, waarna de uitscheiding sterk reduceert en een soort plateau ontstaat.

De hoeveelheid geïnhaleerde activiteit, A_i , volgt nu uit de nog aanwezige inwendige besmetting op tijdstip t na inhalatie, $a(t)$, met behulp van de volgende relatie:

$$A_i = \frac{a(t)}{F(t)(D_P + D_{TB} + D_{NP})} \quad (2)$$

met: D_P , D_{TB} , D_{NP} = gedeponeerde fracties in respectievelijk het P-, TB- en NP-gedeelte van het ademhalingsorgaan. Deze fracties zijn afhankelijk van de grootteverdeling (AMAD) van het geïnhaleerde aerosol (zie ICRP-30).

Het effectief volgdosisequivalent, $H_{50,E}$, volgt uit:

$$\begin{aligned} H_{50,E} &= \frac{A_i}{ALI} \times 0,05 \text{ Sv} \\ &= \frac{a(t)}{ALI \cdot F(t)(D_P + D_{TB} + D_{NP})} \times 0,05 \text{ Sv} \end{aligned} \quad (3)$$

of

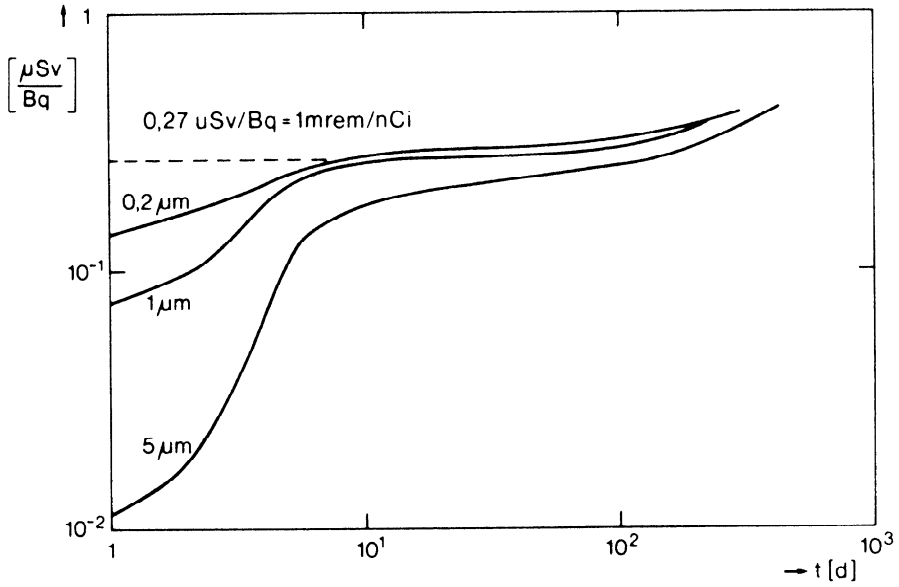
$$\delta(t) = \frac{H_{50,E}}{a(t)} = \frac{0,05}{ALI \cdot F(t)(D_P + D_{TB} + D_{NP})} \text{ Sv/Bq} \quad (4)$$

De grootheid $\delta(t)$ is dus het effectief volgdosisequivalent per Bq inwendige besmetting op tijdstip t na inname. In relatie (4) zijn D_P , D_{TB} , D_{NP} , $F(t)$ en ALI afhankelijk van de AMAD van het geïnhaleerde aerosol (zie bijvoorbeeld figuur 3 voor wat betreft F). Deze afhankelijkheden zijn of gegeven in ICRP-30 (D_P , D_{TB} en D_{NP}), of zijn uit de in ICRP-30 gegeven tabellen te berekenen (zie Kops, 1984). De met behulp van dergelijke berekeningen verkregen resultaten voor $\delta(t)$ zijn in figuur 4 grafisch weergegeven voor enkele AMAD-waarden. Figuur 4 toont dat $\delta(t)$ gedurende de eerste tien dagen na inname sterk afhankelijk is van de AMAD, doch dat deze afhankelijkheid daarna gering is. Hetzelfde geldt voor het verloop van δ als functie van de tijd. Na tien dagen is de verandering als functie van de tijd gering. Derhalve geldt bij benadering:

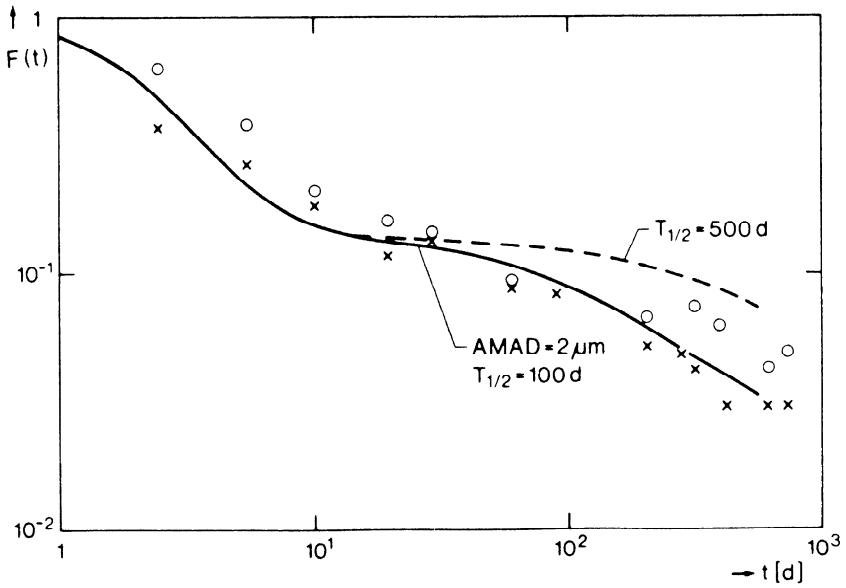
$$\delta(t) \approx 0,27 \text{ } \mu\text{Sv/Bq} = 1 \text{ mrem/nCi voor } t \geq 10 \text{ d} \quad (5)$$

nagenoeg onafhankelijk van de AMAD van het geïnhaleerde aerosol.

De hierboven gegeven berekeningen zijn volledig gebaseerd op de in ICRP-30 gehanteerde modellen en metabole gegevens. Een inwendige contaminatie van twee personen met circa 20 kBq ^{60}Co opende de mogelijkheid de retentie met behulp van totale lichaamsstellingen (TLT) te vervolgen. De gemeten retenties zijn grafisch weergegeven in figuur 5. Een goede "fit" van de meetwaarden wordt verkregen met het ICRP-30-model (voor een AMAD van 2 μm), doch met verandering van de biologische halveringstijd in de diepe lon-



Figuur 4 Het effectief volgdosisequivalent per Bq inwendige ^{60}Co besmetting op tijdstip t na inhalatie

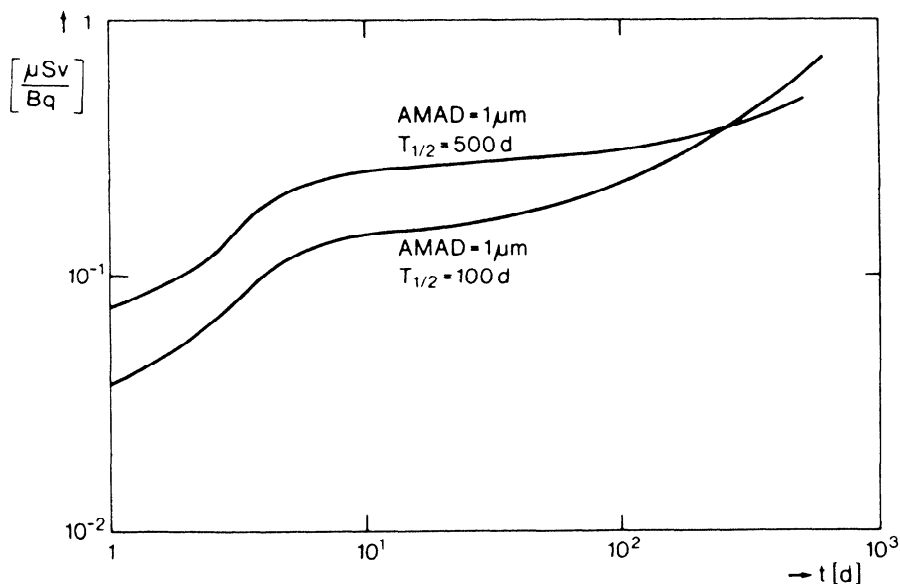


Figuur 5 Gemeten totale lichaamsretentie

gen (het pulmonary) van 500 d in 100 d. De met deze gemeten retentie overeenkomende $\delta(t)$ -curve is gegeven in figuur 6. Deze figuur toont dat de met de gemeten retentie overeenkomende $\delta(t)$ -curve tot 300 dagen na inname onder de ICRP-curve ligt (verschil ongeveer een factor 2). Desalniettemin wordt bij de berekening van het effectief volgdosisequivalent, $H_{50,E}$, uitgegaan van de conservatieve ICRP-curve. De bepaling van $H_{50,E}$ geschiedt volgens de volgende regels:

- geringe besmettingsniveaus (< 2 kBq ^{60}Co): $H_{50,E} = 0,27 \mu\text{Sv}$ per Bq ^{60}Co . Dit houdt een mogelijke overschatting met maximaal een factor 7 à 8 in als $t \leq 10$ d en een factor 2 voor $10 \text{ d} < t < 100 \text{ d}$ ten gevolge van de gemeten geringere retentie
- hoge besmettingsniveaus (> 2 kBq ^{60}Co): meer TLT's ter bepaling van de lange-termijnfractie ($t > 10$ d). Vervolgens $H_{50,E} = 0,27 \mu\text{Sv}$ per Bq ^{60}Co . Dit houdt een mogelijke overschatting met een factor 2 in vanwege de gemeten geringere retentie.

De op deze wijze verkregen bovenschattingen van $H_{50,E}$ worden in de dosisadministratie opgenomen en bij de uiteindelijke dosis opgeteld.



Figuur 6 Het effectief volgdosisequivalent per Bq inwendige besmetting op tijdstip t na inhalatie, zowel volgens de ICRP-30-retentie ($T_{1/2} = 500$ d) als de gemeten retentie ($T_{1/2} = 100$ d)

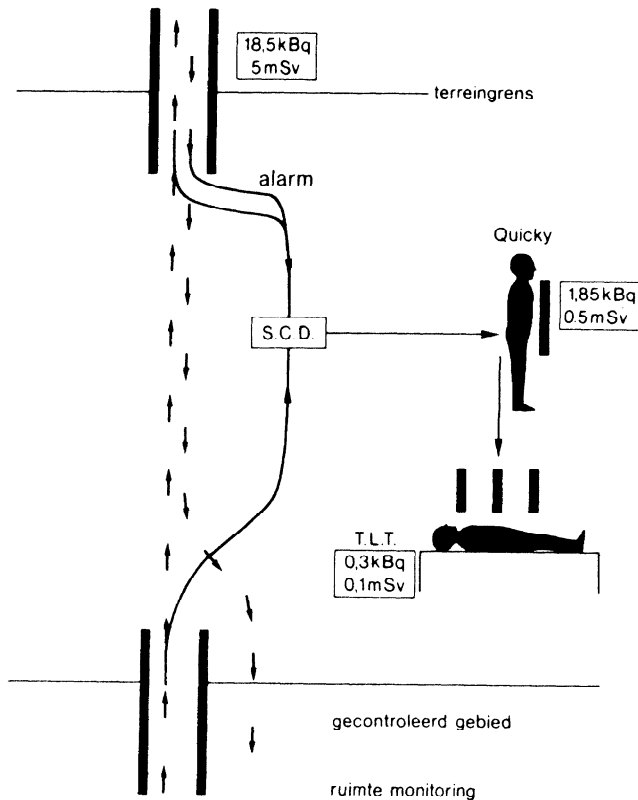
4 CONTROLEMETINGEN TEN AANZIEN VAN INWENDIGE CONTAMINATIES

De in gebruik zijnde meetsystemen zijn te onderscheiden in "ruimte-monitoring" en "metingen aan de persoon". Ruimte-monitoring vindt plaats door een continue bemonstering van luchtgedragen activiteit. Deze monsters worden achteraf op activiteit geanalyseerd. In de loop van de jaren opgedane ervaring met dit bemonsterings/meetsysteem heeft geresulteerd in een goed inzicht ten aanzien van die werkzaamheden waarbij luchtgedragen activiteit gegeneerd wordt. Deze ervaringen vormen een leidraad bij het voorschrijven van preventieve maatregelen (adembescherming en dergelijke). Geen goed beeld wordt echter verkregen van de daadwerkelijk optredende inwendige besmettingen. Daarom dienen ook metingen aan de persoon uitgevoerd te worden. Hiervoor is de volgende apparatuur beschikbaar:

- a een portaalmonitor (met NaI-kristallen) bij de terrein-toegang. Detectielimiet 18,5 kBq ^{60}Co , hetgeen overeenkomt met $H_{50,E} < 5$ mSv
- b een portaalmonitor (in Dodewaard met NaI-kristallen, in Borssele met gasdoorstroomtellers) bij de uitgang van het gecontroleerde gebied. Deze monitor is primair bedoeld voor controle op uitwendige besmetting, alhoewel de monitor in Dodewaard identiek als vermeld onder a, ook op inwendige besmetting controleert
- c een eenvoudige snelle totale lichaamsteller ("s"TLT). Meettijd circa 10 s, detectielimiet 1,85 kBq ^{60}Co , hetgeen overeenkomt met $H_{50,E} \leq 0,5$ mSv
- d een geavanceerde totale lichaamsteller* (TLT). Meettijd circa 10 min, detectielimiet circa 0,3 kBq ^{60}Co , hetgeen overeenkomt met $H_{50,E} \leq 0,1$ mSv.

* GKN Dodewaard maakt hiertoe gebruik van de Radiologische Dienst van TNO te Arnhem.

Met behulp van deze apparatuur is een systeem opgezet waarmee iedereen elke werkdag gecontroleerd wordt. In figuur 7 is dit systeem weergegeven. Bij het betreden en het verlaten van het terrein passeert men een portaalmonitor evenals bij het verlaten van het gecontroleerde gebied. Geeft de betreffende monitor hierbij alarm, dan wordt de persoon door de stralingscontroledienst (SCD) gecontroleerd. Indien hierbij vastgesteld wordt dat het alarm daadwerkelijk veroorzaakt is door een in- of uitwendige besmetting van de persoon (dus niet door besmette kleding of gereedschap), dan wordt een meting met de eenvoudige TLT uitgevoerd (nadat uiteraard door wassen eventuele uitwendige besmetting zoveel mogelijk verwijderd is). Geeft ook deze alarm, dan wordt vervolgens een meting met de geavanceerde TLT uitgevoerd. De maximale besmetting waarmee derhalve iemand onopgemerkt het terrein kan verlaten is 18,5 kBq ^{60}Co . In de zeer zeldzame, welhaast ondenkbare situatie dat de besmetting over een groot aantal dagen is opgebouwd zodat de "alarmbesmetting" volledig bestaat uit de lange-termijn-fractie (zie paragraaf 3), dan komt deze 18,5 kBq overeen met een $H_{50,E}$ van 5 mSv. Vrijwel altijd zal echter $H_{50,E}$ veel lager zijn (factor 7 à 8 indien de besmetting volledig dezelfde dag is opgelopen).



