

**Annalen
van
de Belgische Vereniging
voor
Stralingsbescherming**

VOL. 8, N° 2

2^e TRIM 1983

Driemaandelijks
Periodiek

Périodique
trimestriel

**Annales
de
l'Association Belge
de
Radioprotection**

Hoofdredacteur

Dr M.H. FAES
S.C.K/C.E.N.
2400 Mol

Rédacteur en chef

Redactiesecretariaat

Mme Cl. STIEVENART
14 rue Juliette Wytsmannstraat
1050 Bruxelles - Brussel

Secrétaire de Rédaction

Publikatie van teksten in de Annalen
gebeurt onder volledige verantwoorde-
lijkheid van de auteurs.

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

I N M E M O R I A M



Dr Suzanne S I M O N

1901 - 1982

Professeur émérite à l'Université Libre de Bruxelles,
Chef de service honoraire de radiothérapie à l'Institut Bordet.

Professor Emeritus aan de Université Libre de Bruxelles,
Erediensthoofd Radiotherapie in het Bordet Instituut.

Toute la carrière de Mademoiselle SIMON fut consacrée aux soins des cancéreux dans un esprit exceptionnel de dévouement, de compétence et de rigueur scientifique, doublé d'une préoccupation sociale tant à l'égard des malades que de ses collaborateurs avec le souci de coopération interdisciplinaire.

Sa longue carrière a été rappelée dans de nombreuses publications.

L'Association de Radioprotection tient spécialement à évoquer son rôle de radioprotection au cours de sa carrière médicale. Témoin des complications de la radiothérapie des débuts, elle a bientôt saisi les règles qui permettent d'administrer les doses adéquates sans les séquelles, le plus souvent évitables.

Responsable de son service, elle s'est toujours attachée à garantir la protection de son personnel et d'appliquer les instructions prévues.

Que son exemple reste présent à la mémoire de tous ceux qui l'ont approchée dans son service ou dans les sociétés savantes où elle avait la réputation d'une objectivité et d'une grande rigueur scientifique et morale.

D.P.

De ganse loopbaan van Juffrouw SIMON werd gekenmerkt door een buitengewone geest van toewijding voor kankerlijders. De waardering voor haar vakkennis en wetenschappelijke integriteit, voor haar sociale bekommernis zo wel voor de patiënten als voor haar medewerkers, was uitermate groot. Hoogstaand was haar streven naar interdisciplinaire samenwerking.

Aan haar lange loopbaan werd in talrijke publikaties herinnerd.

De Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming houdt er biezonder aan haar rol in de stralingsbescherming gedurende haar medische loopbaan te onderstrepen. Als getuige van de verwickelingen veroorzaakt door de roentgentherapie in de eerste jaren, heeft zij snel de werkregels beheerst die toelieten de gewenste dosissen toe te passen met uitsluiting van de vermijdbare sekwellen.

Als verantwoordelijke van haar dienst, heeft zij steeds de bescherming van haar personeel willen waarborgen en de voorziene richtlijnen laten naleven.

Dat haar voorbeeld moge aanwezig blijven in het geheugen van diegenen die haar ontmoet hebben op haar dienst, of in de wetenschappelijke verenigingen waar zij een reputatie van objectiviteit, en van grote wetenschappelijke en morele integriteit heeft nagelaten.

D.P.

INHOUD

SOMMAIRE

Dit nummer bevat :

Ce numéro contient :

- teksten van uiteenzettingen gedaan op 30 april 1982 ter gelegenheid van een vergadering van de B.V.S. met als thema :

NATUURLIJKE ACHTERGRONDSTRALING EN RADIOACTIVITEIT IN BOUWMATERIAAL.

- les textes des exposés faits le 30 avril 1982 lors d'une réunion de l'A.B.R., ayant pour thème :

FOND NATUREL DES RADIATIONS ET RADIOACTIVITE DES MATERIAUX DE CONSTRUCTION.

- G.E. CANTILLON :

Introduction

53 - 58

- SLEGERS W., GHOOS L. :

Metingen en resultaten van straling in de omgeving.

59 - 79

- JANSSENS A., POFFIJN A., BOURGOIGNIE R., COTTENS E., JACOBS R., EGGERMONT G., MARIJNS R., RAES F., UYTENHOVE J., VANMARCKE H. :

Het radioprotectieprobleem gesteld door de aanwezigheid van Ra-226 in bouwmaterialen.

Deel I : Probleemstelling

81 - 100

- POFFIJN A., JANSSENS A., BOURGOIGNIE R., COTTENS E., JACOBS R., EGGERMONT G., MARIJNS R., RAES F., UYTENHOVE J., VANMARCKE H. :

Het radioprotectieprobleem gesteld door de aanwezigheid van Ra-226 in bouwmaterialen.

Deel II : Meettechnieken.

101 - 122

- tekst van een uiteenzetting gedaan op 10 december 1982 ter gelegenheid van de Algemene Vergadering van de B.V.S.

- le texte de l'exposé fait lors de l'Assemblée Générale de l'A.B.R. le 10 décembre 1982.

- E.H. HUBERT :

La comparaison des risques associés aux grandes activités humaines. Quelques points saillants du Congrès annuel de la Société Française de Radioprotection. Avignon, 18-22 octobre 1982.