Figuur 7 Meet/controlesysteem waarmee iedereen elke werkdag op besmetting gecontroleerd wordt

Naast bovengenoemde dagelijkse controle vinden de volgende periodieke controles aan de persoon plaats:

- PZEM Borsssele
 - . eigen personeel: één maal per jaar een meting met de snelle TLT, ingeval alarm een meting met de geavanceerde TLT
 - . personeel van derden: voor en na de werkzaamheden een meting met de snelle TLT, ingeval alarm een meting met de geavanceerde TLT
- GKN Dodewaard
 - . eigen personeel:
 - na de splijtstofwisselstop een meting met de snelle TLT, ingeval alarm een meting met de geavanceerde TLT
 - éénmaal per twee jaar een meting met de geavanceerde TLT
 - . personeel van derden: na de werkzaamheden een meting met de snelle TLT, ingeval alarm een meting met de geavanceerde TLT.

Bij deze periodieke controles blijft een inwendige contaminatie met maximaal 1,85 kBq onopgemerkt. De maximaal onopgemerkte effectieve volg dosis ($H_{50,E}$) is derhalve 0,5 mSv.

5 RESULTATEN EN CONCLUSIES

De verkregen resultaten en de opgedane ervaringen met het controlesysteem laten zich als volgt samenvatten:

- portaalmonitoren: zelden alarm (enkele keren per jaar). In de gevallen van een alarm is dan ook nog veelal de oorzaak buiten de centrale gelegen (bijvoorbeeld medische toepassing van radionucliden, en een verhoogde radon dochteractiviteit op de schoenzolen ingeval van ijzel)
- snelle TLT: in minder dan 5% van de metingen een alarm
- geavanceerde TLT: slechts ingeval van incidenten een ^{60}Co besmetting groter dan 1 à 2 kBq (komt overeen met 0,3 à 0,5 mSv).

Bovengenoemde resultaten zijn volledig in overeenstemming met het gemeten lage niveau van de luchtbesmettingen (zie paragraaf 2). De stralingsbelasting ten gevolge van inwendige besmetting is dan ook insignificant laag vergeleken met de stralingsbelasting door uitwendige bestraling (gemiddelde effectieve jaardosis door uitwendige bestraling 5 à 10 mSv).

In zijn algemeenheid kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- doses ten gevolge van inwendige contaminaties zijn zeer gering vergeleken met de doses door uitwendige bestraling
- de vele aandacht voor inwendige contaminatie is meer van psychologisch dan van stralingshygiënische belang
- het effectief volg dosis equivalent is voor de radiologische werker een zeer begrijpelijke vertaling van inwendige contaminatie.

LITERATUUR

KOPS, J.A.M.M., 1984. Het longdepositie- en zuiveringsmodel. In: Dosimetrie bij inwendige besmetting volgens het ICRP-30-model. NVS-publikatie nr. 3, januari 1984.

ANALS OF THE ICRP, 2, nr. 3/4, 1979. Limits for intakes of radionuclides by workers. ICRP-publikatie 30.

SUMMARY

The system by which in the Dutch nuclear power stations internal contaminations are controlled and measured is described. Aerosol measurements show that the aerosols are mainly respirable, the concentrations are low and ^{60}Co is by far the most important nuclide. Measurements of the ^{60}Co retention in two persons indicate a lower retention than assumed in ICRP 30. The evaluations of effective dose equivalent commitments from measured internal contaminations, by means of the "conservative" ICRP 30 figures, clearly show that radiation doses resulting from internal contaminations are very low compared to those from external radiation.

RESUME.

Les systèmes de contrôle et de mesure des contaminations internes dans les centrales nucléaires aux Pays-Bas sont décrits. Les mesures d'aérosols démontrent que les concentrations sont peu élevées, que les aérosols sont pratiquement tous inhalables et que le nuclide de loin le plus important est le Co 60. Des normes de rétention de Co 60 chez deux collaborateurs montrent une rétention moindre que celle admise dans l'ICRP 30. Le passage des contaminations mesurées à l'équivalent de dose effective engagée, à l'aide des données "conservatives" de l'ICRP 30 montrent que la dose corporelle par contamination interne est minime en regard de la dose résultant de l'exposition externe.

Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, vol. 12,n°1 (1987)

**RICHTWAARDEN AANWENDBAAR BIJ DE BEPALING VAN INWENDIGE BESMETTING,
IN OVEREENSTEMMING MET DE RICHTLIJNEN VAN ICRP-30**

ir. DEWORM J.P.
Departement S.K.V.
S.C.K./C.E.N.
Boeretang 200
2400 MOL

SAMENVATTING

In 1977 werden door de ICRP vernieuwde aanbevelingen gepubliceerd. Deze gaven aanleiding tot een aanpassing van de bestaande terminologie en de daarbijhorende waarden van de vorige ICRP-2 publikatie.

De gemeten inwendige belasting voor beta-gamma-stralers werd tot het verschijnen van ICRP-30 op het S.C.K. vergeleken met de waarden van de "maximum permissible body burden", opgenomen in ICRP-2.

Voor zuivere beta-stralers of alfa-stralers gebruikte men gepubliceerde en algemeen aanvaardde exentiemodellen om excretietempo's af te leiden uit de waarden van de body burden. Deze referentiewaarden werden aangewend om na te gaan welke de graad van inwendige besmetting was t.o.v. de primaire blootstellingsnormen.

Met het verschijnen van ICRP-30 werden limieten voor jaarlijkse opname berekend zowel voor ingestie als inademing. Kennis van deze waarden, tezamen met retentie- of excretiemodellen, laten toe een schatting te maken van de achtergebleven fraktie of van het excretietempo. Men kan aldus deze referentieniveau's toetsen aan de gemeten waarden.

Als voorbeeld werden de referentieniveau's bepaald voor enkele beta-gamma-stralers met verschillende aerosolverdeling ten opzichte van het inademingsrisiko. Deze niveau's zijn zeer nuttig om na te gaan of er al dan niet een overschrijding bestaat van de primaire norm.

1. INLEIDING

De huidige benadering voor de interpretatie van de bepaling en controle van de inwendige stralingsbelasting, tengevolge van inneming van radionucliden, heeft sedert het verschijnen van de aanbevelingen in de publikatie 26 van de "Internationale Commissie on Radiological Protection (ICRP)" een belangrijke wijziging ondergaan. De basisprincipes waarop de huidige normen berusten liggen vast in de reeds zeer populaire slagzinnetjes : "Verrechtvaardiging van de toepassing, optimalisering van de bescherming, begrenzing door limietdoses". In deze zin heeft de ICRP, en de nu ook toepasselijke wetgeving (K.B. van 16 januari 1987), de begrenzing van het effectieve dosisekwivalent (gebaseerd op het principe van stochastische effecten d.w.z. 50 mSv) duidelijk vooropgesteld. Deze begrenzing is toepasselijk zowel voor de jaarlijkse uitwendige dosisbelasting als voor de te verwachten dosisbelasting (inwendig) van de werknemer blootgesteld aan ioniserende straling. Hiernaast bestaat eveneens een begrenzing van het dosisekwivalent ter hoogte van de organen of weefsels om niet stochastische effecten te vermijden (500 mSv). De praktische toepassing van deze aanbeveling wordt doorgevoerd door de begrenzing van de dosisbelasting, door uitwendige bestraling te baseren op de begrippen diepte- en oppervlakedosisekwivalentindex en voor de inwendige op de limieten van de jaarlijkse opneming met radionucliden.

In het geval van zowel inwendige als uitwendige stralingsbelasting worden de vastgestelde limieten, van 50 mSv, gerespekteerd indien voldaan wordt aan de betrekking :

$$\frac{H_{I,d}}{H_L} + \frac{I_j}{I_{j,L}} = 1$$

waarbij $H_{I,d}$ de jaarlijkse ontvangen dieptedosisekwivalentindex voorstelt, H_L de jaarlijkse effectieve dosisekwivalentlimiet (d.w.z. 50 mSv), I_j de jaarlijkse geschatte inneming voor de radionuclide j en $I_{j,L}$ de overeenstemmende jaarlijkse limiet van inneming van de betreffende radionuclide j . Er bestaat verder een begrenzing van de oppervlakte dosisekwivalentindex door de betrekking :

$$\frac{H_{I,s}}{I_{SK,L}} = 1$$

waarbij $H_{I,s}$ de jaarlijkse ontvangen oppervlakedosisekwivalentindex voorstelt, en $I_{SK,L}$ de jaarlijkse dosisekwivalentlimiet (d.w.z. 500 mSv).

Degenen betrokken bij de bepaling van de dosis tengevolge van inwendige belasting met radionucliden worden aldus gekonfronteerd met de schatting van de inneming of de te verwachten effectieve dosisekwivalenten (volgdosis

- verwachtingsdosis - committed dose - dose engagé). Hiernaast dient de verantwoordelijke van de stralingshygiëne te zorgen dat de aanbeveling van optimalisering zo goed als mogelijk gevolgd wordt, door de stralingsbelasting zo laag als redelijk is te houden. Het is van zelfsprekend dat deze laatste aanbeveling niet toegepast werd in een inrichting waar het gemiddelde effectief dosisekwivalent 49 mSv is, maar wel wanneer het gemiddelde 5 mSv is voor alle blootgestelde werknemers met kleine spreiding rond deze waarde.

Daarom moet men de inwendige besmetting met radionucliden met alle beschikbare middelen trachten te voorkomen. Inderdaad eenmaal een hoeveelheid radionuclide ingenomen, zal de stralingsbelasting die hieruit volgt gedwongen (committed - engagé) opgelopen worden gedurende de aanwezigheid in de organen of weefsels.

Daar waar de monitoring van de oppervlakte- en dieptedosis ekwivalentindex uitgevoerd wordt met behulp van uitwendige personendosimetrie, berust de bepaling van de inwendige belasting op meetinrichtingen voor in-vivometing (totaal lichaamsbelasting of longendepositie) of scheikundige analysemethoden voor de biologische monitoring (urine-, fekaliënmonitoring of andere). Uit de gemeten belasting (rechtstreeks of onrechtstreeks) tracht men de waarde van de ingenomen radioactiviteit voor een bepaald radionuclide te schatten. Dit laat uiteindelijk de stralingshygiënist toe na te gaan dat aan de eerste hierboven vermelde primaire bestralingsnormen voldaan werd.

2. EVOLUTIE VAN DE SEKONDAIRE NORMEN

Het effectief dosisekwivalent in geval van inneming is niet direkt te bepalen. Daarom werden sekondaire normen zoals gedefinieerd in de eerste van de twee hierboven aangegeven betrekkingen noodzakelijk.

In 1959 werd met het verschijnen van publikatie 2 van de ICRP een eerste maal waarden aangegeven die een maat waren voor de graad van de inwendige belasting met radionucliden van de mens. Uitgaande van een maximaal aanvaardbaar dosisekwivalenttempo werd voor de organen en weefsels berekend, met welke aanwezige activiteit een dergelijk tempo overeen kwam (de dosisekwivalenttempo's waren respectievelijk voor het gehele lichaam en voortplantingsorganen 1 mSv/week; voor de huid, schildklier 6 mSv/week, alle andere zachte weefsels 3 mSv/week en het bot 5,6 mSv/week). De aldus berekende maximale toegestane activiteit $q_{i\max}$ voor een bepaald nuklide heeft betrekking op een permanente aanwezigheid in dat orgaan. Met behulp van

een verdeelfactor f_2 werd de daarmee maximale toegestane activiteit q in het gehele lichaam berekend.

$$q = q_{\text{imax}}/f_2$$

De kleinste waarde q voor alle in beschouwing genomen referentieorganen gaf uiteindelijk aan wat de ICRP-2 als "maximum permissible body burden" identificeerde voor dat nuklide. Bij de berekening van de stralingsdosis werd alleen rekening gehouden met deze die het referentieorgaan ontving en niet de naburige organen of weefsels. Het orgaan zelf dat de kleinste waarde q ten gevolge van de hierboven genoemde berekeningswijze bekam noemde men kritieke orgaan ("critical organ"). De manier van continue toevoer van activiteit naar het referentieorgaan kon zowel gebeuren door inneming ten gevolge van ingestie of inademing. Hieruit werden maximaal aanvaardbare concentraties ("maximum permissible concentration") uitgerekend in de lucht of het drinkwater. In tabel 1 werden enkele van deze meest voorkomende radionukliden met hun respectieve waarden opgenomen. Deze maximale aanvaardbare lichaamsbelasting vormde het uitgangspunt, in ons instituut, om hieraan de gemeten lichaamsbelasting te toetsen ten gevolge van inwendige belastingen of deze nu bepaald werd bij middel van een in-vivo totaal lichaamsbelasting of specifieke orgaanbelasting ofwel door biologische monitoring d.w.z. door excreta.

Het continue innemingspatroon volgens ICRP-2 is een zeer streng en aldus een zeer onwaarschijnlijke benadering. Anderzijds werden de afgeleide maximum aanvaardbare concentraties te dikwijls beschouwd als limietwaarden die niet mochten overschreden worden. Wat reglementair gezien niet het geval is, onze wetgeving voorzag dat het een gemiddelde waarde betrof over 13 achtereenvolgende weken. (zie tabel 1). Het ineens in het lichaam innemen van een hoeveelheid die overeenstemde met 13 opeenvolgende weken mag nochtans slechts uitzonderlijk geschieden.

Deze maximale aanvaardbare lichaamsbelasting werd de uitgangswaarde die aangewend werd om een interpretatie te kunnen uitvoeren van de metingen. De gemeten lichaamsbelasting voor de radionukliden werd vergeleken met de maximum aanvaardbare lichaamsbelasting. De "Investigation Level" werd vastgelegd op 1/10 van de maximale belasting. Deze maximale lichaamsbelasting vormde eveneens de basis voor het bepalen van afgeleide "Investigation Levels" (Derived investigation levels) d.w.z. waarden voor de excretietemp'o's voor 1/10 van de maximale lichaamsbelasting. In tabel 2 werden aldus voor enkele meest voorkomende radionukliden dergelijke D.I.L.'s berekend. Nochtans is een continue belasting een zeer zelden voorkomend belastingspatroon voor werknemers (slechts voor enkele radionukliden is het continue patroon geldig b.v. getritiëerd water).

Een eenmalige inneming tengevolge van het innemen gedurende een tijdperk van enkele uren leidt tot een tijdelijke lichaamsbelasting en het te verwachten dosisekwivalent is eerder van belang dan het dosisekwivalenttempo. Een dergelijke inneming is een meer voorkomende patroon.

In de ICRP-10 publikatie berekende men aldus de hoeveelheid welke zich mag bevinden in het kritieke orgaan, om in dit orgaan in een tijdstip van 50 jaar, een dosisekwivalent te leveren van 1/20 van het aanvaardbare jaardosisekwivalent (voor het gehele lichaam, voortplantingsorgaan en rode beenmerg 2,5 mSv, voor de huid, schildklier en bot 15 mSv voor alle andere organen 7,5 mSv) tengevolge van een eenmalige inname. De investigatieniveaus in Bq afgeleid uit de vorige dosisekwivalenten worden meestal aldusdanig niet gebruikt. Inderdaad meestal stelt men door bepaling van excreta of totale lichaamstelling de werkelijke lichaamsbelasting vast na een zeker tijdstip. Hiervoor dienen "Derived Investigation Levels" opgesteld te worden die rekening houden met de tijdspanne waarop de biologische monitoring of in-vivometing plaats heeft. Voor een "non-transportabel" radionuclide werd het "Investigation Level" bepaald als een tiende van de hoeveelheid afgezet in de longen door inademing van de maximaal aanvaardbare concentratie van de gedurende 8 uren ingeademde hoeveelheid lucht en dit geïntegreerd over een half jaar. Enkele waarden voor specifieke radionucliden werden opgenomen in de tabel 2 en kunnen vergeleken worden met deze volgens het afgeleid continue model. Tenslotte behandelde de ICRP-10A publikatie de evolutie van de inwendige besmetting tengevolge van een hoeveelheid ingeademde radionuclide of tengevolge van een wondbesmetting en het probleem van verschillende opeenvolgende eenmalige besmettingen. Misschien is een dergelijk patroon van inwendige besmetting het meest waarschijnlijke. Nochtans werd de ICRP-10A slechts weinig toegepast.

3. DOSISEKWIVALENT - TE VERWACHTEN DOSISEKWIVALENT

Met het verschijnen van de ICRP-26 publikatie kwamen een aantal nieuwe begrippen in gebruik in de dosimetrie. Het biologisch gevolg van een bestraling hangt inderdaad niet alleen af van de geabsorbeerde dosis maar ook van het dosistempo, de verdeling van dosis in het weefsel, van de aard en energie van de straling. Wanneer de geabsorbeerde dosistempo's klein zijn, enkele tientallen mGy per maand, dan kan de invloed van de aard en de energie van de straling op het biologisch effect, en dit welke ook de manier van bestraling is, geschat worden door een kwaliteitsfaktor. Op deze wijze

wordt de dosimetrie vereenvoudigd door het begrip dosisekwivalent :

$$H = DQ$$

D : geabsorbeerde dosis Q : kwaliteitsfactor H : dosisekwivalent uitgedrukt in Sv (1 Sv = 1 J/kg).

Het te verwachten dosisekwivalent is een grootheid eigen aan de inwendige dosimetrie, deze term betekent dat de dosis niet onmiddellijk ontvangen wordt zoals bij een uitwendige bestraling maar na een min of meer lange tijd naargelang het ingenomen radionuklide. Dit laatste bestraalt geleidelijk aan de verschillende weefsels en organen waarin het zich bevindt. Er wordt geen rekening gehouden met de mikroskopische verdeling van het radionuklide in de organen of weefsels T omdat men enkel de gemiddelde dosis \bar{H}_T over geheel het orgaan of weefsel beschouwd. In het model worden dus de "hot spots" niet beschouwd.

Ieder orgaan of weefsel T dat bestraald wordt, ontvangt dus een dosisekwivalententempo H_T waarvan de integraal over 50 jaar vanaf het ogenblik van de inneming per definitie het te verwachten dosisekwivalent

$$H_T = \int_0^{50 \text{ jaar}} H_T(t) dt \quad \text{in Sievert geeft.}$$

Het te verwachten dosisekwivalent zoals dit hiervoor gedefinieerd werd is zinvol voor lang verblijvende (biologische) radionukliden. Dit is het geval zijn voor sommige (zoals b.v. plutonium) maar voor andere (zoals b.v. tritium) wordt deze dosis reeds ontvangen in enkele weken of maanden (figuur 1). Het te verwachten effectief dosisekwivalent per eenheid inneming, steunende op metabolische gegevens wordt voor ieder radionuklide opgenomen in de zeer uitgebreide publikatie ICRP 30.

Indien we met I de hoeveelheid ingenomen radionuklide aangeven, dan kunnen we het te verwachten dosisekwivalent bepalen uit :

$$H_T = I h_T \quad I \text{ in Becquerel}$$

waarbij h_T het te verwachten dosisekwivalent is in het weefsel of orgaan T per eenheid ingenomen radioactiviteit.

Bij de berekening werd niet enkel de bestraling van het orgaan zelf beschouwd maar eveneens dat dit orgaan een bron kan vormen voor de bestraling van andere organen. Anderzijds kan een radionuklide zich verdelen over verschillende organen die op hun beurt weer elkaar bestralen. De inneming van zuivere - of -stralers zullen enkel de organen en weefsels waarin ze zich alleen bevinden bestralen en niet de omringende. Voor -stralers dient men echter wel rekening te houden met de bestraling van de andere organen.

In hetgeen volgt beperken we ons tot de inname langs ademhalingswegen. Dit

is inderdaad de meest waarschijnlijke manier van inwendige besmetting door beroepshalve blootstelling.

4. HET LONGENMODEL ICRP

De ICRP had reeds in 1966 een geïdealiseerd model gegeven van het fysische gedrag van stofdeeltjes in de longen en het daarbij behorende metabolisch gedrag van hun chemische componenten. Het fysisch gedrag van een aerosol wordt bepaald door zijn afmetingen en is gekarakteriseerd door de AMAD (Activity median aerodynamic diameter). Onder aerodynamische diameter van een stofdeeltje verstaat men de ekwivalent diameter van een bolvormig stofdeeltje met de volumemassa één en dezelfde eindvalsnelheid als het reële stofdeeltje. Bij inneming wordt de depositie in de ademhalingswegen voornamelijk bepaald door het AMAD van het stofdeeltje. Deze eindvalsnelheid van het sferische deeltje en het werkelijk deeltje is :

$$V_G = \frac{\rho_A}{\rho} D_A^2 K_{SA} g / 18 = mZg$$

waarbij D_A de aerodynamische diameter is (in m), K_{SA} de slipfactor voor D_A tengevolge van de beweging van het stofdeeltje tussen de luchtmolekulen en voornamelijk van belang beneden $1 \mu\text{m}$, dynamische viscositeit van de lucht, (in Pa.s, voor lucht 18°C = $1,82 \cdot 10^{-5}$ Pa.s), ρ volumemassa (kg/m^3), g versnelling tengevolge van de zwaartekracht ($9,81 \text{ m/s}^2$), m massa van het reële stofdeeltje, Z mechanische mobiliteit van het stofdeeltje, voor een sferisch deeltje is $Z = K_{SA} / 3 D_A$.

Het aerosol is samengesteld uit stofdeeltjes met verschillende diameters. De verdeling kan in vele gevallen door een log-normale verdeling voorgesteld worden (figuur 2). De aktiviteitsmediane diameter is in dit geval die diameter boven dewelke 50 % van de totale aktiviteit van het aerosol aanwezig is, (een aerosol is een stabiele suspensie van vaste of vloeibare deeltjes in een gas). Aldus kan lognormale verdeling gekarakteriseerd worden door de aktiviteitsmediane aerodynamische diameter (AMAD) en de geometrische standaarddeviatie die indikatief is voor de spreiding van de verdeling (de geometrische standaarddeviatie is de verhouding van de 84.1 percentielwaarde tot de 50 percentielwaarde van de kumulatieve verdeling). Het ICRP-1966 longmodel (figuur 3 zoals gepubliceerd in ICRP-30) werd opgesteld in de veronderstelling dat het aerosol polydispers is, de grootteverdeling en de hieruit afgeleide afzetting of depositie wordt binnen de nauwkeurigheid van het model volledig gedefinieerd door de AMAD. De spreiding van de geometrische standaarddeviatie mag liggen tussen 1.2 en 4.5 en in dit geval zal de depositiewaarde voor de verschillende kompartimenten wei-

nig afwijken en door een enkele waarde voldoende nauwkeurig bepaald zijn (tabel 3).

Het hoger besproken depositieproces in de verschillende kompartimenten van dit geidealiseerd longmodel wordt niet sterk beïnvloed voor de verschillende waarden van de ademvolumes. De depositieverdeling bij een ademtempo van 20 l/min, werd dan ook als voldoende representatief beschouwd voor een normale arbeidsinspanning (dit betekent ongeveer 10 m^3 ingeademde lucht per 8 uren dag).

In het longzuiveringsmodel van de ICRP wordt de retentie van het radionuclide in de longen bepaald door van de oplosbaarheid of transporteerbaarheid van het stofdeeltje. Er wordt op deze basis een indeling gemaakt in drie groepen nl. D, W en Y klasse (respektievelijk "day", "week" en "year" klasse al naargelang het zuiveringstempo in de alveoli).

De dosisekwivalenten in de verschillende organen of weefsels T tengevolge van de opname uit het transfertkompartiment (bloed) zijn, in de ICRP 30, gebaseerd op een inneming (langs de ademhalingswegen) van een aerosol met een AMAD van $1 \mu\text{m}$.

Het bepalen van dosisekwivalenten in de organen of weefsels schijnt nu echter problematisch te worden, gezien men voor de berekening ervan blijkbaar over de kennis moet beschikken van de reële AMAD zoals die kunnen voorkomen op de werkplek.

In de ICRP-30 publikatie wordt de manier aangegeven volgens dewelke men de dosisekwivalenten voor andere AMAD's kan berekenen. Hiertoe werden onder de waarden van de te verwachten dosisekwivalenten van de organen de fractionele bijdrage tengevolge van de depositie in de drie kompartimenten weergegeven in de ICRP-30 publikaties en wel in de volgorde f_{N-P} , f_{T-B} en f_P . Deze frakties laten toe om voor ieder aerosol met een van $1 \mu\text{m}$ afwijkende AMAD een berekening uit te voeren van het te verwachten dosisekwivalent van het betreffende orgaan. Het te verwachten dosisekwivalent van dat orgaan tengevolge van de inademing van 1 Bq wordt dan :

$$\frac{H_{50,T}(\text{AMAD})}{H_{50,T}(1 \mu\text{m})} = f_{N-P} \frac{D_{N-P}(\text{AMAD})}{D_{N-P}(1 \mu\text{m})} + f_{T-B} \frac{D_{T-B}(\text{AMAD})}{D_{T-B}(1 \mu\text{m})} + f_P \frac{D_P(\text{AMAD})}{D_P(1 \mu\text{m})}$$

Hierbij zijn de depositiewaarden D_{N-P} , D_{T-B} en D_P te bekomen uit de figuur 4.

De bepaling van de reële AMAD kan gebeuren met behulp van kaskade impaktoren of multicycloon luchtmonsternemingsystemen. Dergelijke systemen be-

staan zowel onder de vorm van persoonlijke monsternemingsapparatuur als voor monsterneming in een ruimte. Al bij al blijft dit echter een ingewikkelde procedure om de AMAD van het aerosol te bepalen. Verder is er altijd discussie mogelijk betreffende het al dan niet representatief zijn van de AMAD voor het werkelijk ingeademde aerosol.

5. BEPALING VAN DE INGENOMEN AKTIVITEIT.

De hoeveelheid ingenomen radionuklide door een individu kan bepaald worden door een rechtstreekse meting met behulp van de totaal lichaamsteller (Whole Body Counter, WBC ook wel anthropogammameter genoemd) of door biologische monitoring (verzamelen van bepaalde hoeveelheden excreta b.v. urine, fekaliën, neusslijm).

5.1 Rechtstreekse meting van het individu

Dit kan uitgevoerd worden m.b.v. X- of -spektrometrie. De detektie van de uitgezonden X of -straling is mogelijk vanaf enkele tientallen KeV. De meting zelf kan gericht zijn op een specifiek orgaan (schildklier, borstkas) als op de totale lichaamsbelasting. Voor de interpretatie van de meetgegevens kan beroep gedaan worden op de retentiekurven voor het beschouwde radionuklide (ICRP-30). De theoretische retentiekurve voor een orgaan (b.v. longen) of het totaal lichaam wordt bekomen door het gebruik van de metabolische gegevens van het betrokken radionuklide zoals opgenomen in de ICRP-30 publikatie. Als voorbeeld geven we dergelijke kurven die bekomen werden met behulp van het programma BODYBUR (voor verschillende AMAD opgesteld en met als basis het rapport ECN-116) (figuur 5). Gelijkwaardige retentiekurven kunnen eveneens uit het verslag van de CEA-R-5266 bekomen worden.

Indien aldus $A(t)$ de gemeten lichaamsbelasting is op de dag t na de inneming en indien $a(t)$ de retentiewaarde per eenheid inneming is op dag (t) , dan kan de inneming geschat worden door :

$$I = \frac{\Lambda(t)}{a(t)}$$

De interpretatie voor routine monitoring zal nochtans niet op een dergelijke schatting berusten. Deregelijke schatting heeft alleen betekenis in het geval van een incidentele inneming.

5.2. Biologische monitoring

Deze berusten op de radiotoxilogische analyses voornamelijk urines. In sommige gevallen en zeker voor elementen met lagere oplosbaarheid (b.v.

plutoniumoxide) kunnen de fekaliën ook aangewend worden voor de bepaling van de inwendige belasting. Terug kunnen gelijkaardige theoretische excretiecurven kunnen berekend worden (b.v. figuur 6 plutoniumoxide behorende tot de klas Y).

Indien we het excretietempo $E(t)$ is op ogenblik t na de inname en $e(t)$ het theoretische excretietempo per eenheid inneming op ogenblik t , dan is de geschatte inneming

$$I = \frac{E(t)}{e(t)}$$

Gezien de kennis van retentiefuncties voor de radionucliden nauwkeuriger is t.o.v. de excretiefunctie, zal dit voor gevolg hebben dat de bepaling van de inwendige belasting t.g.v. een inneming nauwkeuriger te bepalen is door een rechtstreekse meting dan door biologische monitoring.

Nochtans laten we onmiddellijk opmerken dat zelfs deze bepalingen uiteindelijk maar schattingen zullen blijven van de inwendige belasting. Aanwending van de meerdere monitoringsmethoden kan nochtans tot een betere schatting van de inneming leiden.

5.3. Luchtmonitoring

Ook deze monitoring kan uiteindelijk in sommige gevallen zeer belangrijke inlichtingen bezorgen betreffende de inneming. Tot nu toe werd deze monitoring meestal nogal stiefmoederlijk behandeld. Nochtans werd het dankzij de aerosologie, wetenschap die zich bezig houdt met het gedrag van het aerosol, mogelijk om grondige studies uit te voeren van monsternemingssystemen en aldus konden beter gekoncipieerde en gekalibreerde toestellen op de markt gebracht worden.

Het voornaamste doel van de meeste luchtmonitoringprogramma's is er op gericht de inwendige belasting van werknemers te beperken. Deze programma's maken meestal gebruik van een algemene luchtmonsterneming om :

- aan te geven wanneer men ademhalingsbescherming zal moeten aanwenden.
- vast te stellen welke dichte systemen een lek vertonen (b.v. -dichte handschoenkast)
- inlichtingen te verschaffen betreffende de luchtkoncentraties van de radionuclide op de werkplek.

Deze metingen worden uitgevoerd met als doel de beperking van de blootstelling door het aanwenden van preventieve maatregelen. Het gebruik van een algemeen luchtmonitoring systeem, is zoals uit vele studies gebleken is, weinig adequaat om uit de gemeten luchtkoncentraties de blootstelling van de werknemers te bepalen. De korrelaties tussen de bekomen luchtkoncentra-

ties en excretiewaarden van de biologische monitoring (urine) waren meestal onbestaand. Het bleek echter dat het gebruik van BZ-(breathing zone) luchtmonsterneming een veel nauwkeuriger indicatie gaf van de inwendige belasting. Het is verder gebleken dat persoonlijke luchtmonsterneming (PAS : personal air sampling, draagbare BZ-monsterneming) meestal een zeer behoorlijke aanduiding gaf van incidentele luchtbesmettingen, zelfs als andere middelen gefaald hebben. (zoals wrijfmonsters, globale luchtmonitoring,..). In het geval van blootstelling aan transuraniu elementen biedt een PAS-monitoring interessante mogelijkheden. Inderdaad de afgeleide jaarlimiet van de concentratie van plutonium in de ingeademde lucht bedraagt $0,2 \text{ Bq/m}^3$ voor een klasse Y aerosol (ICRP-30). Dit komt overeen met een PuO_2 -deeltje van $2,6 \mu\text{m}$ in een kubieke meter lucht of 10 PuO_2 deeltjes van $1 \mu\text{m}$. Dergelijke lage concentraties kunnen bijgevolg geweldig verschillen van plaats tot plaats. Het gebruik van geventileerde lokalen maakt dit probleem alleen erger. Naast luchtkoncentratie blijft de kennis van andere parameters dat het aerosol karakteriseren zoals grootteverdeling, scheikundige oplosbaarheid, noodzakelijk om een inwendige belasting te kunnen schatten. De PAS-monitoring kan een ideaal middel zijn om, voornamelijk voor een potentiële hoge risico groep (voor inademing) en bij blootstelling aan zeer radiotoxische nukliden, een discriminatie toe te laten voor de personen die desnoods in prioriteit zouden moeten onderworpen worden aan biologische monitoring of rechtstreekse metingen (in-vivo). Nochtans moet de schatting van inwendige dosis in hoofdzaak blijven berusten op hetzij biologische monitoring of in-vivo telling.

6. LEIDNIVEAU'S VOOR MONITORING VAN BLOOTGESTELDE WERKNEMERS

6.1. Algemene beschouwingen

De referentieniveau's waarvan sprake in de publikaties van de ICRP hebben niet dezelfde betekenis als de limietwaarden maar zijn niveau's waarop een bepaalde actie gestart moet worden wanneer het betreffende niveau overschreden wordt. De actie kan bestaan in een eenvoudige vaststelling of notering, tot een vrij nauwkeurig onderzoek naar oorzaak en gevolg, tot en met snelle tussenkomst voor geneeskundige verzorging.

Voor de inwendige besmetting is enkel het noteren (recording level R.L.) en onderzoeksniveau (investigation level I.L.) van belang.

Meetwaarden beneden het R.L. zijn meestal te laag opdat men er enige aandacht zou aan te besteden en kunnen eenvoudig genegeerd worden. Het vastleggen van het R.L. is wel belangrijk, omdat men van op dit ogenblik een notering zal uitvoeren en verdere aandacht zal besteden aan de monitoring.

De ICRP stelt voor dit niveau te leggen op een tiende van de jaarlijkse limiet voor inneming. Nochtans dient men hierbij rekening te houden met de observatieperiode of monitoringperiode, indien dat b.v. op maandbasis gebeurt dan dient men het twaalfde te nemen van de jaarlimiet en van dit twaalfde nog eens een tiende. Het tweede niveau nl. de I.L. wordt vastgesteld op drie tienden van de jaarlimiet of rekening houdend met de monitoringperiode, als $3/10 \cdot T/360$ van de waarde van de jaarlimiet waarbij T de monitoringperiode voorstelt.

Voor de speciale monitoring, hieronder vallen de incidentele besmettingen, raad de ICRP een I.L. van een twintigste van de jaarlijkse limieten aan.

Afgeleide referentieniveau's zijn uiteindelijk niveau's waaraan de gemeten waarden zullen getoetst worden. Deze afgeleide referentieniveau's worden bepaald als de fraktie van de activiteit nog aanwezig in het lichaam vermenigvuldigd met de R.L. of I.L. waarden zoals hiervoor gedefinieerd (men noemt ze derived registration level, DIL of derived investigation level DPL).

6.2. Keuze van de monitoringperiode T.

De interpretatie van de resultaten van de routine monitoring is een zeer complex probleem. Inderdaad men moet trachten de hoeveelheid gedurende een periode ingenomen te schatten uitgaande van de meting van het totaal lichaambelasting of excretiewaarden. Verschillende factoren spelen bij deze bepaling een rol namelijk de nauwkeurigheid van de metingen zelf, maar ook de biologische parameters van het individu die totaal verschillend kunnen zijn van deze opgenomen in de ICRP-publikaties en de grootteverdeling van het aerosol dat desnoods verschillend is van $1 \mu\text{m}$. Daarnaast is het innemingspatroon ook van belang, d.w.z. of het een eenmalige inneming of een continue inneming betreft. Ter vereenvoudiging wordt geopteerd voor een gesimuleerde eenmalige inneming juist in het midden van de voorziene monitoringsperiode, m.a.w. op het ogenblik $T/2$. Volgens Piechowski (CEA) moet de keuze van de monitoringperiode T zodanig zijn, dat de over- of onderschatting van de lichaamsbelasting die uit de aanname van de inneming op $T/2$ volgt, nooit meer bedragen dan een faktor 3. De keuze wordt aldus gebaseerd op de studie van het profiel van de retentie- of excretiekeuze die afgeleid werden uit de metabolische gegevens van de ICRP-30 publikatie. Met het werkelijke profiel van inneming door inademing wordt er geen rekening gehouden. De keuze van de monitoringsperioden wordt beperkt tot gehele frakties van 360 dagen.

7. BEPALING VAN REFERENTIE-NIVEAU EN AFGELEIDE REFERENTIE-NIVEAU'S VOOR
 INTERPRETATIE VAN METINGEN MET TOTAAL LICHAAMSTELLER

We beperken ons in deze behandeling tot de radionucliden ^{54}Mn , ^{60}Co en ^{137}Cs omdat deze het meest voorkomen bij inwendige besmetting voor personen werkzaam in onze inrichting. Voor het radionuclide ^{54}Mn veronderstelde een klasse W, voor ^{60}Co een klasse Y en voor ^{137}Cs bestaat uitsluitend de klasse D. Met behulp van het programma BODYBUR (ECN) en voor verschillende AMAD'S gaande van 0,2 tot 10 μm werden de retentiekurven in functie van de tijd t bepaald. Anderzijds werden de jaarlijkse limieten van inneming (JLI) door inademing bepaald voor verschillende AMAD'S. De keuze van 180 dagen als monitoringperiode voor deze radionucliden, is gesteund op ervaring, de vorige beschouwing maar ook op kostenbatenanalyse. De 2 referentieniveau's (R.L. en I.L.) evenals de 2 afgeleide referentieniveau's (DRL en DIL) werden aldus berekend (zie tabellen 4, 5 en 6). Men kan uit deze tabellen vaststellen, dat zowel voor ^{54}Mn , ^{60}Co als ^{137}Cs , de afgeleide referentieniveau's (DRL en DIL) niet afhankelijk zijn van de AMAD-waarden. Aldus is de kennis van de AMAD voor de bepaling van de afgeleide referentieniveaus dan ook niet een noodzakelijke vereiste voor deze radionucliden. De berekening van de referentieniveaus kan dan ook berusten op de JLI voor 1 μm . De gemeten lichaamsbelasting kan getoetst worden aan deze referentieniveau's :

- wanneer het meetresultaat kleiner is dan het D R.L. dan is geen notering vereist.
- is het meetresultaat begrepen tussen D R.L. en D I.L., dan kan men een schatting maken van het te verwachten dosisekwivalent, met behulp van de karakteristieken voor een standaardmens, de metabolische gegevens van de ICRP en van de ingenomen hoeveelheden.
- bevindt zich de meetwaarde boven de D I.L. dan moet men trachten door opvolging in functie van de tijd van de lichaamsbelasting, een nauwkeurige bepaling te doen van de inneming en de hieruit voortvloeiende dosisekwivalenten.

Het is natuurlijk vanzelfsprekend dat wanneer bij meting vastgesteld wordt dat de lichaamsbelasting bestaat uit verschillende radionucliden aan de betrekking

$$\frac{I_j}{I_{j,1}} \leq 1$$

moet voldaan worden waarin I_j de jaarlijkse opneming van het radionuclide j voorstelt en $I_{j,1}$ de limiet van jaarlijkse opneming van elk radionuclide.

8. BEPALING VAN DE REFERENTIENIVEAUS VOOR PLUTONIUM-239

De zeer lage limietwaarde voor de radionucliden behorende tot de transuraniumpgroep maken de bepaling van de lichaamsbelasting zeer moeilijk. Hierbij komt dat deze radionucliden tevens voor in-vivo metingen meestal zeer moeilijk detecteerbare straling uitzenden (d.w.z. lage energetische X-straling). Indien we de routine monitoring alleen zouden opbouwen op basis van longtelling, dan blijkt uit tabel 7 dat we voor de DRL en DIL zeer lage waarden bekomen voor een jaarlijkse controle met behulp van een longtelling. Nu weten we dat voor de huidige gangbare apparatuur de detektielimiet zich situeert op het niveau 300 Bq. Zelfs indien we een speciale monitoring 1 dag na inneming uitvoeren, dan is een inneming van de orde van 4 à 10 JLI's nodig om deze te detekteren.

Biologische monitoring door de urine staat er al even min goed voor. Indien we de biologische monitoring doen berusten op een maandelijkse routine analyse dan blijkt dat voor een inneming op de vijftiende dag, de uitgescheiden fraktie 10^{-6} is van deze de inneming, m.a.w. voor 1 JLI en AMAD van 1 μm betekent dit 0,5 mBq/24 h in de urine, daarentegen bedraagt de detektielimiet voor de urine-analyse 2 mBq/24 h. Men moet terug verschillende JLI'S innemen vooraleer we een positieve indicatie kunnen bekomen van de inwendige belasting. Speciale monitoring van de fekalieën na een incident met PuO_2 laat wel toe een schatting uit te voeren van de lichaamsbelasting. Inderdaad bij inademing zal na 4 dagen bijna de volledige fraktie die zich afgezet heeft in de luchtwegen uitgescheiden worden langs het maag-darmkanaal. En gezien slechts een onbelangrijke fraktie van het PuO_2 (klasse Y) opgenomen wordt in het bloed langs de maag-darm, betekent dit dat bijna 90 % langs deze weg zal uitgescheiden worden. Met een detektielimiet van 200 mBq, voor een dergelijke analyse, kan men reeds een fraktie van een JLI vaststellen. Voor de meer oplosbare vorm van plutonium (klasse W) is de situatie voor wat betreft de urine-analyse iets gunstiger, nochtans zullen terug verschillende JLI's dienen ingenomen te worden om tot een positieve aanduiding te kunnen komen. Het blijkt hieruit dat men zowel voor de biologische monitoring door urine-analyse of rechtstreekse meting van de longen slechts heel belangrijke innemingen kan vaststellen. Het gebruik van de persoonlijke luchtmonitoring kan in dit geval een zeer goed hulpmiddel zijn. Deze luchtmonitoring laat toe een heel vlugge opsporing te geven van een inwendige belasting. Anderzijds laat luchtmonitoring ook een schatting toe van de inneming. Hiernaast zijn neusslijmmonsters eveneens belangrijke hulpmiddelen om een inwendige besmetting op het spoor te komen.

9. BESLUIT

We hebben getracht een systeem op te bouwen dat het mogelijk maakt referentieniveaus voor te stellen : voor de bepaling van de inwendige belasting. De gehele basis berustte op het feit dat we veronderstellen dat de inneming gebeurde juist in het midden van de monitoringperiode en volgens een innemingspatroon overeenkomstig ICRP-30. Het probleem van de continue inneming wordt al te dikwijls voorgesteld als zijnde een ideaal patroon. Nochtans werd in de publikatie van de NCRP-84 aangetoond dat het verschil voor een continue of eenmalige besmetting niet noodzakelijk een belangrijke afwijking betekent van de te verwachten dosisekwivalenten. De verschillen zijn echter verwaarloosbaar voor stralingsbeschermingsdoeleinden. De kennis van het AMAD van het aerosol is geen noodzakelijk basisgegeven, dat vereist is voor het opstellen van referentieniveau's.

Tenslotte laten we opmerken dat onze persoonlijke ervaringen met inwendige besmettingen uitwijzen dat de meeste belastingen ver beneden de DRL's liggen.

We trekken de aandacht dat de voorgestelde "investigation levels" niet direct kunnen gebruikt worden voor de berekening van het te verwachten effectieve dosisekwivalent. Nochtans zijn deze niveaus zeer nuttig om na te gaan of er al dan niet overschrijding is van de primaire normen tengevolge van een gebrek van doeltreffende beschermingsmiddelen. De juiste keuze van de monitoringperiode kan best gebeuren op basis van de kennis van de aangevande of voorkomende radionucliden en detectielimiet voor de meettechnieken.

Voor transuranium elementen is de bepaling van de inneming voor het ogenblik een open vraag. De individuele routine monitoring zal enkel in staat zijn belangrijke ongevalsbesmettingen te doen vaststellen. Voor deze soort elementen is de aanwending van alle monitoringmethoden de enige manier om een incidentele inneming vlug te kunnen vaststellen.

Radionuklide	Maximale aanvaardbare lichaamsbelasting kBq	Kritiek orgaan	Effektieve halveringstijd dagen	Maximum aanvaardbare luchtconcentratie Bq/m ³	Maximum aanvaardbare innemingen 13 weken MBq
H ³ O	37000	lichaamsweefsel	12	$1,9 \cdot 10^5$	120
³² P	220	bot	14,1	$2,6 \cdot 10^3$	1,6
⁵⁴ Mn	740	lever	23	$1,5 \cdot 10^4$	9,2
⁶⁰ Co	370	totaal lichaam	9,5	$1,1 \cdot 10^4$	6,9
⁹⁰ Sr	74	bot	$6,4 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^1$	$6,9 \cdot 10^{-3}$
¹³¹ I	26	schildklier	7,6	$3,3 \cdot 10^2$	0,21
¹³⁷ Cs	1100	totaal lichaam	70	$2,2 \cdot 10^3$	1,4
²³⁹ Pu	1,5	bot	$7,2 \cdot 10^4$	$7,4 \cdot 10^{-2}$	$4,6 \cdot 10^{-5}$

Tabel 1 Maximale aanvaardbare waarden bekomen volgens de principes in ICRP-2 publikatie

(effektieve halveringstijd = T_{eff} $1/T_{\text{eff}} = 1/T_{\text{rad}} + 1/T_{\text{biol}}$ T_{rad} en T_{bio}

zijn respektievelijk de radioactieve en biologische halveringstijd).

Radionuklide	analysemethode	DIL volgens ICRP-2	IL-DIL volgens ICRP-10
HTO	urine vloeibare scintillatietelling	$1,1 \cdot 10^5$ Bq/l tweemaal per week	IL $5,5 \cdot 10^7$ Bq totaal lichaam DIL $4,8 \cdot 10^5$ Bq/l urine 14 dagen
^{32}P	urine, vloeibare scintillatietelling	100 Bq/24 h maandelijkse analyse	IL $3,7 \cdot 10^5$ Bq totaal lichaam DIL 370 Bq/24 h urine maandelijks
^{90}Sr	urine, -telling na scheiding	4 Bq/24 h	IL 1480 Bq in het lichaam DIL 1,9 Bq/24 h maandelijks
^{239}Pu	urine, -telling of -spektrometrie na scheiding	24 mBq/24 h	IL 1,5 Bq in beenderen DIL beneden detektielimiet 2 mBq/24 h
	na incident longtelling MPLB 600 Bq	-	IL 2,2 Bq longen (niet transportabel)

Tabel 2 Referentieniveau voor inwendige besmetting die berusten op biologische monitoring.

Indeling van ademhalingskompartimenten		KLas					
		D		W		Y	
		T dagen	F	T dagen	F	T dagen	F
N-P	a	0.01	0.5	0.01	0.1	0.01	0.01
$D_{N-P} = 0.30$	b	0.01	0.5	0.40	0.9	0.40	0.99
T-B	c	0.01	0.95	0.01	0.5	0.01	0.01
$D_{T-B} = 0.08$	d	0.2	0.05	0.2	0.5	0.2	0.99
	e	0.5	0.8	50	0.15	500	0.05
P	f	*	*	1.0	0.4	1.0	0.4
$D_P = 0.25$	g	*	*	50	0.4	500	0.4
	h	0.5	0.2	50	0.05	500	0.15
L	i	0.5	1.0	50	1.0	1000	0.9
	j	*	*	*	*		0.1

Tabel 3 Aangegeven biologische halveringstijden voor de verschillende kompartimenten en de hiermede overeenstemmende afgevoerde fracties (F) in overeenstemming met het mathematisch model voor het ademhalingssysteem (zie figuur 3). De aangegeven depositiewaarden gelden voor een AMAD van 1 μm . (D_{N-P} , D_{T-B} , D_P)

* niet toepasselijk

AMAD	JLI	R.L. $\frac{JLI}{10} \cdot \frac{T}{360}$	I.L. $3 \frac{JLI}{10} \cdot \frac{T}{360}$	Frakties ingenomen	DRL	DIL
μm	Bq	Bq	Bq	aktiviteit	Bq	Bq
0,2	$1,7 \cdot 10^7$	$8,5 \cdot 10^5$	$2,6 \cdot 10^6$	0,13	$1,1 \cdot 10^5$	$3,4 \cdot 10^5$
0,5	$2,5 \cdot 10^7$	$1,25 \cdot 10^6$	$3,8 \cdot 10^6$	$8 \cdot 10^{-2}$	$1,0 \cdot 10^5$	$3,0 \cdot 10^5$
1	$3 \cdot 10^7$	$1,5 \cdot 10^6$	$4,5 \cdot 10^6$	$6,3 \cdot 10^{-2}$	$9,5 \cdot 10^4$	$2,8 \cdot 10^5$
2	$3,6 \cdot 10^7$	$1,8 \cdot 10^6$	$5,4 \cdot 10^6$	$4,8 \cdot 10^{-2}$	$8,6 \cdot 10^4$	$2,6 \cdot 10^5$
5	$4,5 \cdot 10^7$	$2,25 \cdot 10^6$	$6,8 \cdot 10^6$	$4,3 \cdot 10^{-2}$	$9,7 \cdot 10^4$	$2,9 \cdot 10^5$
10	$5,3 \cdot 10^7$	$2,7 \cdot 10^6$	$8,1 \cdot 10^6$	$3,6 \cdot 10^{-2}$	$9,7 \cdot 10^4$	$2,9 \cdot 10^5$

Tabel 4 Referentieniveaus voor ⁵⁴Mn voor een klas W aerosol en voor twee onderzoeken per jaar. (T = 180 d).

AMAD	JLI	R.L.	I.L.	Frakties ingenomen aktiviteit	DRL	DIL
μm	Bq	$\frac{\text{JLI}}{10} \cdot \frac{T}{360}$	$3 \frac{\text{JLI}}{10} \cdot \frac{T}{360}$		Bq	Bq
0,2	$5,6 \cdot 10^5$	$2,8 \cdot 10^4$	$8,4 \cdot 10^4$	0,32	$9 \cdot 10^3$	$2,7 \cdot 10^4$
0,5	$9,4 \cdot 10^5$	$4,7 \cdot 10^4$	$1,4 \cdot 10^5$	0,19	$8,2 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^4$
1,0	$1,2 \cdot 10^6$	$6,0 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^5$	0,14	$8,4 \cdot 10^3$	$2,5 \cdot 10^4$
2	$1,8 \cdot 10^6$	$9,0 \cdot 10^4$	$2,7 \cdot 10^5$	$8,4 \cdot 10^{-2}$	$7,6 \cdot 10^3$	$2,3 \cdot 10^4$
5	$3,6 \cdot 10^6$	$1,8 \cdot 10^5$	$5,4 \cdot 10^5$	$5,9 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^4$	$3,2 \cdot 10^4$
10	$6,1 \cdot 10^6$	$3,1 \cdot 10^5$	$9,3 \cdot 10^5$	$3,4 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^4$	$3,2 \cdot 10^4$

Tabel 5 Referentieniveaus voor $^{60}_{27}\text{Co}$ voor een klas Y en voor twee onderzoeken per jaar ($T = 180$ d).

AMAD	JLI	R.L.	I.L.	Frakties ingenomen aktiviteit	DRL	DIL
μm	Bq	$\frac{\text{JLI}}{10} \cdot \frac{T}{360}$ Bq	$3 \frac{\text{JLI}}{10} \cdot \frac{T}{360}$ Bq		Bq	Bq
0,2	$5,3 \cdot 10^6$	$2,7 \cdot 10^5$	$8,0 \cdot 10^5$	$3,7 \cdot 10^{-1}$	$1,0 \cdot 10^5$	$3,0 \cdot 10^5$
0,5	$6,3 \cdot 10^6$	$3,2 \cdot 10^5$	$9,5 \cdot 10^5$	$3,0 \cdot 10^{-1}$	$9,6 \cdot 10^4$	$2,9 \cdot 10^5$
1,0	$6,0 \cdot 10^6$	$3,0 \cdot 10^5$	$9,0 \cdot 10^5$	$3,2 \cdot 10^{-1}$	$9,6 \cdot 10^4$	$2,9 \cdot 10^5$
2,0	$4,9 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^5$	$7,4 \cdot 10^5$	$3,7 \cdot 10^{-1}$	$9,3 \cdot 10^4$	$2,7 \cdot 10^5$
5,0	$4,0 \cdot 10^6$	$2,0 \cdot 10^5$	$6,0 \cdot 10^5$	$4,6 \cdot 10^{-1}$	$9,2 \cdot 10^4$	$2,8 \cdot 10^5$
10,0	$3,7 \cdot 10^6$	$1,9 \cdot 10^5$	$5,6 \cdot 10^5$	$5,0 \cdot 10^{-1}$	$9,5 \cdot 10^4$	$2,9 \cdot 10^5$

Tabel 6 Referentieniveaus in Bq voor ^{137}Cs voor een klas D en voor twee onderzoeken per jaar ($T = 180$ d).

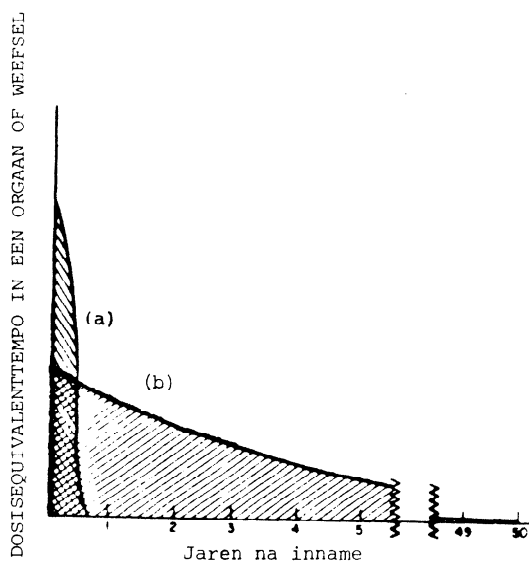
AMAD	JLI	R.L	I.L	Frakties afgezet in de longen	Afgezette longaktiviteit	DRL	DIL
		$\frac{JLI}{10} \cdot \frac{T}{360}$	$3 \frac{JLI}{10} \cdot \frac{T}{360}$				
μm	Bq	Bq	Bq		Bq	Bq	Bq
0,2	300	30	90	0,25	75	8	22
1	500	50	150	0,12	60	6	18
10	700	70	210	0,025	18	2	6

Tabel 7 : Referentieniveau voor ^{239}Pu , voor een klas Y en voor een jaarlijks onderzoek in de longteller (T = 360 d).

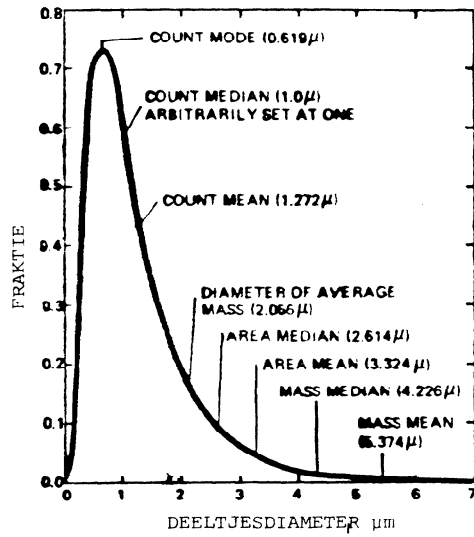
(8 nCi 300 Bq)

AMAD μm	Depositie			Na 1 dag overgebleven fraktie in kompartiment P	JLI Bq	Overgebleven aktiviteit in P Bq
	D_{NP}	D_{TB}	D_P			
0,2	0.05	0.08	0.50	0.30	300	90
1	0.30	0.08	0.25	0.15	500	75
10	0.86	0.08	0.05	0.03	700	21

Tabel 8 : Aktiviteit in het kompartiment P van de longen volgens longmodel ICRP voor verschillende AMAD's.

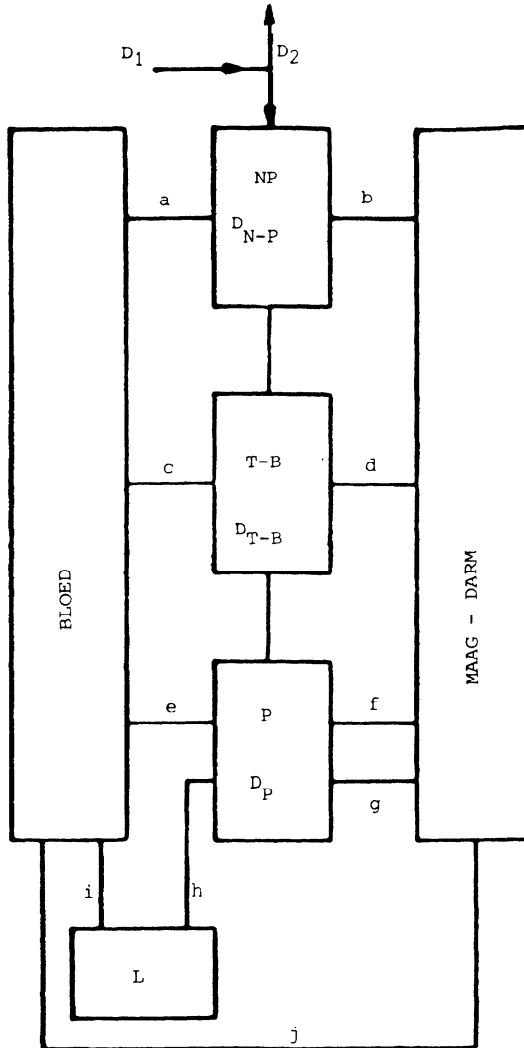


guur 1
 sisequivalent in een orgaan of weefsel voor een
 dionuklide met
 korte effectieve halveringstijd (bv. Iodium-131
 in de schildklier) of
 lange effectieve halveringstijd (bv. plutonium-239
 in de longen)



Figuur 2

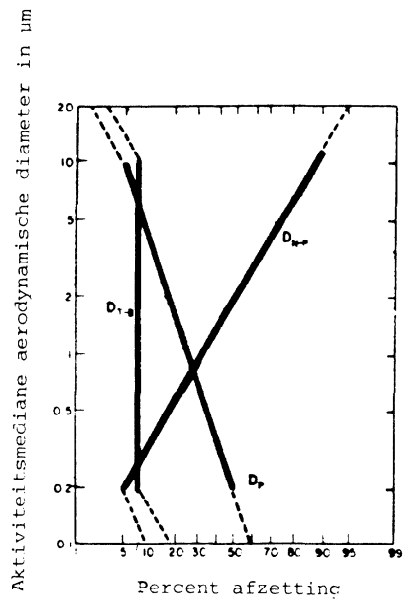
Log-normale verdeling en de verschillende definities toepasselijk in het domein van de stofdeeltjesverdelingen.



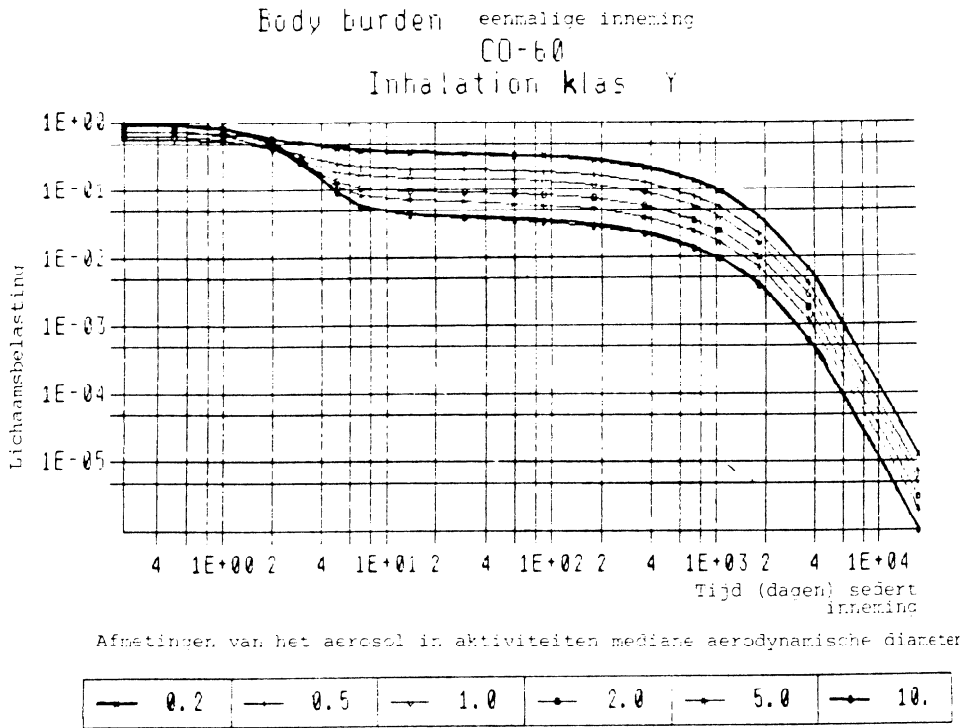
Figuur 3

Longenmodel volgens ICRP

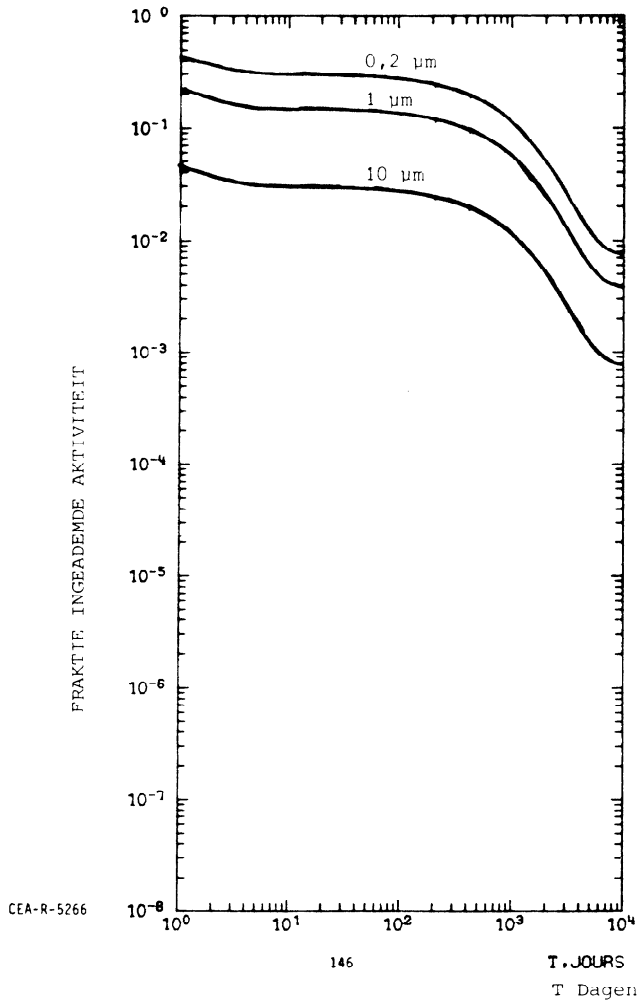
De verschillende afgezette frakties en biologische halveringstijden kunnen afgeleid worden uit tabel 3 en figuur 4.



Figuur 4
 Percentuele afzetting voor de verschillende kom-
 partimenten van het longenmodel ICRP.



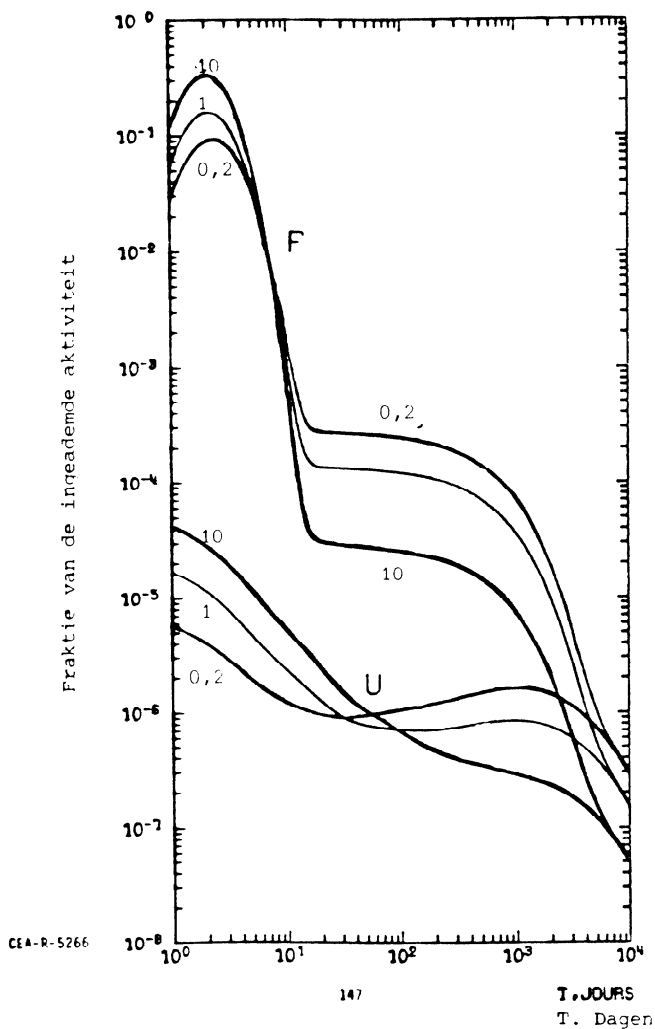
Figuur 5 Retentiekurve van kobalt- ^{60}Co in het totaallichaam na een inneming langs de ademhalingsweg voor verschillende stofdeeltjes met verschillende afmetingen.

PU 239 CLASSE Y
RETENTION PULMONAIRE

Figuur 6

Retentie ter hoogte van de longen van fraktie van de ingeademde activiteit voor stofdeeltjes met verschillende afmetingen in μm.

PU 239 KLAS Y
EXCRETIONS JOURNALIERES URINAIRE ET FCALE



Figuur 7 : Dagelijkse ekskretie in de urine en de fekaliën in funktie van de tijd sedert de eenmalige inneming.
 U = urine F = fekaliën
 Ekskretiekurve ten gevolge van een inneming langs de luchtwegen van plutonium-239.
 Stofdeeltjes met verschillende afmetingen in µm.

RESUME

La CIPR a publié des recommandations renouvelées en 1977. Elles ont donné lieu à l'adaptation de la terminologie existante et les valeurs correspondantes de la publication CIPR-2 précédente.

La charge corporelle mesurée pour les émetteurs bêta-gamma fut comparée avant l'existence de la CIPR-30 au C.E.N. avec les valeurs de "maximum permissible body burden" de la CIPR-2. Pour les émetteurs purs bêta ou émetteurs alpha on employait des modèles acceptés d'excrétion afin d'en déduire les taux d'excrétion à partir de ces valeurs de charge corporelles maximales.

Ces valeurs de référence étaient employées afin de contrôler le taux de contamination interne et donc comparaison avec les normes primaires d'exposition.

Lors de l'apparition de la CIPR-30 des limites annuelles d'incorporation étaient calculées pour l'ingestion comme pour l'inhalation. La connaissance de ces valeurs ensemble avec les modèles de rétention ou d'excrétion permettent une estimation de fraction restante ou du taux d'excrétion.

On peut ainsi comparer ces valeurs de référence à celles mesurées.

Ces niveaux de référence ont été déterminées pour quelques émetteurs bêta-gamma pour différents distributions d'aérosol et pour un risque de contamination par inhalation. Ces niveaux sont très utiles afin d'obtenir une indication s'il y a dépassement des normes primaires.

ABSTRACT

Renovated recommendations of ICRP were published in 1977. They led to the adaption of the existing terminology and the corresponding values of the preceding ICRP-2 publication.

The measured internal burden for the beta-gamma-emitters was compared with the values of the "maximum permissible body burden" of ICRP-2. For pure beta emitters or alpha-emitters general accepted excretion models were used for the determination of excretion rates from the body burden values. These reference values were used for the determination in comparison to the primary exposure standards.

With the publication of ICRP-30 the annual limits of intake were calculated for ingestion as inhalation.

Knowledge of these values together with retention or excretion models permitted an estimation of the retained fraction or excretion rate. In this way these reference levels would be compared with the measured ones.

As example reference levels for some beta-gamma emitters with different aerosol distribution and for the risk of internal contamination through inhalation were determined. These levels are very useful to determine if primary exposure standards are exceeded.

Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, vol.12,n°1 (1987)

**METING VAN INWENDIGE BESMETTING MET BEHULP VAN EEN TOTALE LICHAAMSTELLER EN
SCHILDKLIERMETING. TOEPASSING BIJ TWEE KIEV-GANGERS.**

Buijs W.C.A.M., Beentjes L.B.* en Duijsings J.H.*
Afdeling Nucleaire Geneeskunde
Academisch Ziekenhuis
Universiteit van Nijmegen
Geert Groteplein Zuid 8
Postbus 9101
6500 HB Nijmegen

voordracht gehouden
op 10-10-1986 te Mo1

*Afdeling Health Physics
Universiteit van Nijmegen

Samenvatting

In deze voordracht wordt de methode van meting van inwendige besmetting met behulp van een shadow-shield totale lichaamsteller uiteengezet. Een toepassing wordt geïllustreerd aan de hand van metingen bij twee personen, die gedurende het ongeluk met een kernreactor van Chernobyl, april 1986 gedurende 2 weken in Rusland waren, waarvan 1 dag in Kiev, 4 dagen na het begin van het ongeluk. Het effectief volgdosisequivalent ten gevolge van de inwendige besmetting wordt geschat op 0.4 mSv. Tevens worden twee meetopstellingen voor radioactiviteitsmeting in de schildklier besproken.

1. Inleiding

Een totale lichaamsteller (TLT) wordt gebruikt om bij iemand, aan wie opzettelijk of per ongeluk radionucliden zijn toegediend, de aard, de hoeveelheid en samenstelling van de gamma-straling uitzendende radionucliden te bepalen. Wanneer er sprake is van een ongeval, waarbij iemand met radionucliden besmet wordt, is het niet mogelijk in één enkele meting vast te stellen of er sprake is van inwendige of uitwendige besmetting, dan wel

een combinatie van beide. Aanvullende metingen zijn dan nodig. Om het volgdosisequivalent van een opgelopen besmetting te kunnen berekenen, is het bovendien noodzakelijk om gegevens te verzamelen over de intake-route, de verdeling in het lichaam en de verwijdering uit de diverse organen.

2. Apparatuur en methode

Totale lichaamsteller

De sinds 1967 in Nijmegen opgestelde TLT is gebouwd volgens het zogenaamde shadow-shield-principe waarbij de patiënt op een bed tussen twee afgeschermde kristallen wordt doorgeschoven (fig. 1).

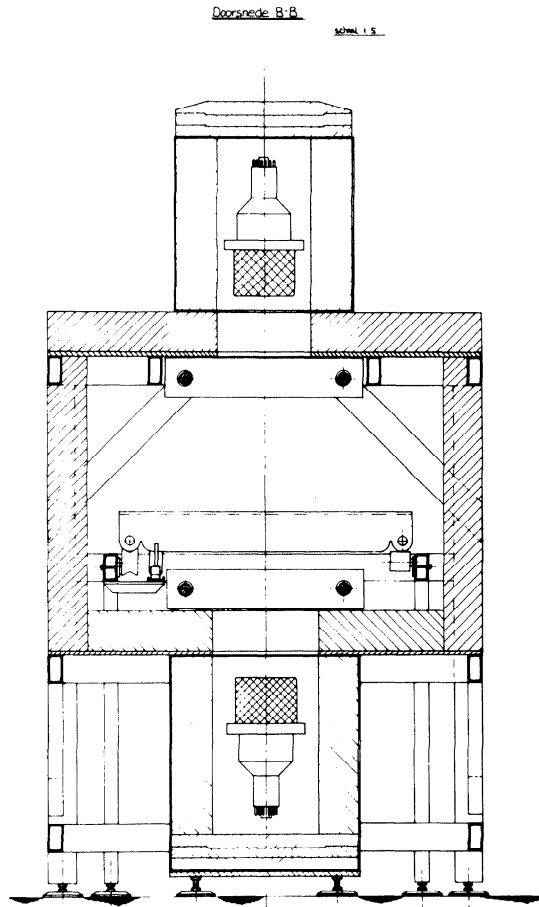


Fig. 1 Doorsnede van de shadow-shield TLT van de afdeling Nucleaire Geneeskunde.

Enkele technische gegevens zijn samengevat in tabel 1, gegevens over de signaalverwerking in tabel 2.

Tabel 1

SHADOW-SHIELD TLT NIJMEGEN
TECHNISCHE GEGEVENS

TWEE NAI KRISTALLEN	6 x 4 INCH
AFSTAND TUSSEN KRISTALLEN	90 CM
GEZICHTSVELD KRISTALLEN	80 CM
LOODAFSCHERMING	10 CM
AFGELEGDE AFSTAND BED	3 METER
SNELHEIDSBEREIK	1.25-40 CM/MIN
NORMALE MEEFTIJD	900 SEC
PROFIELSCANNING MOGELIJK	

Tabel 2

SHADOW-SHIELD TLT NIJMEGEN
SIGNAAL-VERWERKING

4096 KANALEN ND66
MAG-TAPE-OPSLAG
CORRECTIE DODE TIJD VIA ADC-BUSY
NORMAAL GEBRUIK: PULSE HOOGTE ANALYSE
256 KANALEN, 10 keV PER KANAAL
SOMMATIE OVER BEIDE KRISTALLEN

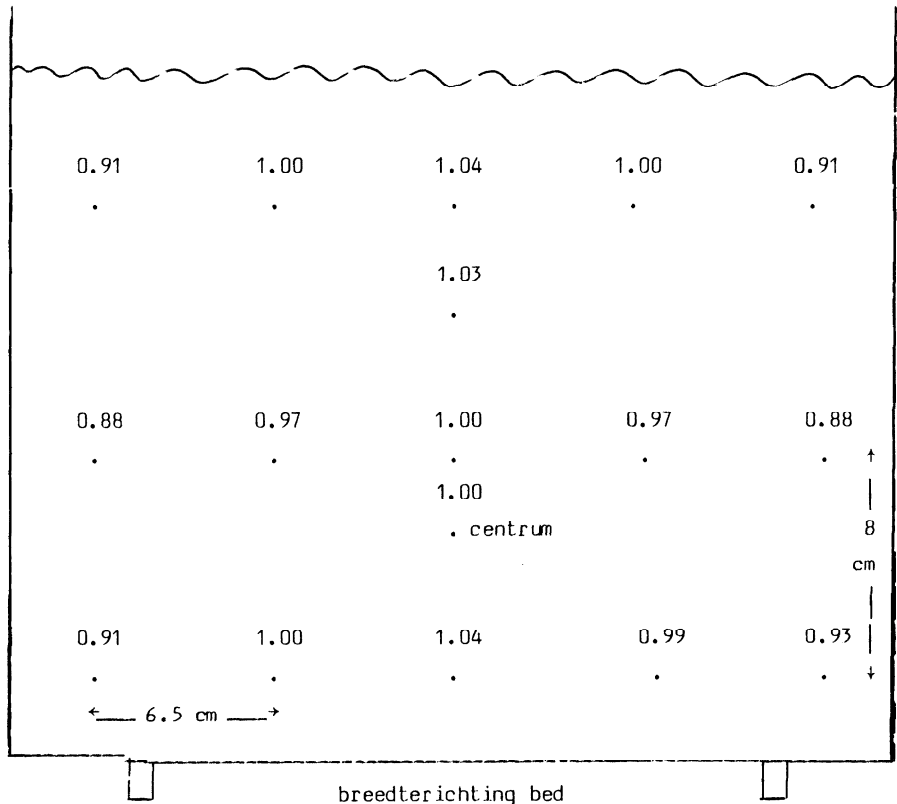
Aanvankelijk bestemd voor klinische studies zoals gastrointestinale absorptie van ijzer (^{59}Fe) en Calcium (^{45}Ca) en jodiumretentie bij patiënten met schildklier carcinoom, werd in het ontwerp gekozen voor een relatief goedkope opstelling waarbij geen loden kamer gebouwd hoefde te worden. De achtergrondstraling wordt gereduceerd door de loodhulling van de kristallen en de loodschermen. De gemeten radioactiviteit is nagenoeg onafhankelijk van de verdeling in het lichaam, maar de detectie-efficiëntie is lager

dan bij TLI's die ontworpen zijn voor meten van besmetting.

Het verdelingspatroon van radionucliden in de lengterichting van de patiënt heeft geen invloed op het teltempo omdat iedere plaats langs de lengteas van de patiënt even (in)efficiënt gemeten wordt. De invloed op het teltempo van verplaatsing van het radionuclide in richtingen loodrecht op de lengteas van de patiënt is bepaald, door een ^{137}Cs -bron op diverse plaatsen in een vlak loodrecht op de looprichting van het bed, te meten. De resultaten voor meting in een bak (40 x 60 x 20 cm), gevuld met water zijn in tabel 3 aangegeven.

Tabel 3 Invloed van de geometrie op het teltempo.

Puntbron ^{137}Cs op diverse plaatsen in een met water gevuld fantoom. Passagétijd bed 1000 sec. Energiegebied 80-750 keV.



Hierbij is een energiegebied van 80-750 keV genomen, om ook zo veel mogelijk verstrooide straling mee te meten. Er wordt een maximale afwijking t.o.v. het geometrisch middelpunt (centrum tussen de 2 kristallen) gevonden van -10 tot + 5%. Indien het door de aanwezigheid van meerdere nucliden noodzakelijk zou zijn om alléén de fotopiek te meten (600-700 keV) kan de afwijking in het uiterste punt van de bak tot 50% oplopen. Steeds worden de pulsen, die door beide kristallen geregistreerd zijn, bij elkaar opgeteld. Door de geometrie van de twee tegenover elkaar gelegen kristallen heeft verplaatsing van radioactiviteit van anterior naar posterior of v.v. zéér weinig invloed op het teltempo. Uiteraard is dit verdelingspatroon ook afhankelijk van de energie van de uitgezonden gammastraling. Door verschil in verzwakking in het lichaam zal een verplaatsing van radioactiviteit in het lichaam bij lagere energieën een grotere invloed op het teltempo geven dan voor hogere energieën het geval is. Gegevens over achtergrondniveau, efficiëntie en minimaal detecteerbare activiteit voor diverse radionucliden, in de normale meetijd van 1000 sec. zijn samengevat in tabel 4.

Tabel 4 Gegevens over achtergrondstraling van fantoom (B), efficiëntie (f) en minimaal detecteerbare activiteit (MDA) van de shadow-shield TLT

nuclide	energie- interval keV	B* counts per 1000 sec.	f cp 1000 sec. per kBq	MDA** kBq
^{131}I	310- 450	3566	750	0.25
^{137}Cs	590- 750	1416	860	0.13
^{60}Co	1100-1500	1562	1500	0.08

- Achtergrondstraling (zonder fantoom) in het energiegebied 100-2000 keV: 558 cpm per kristal.
- ^{40}K efficiëntie 21 cpm per 100 g K in het energiegebied van 1400-1580 keV (achtergrond water: 38 cpm). Duur meting: 2500 sec.

* De achtergrondmetingen (B) zijn uitgevoerd met behulp van een fantoom gevuld met water (70 kg), waaraan 200 g K is toegevoegd.

** de minimaal detecteerbare activiteit (MDA) is gedefinieerd als

$$MDA = \frac{3\sigma}{f} \text{ (kBq)}$$

waarin $\sigma = \sqrt{\text{achtergrondteltempo in 1000 sec.}}$
 $f = \text{detectie-efficiëntie}$

Schildklieropstelling

Voor het opsporen van inwendige besmetting met jodium is de meting van radioactiviteit in de schildklier de meest gevoelige methode. Daartoe wordt een standaardopstelling volgens de richtlijnen van de IAEA (1962) gebruikt (2x2 inch NaI kristal; divergerende collimator, lengte 16 cm, doorsnede aan patiëntenzijde 9 cm; afstand van het kristal tot de hals van de patiënt is 26.5 cm, dus de hele schildklier ligt royaal in het beeld). De gegevens over de gevoeligheid en de minimaal detecteerbare activiteit voor ^{131}I in de schildklier zijn weergegeven in tabel 5.

Tabel 5

SCHILDKLIEROPSTELLING VOOR PATIENTENMETING

MINIMAAL DETECTEERBARE ACTIVITEIT ^{131}I

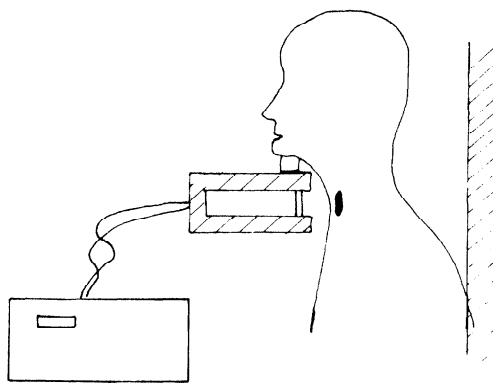
TELTID 2 MIN; ENERGIEBEREIK 300-450 keV

ACHTERGROND 500: COUNTS PER 2 MIN.

EFFICIËNTIE: 75 COUNTS PER 2 MIN. PER kBq

$$MDA = \frac{3\sqrt{500}}{75} = 0,9 \text{ kBq}$$

Voor het meten van mogelijke besmetting met ^{125}I ten gevolge van labeling van b.v. eiwitten, is een veel gevoeliger meetopstelling ontwikkeld. Daarbij is de efficiëntie sterk toegenomen (patiënt zit met hals op 2 cm afstand vanaf het kristal af, fig. 2) terwijl het achtergrondniveau door de plaatsing van een loodscherp en het gebruik van een dun NaI kristal (1 mm dik, doorsnede 5 cm) gereduceerd is (zie tabel 6).



^{125}I SCHILDKLIER-OPSTELLING MET LOODSCHERM

Figuur 2

Tabel 6

^{125}I -SCHILDKLIEROPSTELLING

TELTIJD 1 MINUUT

ENERGIEGEBIED 20-75 keV

ACHTERGRONDSTRALING IS 200 cpm

DETECTIE-EFFICIENCY VOOR ^{129}I $f = 675 \text{ cpm/kBq}$

VERHOUDING ($\gamma + \text{R}\ddot{o}$) IN ENERGIEGEBIED VAN 20-75 keV

VOOR ^{125}I : $^{129}\text{I} = 160 : 91$

DETECTIE-EFFICIENTIE VOOR $^{125}\text{I} = 1200 \text{ cpm/kBq}$

$\text{MDA} = \frac{3/200}{1200} \times 10^3 = 35 \text{ Bq } ^{125}\text{I}$

1200

3. Meting van twee Kiev-gangers en resultaten

De twee dertigjarige vrouwen werden 6 dagen na hun eendaags verblijf in Kiev op de afdeling Nucleaire Geneeskunde gemeten met de TLT. Bovendien werd de radioactiviteit in de schildklier gemeten. Van één van haar werd een sample van 400 ml urine op een Germanium-detector geanalyseerd door de heer J. Duijsings van de afdeling Health Physics die heden vertelt over de resultaten hiervan. Na enkele maanden (81 dagen) werden de schildklier- en TLT-metingen herhaald.

TLT

Het γ -spectrum op de eerste meetdag gaf een beeld met vele maxima te zien. De meest opvallende waren ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs en ^{140}La , alsmede een sompiek. Op de tweede meetdag, 81 dagen later, waren de nucliden ^{131}I en ^{140}La niet meer aantoonbaar. Wel werd er ^{137}Cs en ^{134}Cs gevonden, in de verhouding 2:1.

De hoeveelheid ^{131}I in en op het lichaam op de eerste meetdag werd geschat op 15 resp. 17 kBq bij de twee personen. Een schatting van de hoeveelheid ^{137}Cs was moeilijk, vanwege de aanwezigheid van vele radionucliden. Voor ^{134}Cs was wel een schatting te maken. De schatting voor de totale hoeveelheid Cs (^{137}Cs + ^{134}Cs) op die dag werd gebaseerd op de later gevonden verhouding tussen ^{137}Cs en ^{134}Cs (2:1). De totale hoeveelheid Cesium gemeten met de TLT bedroeg op de eerste meetdag 3.2 resp. 3.0 kBq en 81 dagen later 0.7 resp. 0.5 kBq.

Schildkliermeting

Op de eerste meetdag werd bij beide personen 4 kBq ^{131}I in de schildklier gevonden; 81 dagen later was niets meer aantoonbaar.

4. Interpretatie

Uitgaande van de metingen op beide meetdagen wil men een schatting maken van de inwendige besmetting, opgelopen bij het verblijf in Kiev.

De radioactiviteit gemeten op de eerste meetdag van het lichaam bleek zich gedeeltelijk uitwendig te bevinden. Met douchen en wassen kon nog 40-50% verwijderd worden. Een gedeelte van de radioactiviteit (na wassen) was nog

in het hoofdhaar aanwezig. Echter uit de combinatie van de TLT- ^{131}I -meting en de ^{131}I -schildkliermeting is een schatting te maken van de verhouding tussen de in- en uitwendige besmetting (Beentjes et al, 1987). Deze verhouding kan ook toegepast worden op ^{137}Cs . Beide personen bleken op de eerste meetdag een inwendige besmetting te hebben van 4 kBq ^{131}I en 1.5 kBq Cesium. Met behulp van rekenmodellen (ICRP30, A.S. Keeverling Buisman 1982), kan dan een schatting van het effectief volgdosisequivalent worden gemaakt. Wanneer de intake via inhalatie zou hebben plaatsgevonden zou er zich na 6 dagen nog 11% van het ^{131}I in het lichaam bevinden. Er is dus $4/0.11 = 36$ kBq geïnhaald, wat leidt tot een effectief volgdosisequivalent van $36 \times 10^3 \times 8.8 \times 10^{-9} = 3.2 \times 10^{-4}$ Sv, dus 0.3 mSv. Van ^{134}Cs en ^{137}Cs zou 6 dagen na inhalatie nog 55% in het lichaam aanwezig zijn. De geïnhaalde hoeveelheid Cesium is gemiddeld voor beide personen dus $1.5:0.55 = 2.7$ kBq. Hiervan is $2/3$ deel ^{137}Cs , dus 1.8 kBq ^{137}Cs en 0.9 kBq ^{134}Cs , resulterend in een effectief committed dosisequivalent ten gevolge van inwendige Cesiumbesmetting ter grootte van $1.8 \times 10^3 \times 8.7 \times 10^{-9} + 0.9 \times 10^3 \times 1.2 \times 10^{-8} = 2.65 \times 10^{-5}$ Sv = 26 μSv , wat minder is dan 10% van het effectief volgdosisequivalent tengevolge van ^{131}I .

Conclusie

Een shadow-shield totale lichaamsteller is geschikt om zeer geringe hoeveelheden van gammastraling uitzendende radionucliden in het lichaam te meten. In combinatie met andere metingen is de verhouding tussen inwendige en uitwendige besmetting te bepalen.

De twee Kiev-gangers hebben een volgdosisequivalent van 0.4 mSv ontvangen tengevolge van inwendige besmetting door ^{131}I en Cesium.

Referenties

IAEA (1962) International Atomic Energy Agency. Recommendation drawn up at a Consultants' Meeting 1960 convened by the International Atomic Energy Agency. Calibration and Standardization of thyroid Radioiodine uptake measurements. Acta Radiol. 1962; 58: 233.

Keeverling Buisman, A.S. From body burdens to effective dose equivalent. A compilation of data for the evaluations of whole body counter measurements. 1982. ECN-116.

ICRP 30. International Commission on Radiation Protection (1979) limits for Intakes of Radionuclides by Workers ICRP Publication 30 Part 1. Annals of the ICRP, 2, 91.

Beentjes et al 1987. Beentjes LB, Buijs WCAM, Corstens FHM, Duijsings JH. Radioactive Contamination of Kiev Vacationers after the Chernobyl Accident. Biological Half-life of Cs. To be published.

RESUME.

La méthode de mesure de la contamination interne à l'aide du compteur corps entier shadow-shield est décrite. Une application est illustrée à l'aide de mesures effectuées sur deux personnes qui à l'époque de l'accident de Tchernobyl en avril 1986 séjournèrent en Russie pendant deux semaines dont un jour à Kiev au quatrième jour après l'accident. La dose effective engagée suite à la contamination interne a été estimée à 0,4 mSv. Deux installations de mesure de la radioactivité dans la thyroïde sont également décrites.

ABSTRACT.

The method for measurement of an internal contamination with the whole body shadow shield counter is described. An application is illustrated by means of the measurements made on two persons who, at the time of the Tchernobyl accident in april 1986 spent two weeks in Russia and more precisely one day in Kiev at day four after the accident. The effective committed dose as a result of the internal contamination is estimated at 0.4 mSv. Two installations for measurement of radioactivity in the thyroid are described.

INWENDIGE BESMETTING ALS GEVOLG VAN HET TSJERNOBYL-ONGEVAL

Ackers, J.G., Radiologische Dienst TNO,
Utrechtseweg 310, 6812 AR Arnhem, Nederland.

Samenvatting

Na het reactor-ongeval te Tsjernobyl werden met de totale-lichaamsteller inwendige radioactieve besmettingen gemeten. Het betrof voornamelijk personen die tijdens of vlak na het ongeval in Oost-Europa verbleven. In mei 1986 werd overheersend J-131 besmettingen gemeten, later bleef slechts Cs-134 en Cs-137 detecteerbaar. De J-131 besmetting werd als afkomstig van een eenmalige inname opgevat. De uit deze metingen berekende waarden voor opname in de schildklier liepen uiteen van 0,1 - 15 kBq J-131 overeenkomende met 0,005 - 0,75 mSv effectief dosisequivalent. De caesiumbesmetting nam toe gedurende mei tot augustus. Er werden lichaamsbesmettingen van 0,05-0,50 kBq Cs-134 en Cs-137 tezamen gemeten.

De verspreiding van radioactiviteit over Europa, als gevolg van het reactor-ongeval (26 april 1986) te Tsjernobyl in Rusland, was de oorzaak van een vergroot aantal aanmeldingen voor het meten van mogelijke inwendige radioactieve besmetting. Het betrof voornamelijk verzoeken van personen die ten tijde van, of in de eerste weken na het ongeval zich in Oost-Europa hadden bevonden.

Bij de Radiologische Dienst TNO te Arnhem werden gedurende de maanden mei tot en met Juli 1986 ongeveer 70 mensen door meting met de totale-lichaamsteller op inwendige radioactieve besmetting onderzocht.

De totale-lichaamsteller (Whole-body counter) in Arnhem bestaat uit een bed waarboven in de lengte van het bed op onderlinge afstand van 40 cm en op 35 cm hoogte boven het bed zich 4 detectoren bevinden. Deze stralingsdetectoren zijn cilindrische NaJ(Tl) kristallen van 5" diameter en 4" hoogte. Een pulshoogte analysator voegt de pulsen van de vier detectoren samen tot een zg. gammaspectrum waaruit op basis van ijkings de identificatie en de hoeveelheid van geïncorporeerde gamma-actieve nucliden kunnen worden afgeleid.

De meettijd voor een bepaling bedroeg doorgaans 600 sec.

Ook bij het J.A. Cohen Instituut, Interuniversitair Instituut voor Radiopathologie en Stralenbescherming, te Leiden werd onder leiding van Dr. J.B.Th. Aten een ongeveer gelijk aantal personen gemeten. In de figuren 1 t/m 3 zijn enkele voorbeelden van gammaspectra, verkregen met de whole-body counter van dat instituut, weergegeven.

In mei werd als grootste bijdrage in termen van effectief dosisequivalent een besmetting door J-131 gevonden. De effectieve halveringstijd van J-131 in de schildklier is 7,5 dag. Voor de dosisberekening werd aangenomen dat alle jodium zich in de schildklier bevond en dat de inwendige besmetting was ontstaan door een eenmalige inname op één dag. De veronderstelde dag van inname werd door ondervraging van de betrokkene bepaald. Met behulp van de effectieve halveringstijd werd uit de meetwaarde de opname in de schildklier op de dag van inname berekend. En daaruit werd met de op ICRP-30 gebaseerde conversiefactor van $5 \times 10^{-5} \text{ mSv.Bq}^{-1}$ het effectieve dosisequivalent voor de J-131 besmetting bepaald. De hoogste waarde vonden wij bij een man die ten tijde van het ongeluk zich in Kiev bevond. Het berekende dosisequivalent was 0,75 mSv afkomstig van een opname van 15 kBq J-131 in de schildklier. Voor mensen die in Nederland gebleven waren was de J-131 besmetting 150 - 500 Bq overcomende met ongeveer 0,02 mSv.

In de eerste weken werden nog besmettingen gevonden met J-132/Te-132, Ru-103, Ru-106/Rh-106, Ba-140/La-140, Cs-134 en Cs-137. Door het matig scheidend vermogen van NaJ detectoren was het niet eenvoudig de mate van besmetting met deze nucliden te bepalen en tevens was de bijdrage daarvan vergeleken met J-131 klein. Er werd dan ook in die tijd geen dosisschatting gegeven voor deze nucliden.

Vanaf eind mei was de overgebleven besmetting voornamelijk die van Cs-137 en Cs-134 met een verhouding van ongeveer 3 : 2. Deze besmetting kon niet als eenmalige inname worden beschouwd (waar een dosisconversiefactor van ongeveer $2 \times 10^{-5} \text{ mSv/Bq}$ voor zou gelden) maar is afkomstig van een meer continue opname via het voedsel. Daardoor werd er nog geen dosisequivalentbepaling gedaan.

Dr. A. Keeverling Buisman van het Energie-onderzoek Centrum Nederland (ECN) te Petten constateerde een gestage toename van de inwendige besmetting met ongeveer 1 Bq Cs-134 en 2 Bq Cs-137 per dag gedurende de maanden mei en juni. Eind juli werd voor Nederland een besmetting van Cs-134 en Cs-137 gesommeerd gemeten van 50 - 250 Bq en voor mensen uit Oost-Europa ongeveer een factor 2 hoger.

De onzekerheid in de bepaling van de J-131 besmetting wordt nadeliger beïnvloed naarmate het tijdsverloop tussen besmetting en meting groter werd. Bovendien is er enige onzekerheid over de toegepaste halveringstijd van 7,5 dag. Uit West-

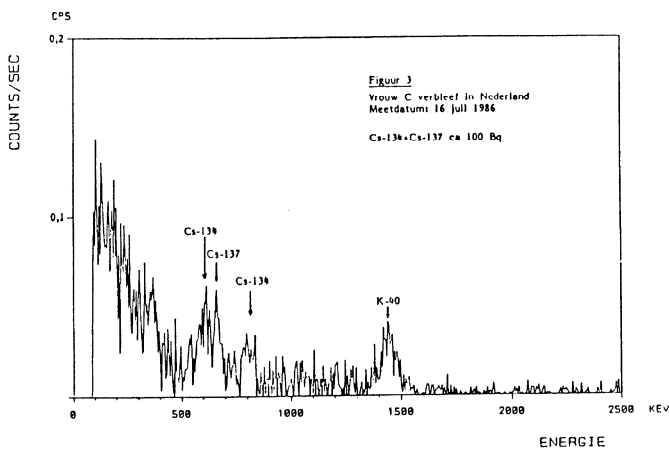
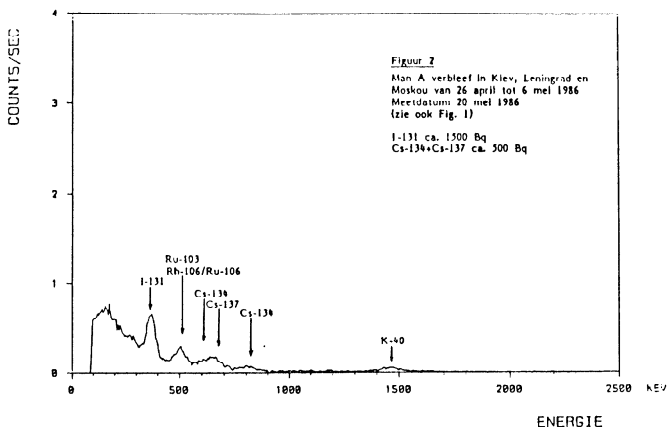
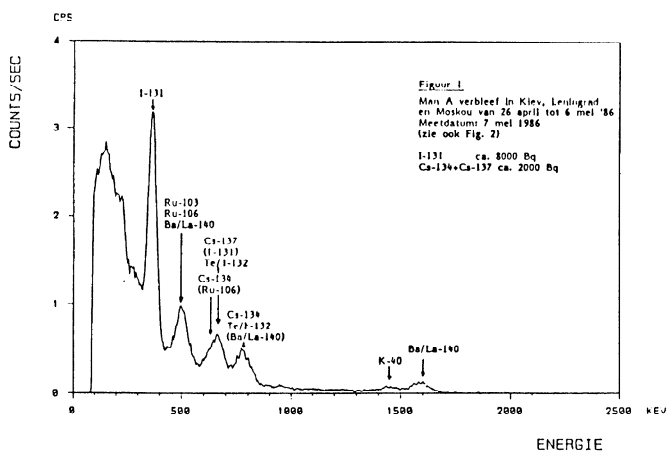
Duitsland werd vernomen dat herhaalde metingen aan een persoon een effectieve halveringstijd lieten zien van 4 a 5 dagen. Een zekere hardnekkige externe besmetting van huid en haar zou een mogelijke oorzaak daarvan kunnen zijn. De dosisconversiefactor voor J-131 is voor jeugdige personen afhankelijk van de leeftijd (NRPB - R162, 1985). Zo zal de dosis voor kinderen van 10 jaar een factor 2 a 3 groter zijn dan bij volwassenen met dezelfde hoeveelheid J-131 in het lichaam.

Personen die in de eerste tien dagen na het ongeval in Oost-Europa verbleven en zich pas in de maand juni of later meldden voor onderzoek mogen verondersteld worden een J-131 besmetting te hebben opgelopen die evenwel niet meer door meting kon worden vastgesteld. Om toch een schatting te maken van de J-131 besmetting voor die personen werd gepoogd een patroon van inname gekoppeld aan land of landstreek af te leiden uit de eerdere aan andere mensen verzamelde meetgegevens. Het resultaat van zo'n analyse mag slechts worden gebruikt voor een tamelijk ruwe schatting. Als resultaat werd gevonden dat de grootte van de J-131 besmetting in termen van eenmalige inname ongeveer als volgt kan zijn geweest:

<u>Bij verblijf tussen 26 april en 6 mei 1986 in</u>	<u>Activiteit J-131 in schildklier</u>
Kiev en omstreken	10 - 15 kBq
Wit Rusland	6 - 10 kBq
Moskou, Leningrad	2 - 6 kBq
Polen	1 - 4 kBq
Hongarije, Roemenie	0,5 - 1,5 kBq

Na een persoonsmeting diende altijd de vraag naar de consequenties van de opgedane besmetting te worden beantwoord. Het bleek daarbij dat het meest begrijpelijk was de mate van besmetting in mSv te vergelijken met de jaarlijkse dosis ten gevolge van de natuurlijke straling in Nederland (1,75 mSv/j) en de grootte van de spreiding daarin.

Het vertalen van de resultaten in "verhoging van de kans op na jaren overlijden door tumorinductie" of soortgelijke uitdrukking werd vermeden, omdat gebleken is dat maar weinig mensen op aanvaardbare wijze met het begrip "kans" kunnen omgaan. Het loont zeker de moeite om de begrippen en afwegingen, gangbaar in de stralingshygiëne, te vertalen in termen en gedachten die in de maatschappij gemeengoed zijn.



Summary

Using the whole-body counter the internal radioactive contamination caused by the Chernobyl accident was measured, mainly for persons who stayed in Eastern Europe at the time of the accident. In May 1986 the main contribution was from I-131 while later only Cs-134 and Cs-137 was detected. The I-131 contamination was considered to be originated from a single intake. Based on this presumption the measurements showed single uptakes in the thyroid ranging from 0.1 - 15 kBq I-131, corresponding with 0.005 - 0.75 mSv effective dose equivalent. The combined Cs-134 and Cs-137 body burden measured ranged from 0.05 to 0.50 kBq.

Résumé.

Après l'accident de Tchernobyl, une série de contaminations radioactives ont été mesurées à l'anthropogammamètre. Il s'agissait surtout de personnes qui se trouvaient en Europe orientale pendant ou immédiatement après l'accident. En mai 1986, les mesures ont décelé surtout des contaminations à l'I-131, par après on n'a détecté que le Cs-134 et le Cs-137. La contamination à l'I-131 a été considérée comme provenant d'une incorporation unique. Les valeurs calculées pour la captation par la thyroïde, à partir de ces mesures variaient entre 0.1 - 15 kBq soit un équivalent de dose effective de 0.005 - 0.75 mSv. La contamination au Césium a progressé entre mai et août. Des contaminations de 0.05 - 0.50 kBq en Cs-134 et Cs-137 ont été mesurées.