123 - 138.

Annales de l'Association Belge de Radioprotection, vol. 8, n° 2 (1983).

Introduction à la réunion de la Société belge de Radioprotection
consacrée au fond naturel des radiations et à la radioactivité
contenue dans les matériaux de construction

G.E. CANTILLON - Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie

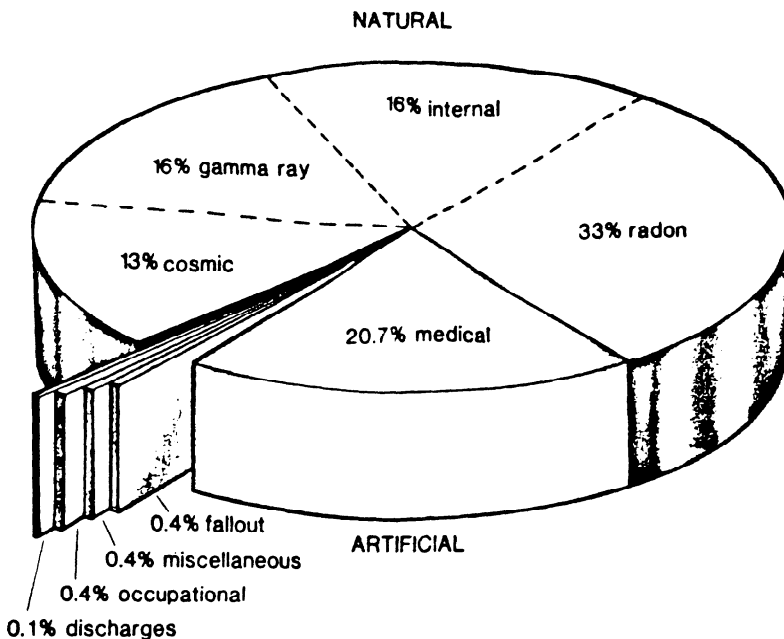
Les communications et les articles traitant de la radioactivité commencent, en général, par rappeler les notions de radioactivité naturelle et artificielle en insistant sur le fait que, depuis son origine, l'homme est soumis à une irradiation naturelle externe formée d'une composante cosmique et tellurique.

La composante cosmique a, elle même, une composante galactique qui provient de tout l'univers et est d'intensité constante et une composante solaire, variable suivant les périodes d'activité solaire.

Les radiations cosmiques augmentent avec l'altitude, suite à la diminution de l'épaisseur de la couche atmosphérique protectrice et avec la latitude, du fait que le champs magnétique est plus intense aux pôles.

Le National Radiological Protection Board a récemment publié une brochure intitulée : "Living with radiations" et les premières lignes situent le problème en disant : "radiations reaches the earth from outer space, the earth itself is radioactive and natural radioactivity is present in diet, soil and air. Everybody is exposed to a greater or less extent and most of persons receive the heighest dose of all from it." A ce texte est joint une figure où, sous la forme d'un gâteau, on a représenté, pour le Royaume-Uni, la proportion des différentes sources d'irradiation.

Average annual dose to the population of the UK



Data on doses from all sources of radiation are given in Chapters 3 and 4. The overall effective dose equivalent from radiation of natural and artificial origin is about $2400 \mu\text{Sv}$ a year, on the average, for members of the population of the United Kingdom. The percentage contribution of each source to the overall value is shown here.

Natural radiation contributes almost 80% and dominates all other sources. Doses from it vary considerably, but neither this nor its size justifies doses from the other sources. A central tenet of radiological protection is that every source must be considered on its merits. Nevertheless, such a diagram may help to promote a sense of proportion.

Quelle est la situation en Belgique ?

Ce sera le but des exposés de cette réunion et, personnellement, je ne puis parler que des activités de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie et des enquêtes qu'il mène dans ce domaine avec la collaboration du Centre d'Etude de l'Energie Nucléaire de Mol.

La première fut, dans les années 60-65, de connaître la radiocontamination de la chaîne alimentaire due au fall-out consécutif aux essais nucléaires dans l'atmosphère. Le problème de la contamination interne était important et la Commission des Communautés Européennes organisa des réunions d'experts pour proposer une méthodologie.

Pas mal de communications furent présentées sur ce sujet et, pendant un certain nombre d'années, les Communautés publièrent, annuellement, un rapport reprenant les informations fournies par les différents Etats Membres.

Les informations recueillies dans ces études furent utiles et largement employées lorsqu'il devint nécessaire d'organiser des réseaux de surveillance autour des installations nucléaires : je citerai les dépôts au sol, les voies et les facteurs de transfert, la reprise des radioéléments à partir du sol, ...

L'étape suivante fut d'évaluer la dose externe résultant des rejets atmosphériques des centrales nucléaires. Dans ce but, un réseau d'une dizaine de dosimètres fut placé autour des centrales de Doel et de Tihange et nous disposons actuellement de plusieurs années de mesure.

Mais que disent ces résultats ?

En l'absence de données réelles sur le fond naturel d'irradiation en Belgique, on en est réduit à constater que la dose ainsi mesurée en des points où l'irradiation potentielle due aux rejets atmosphériques (gaz nobles, aérosols et iodes) combinée au fond naturel d'irradiation, reste inférieure à la valeur moyenne généralement citée de 80 à 100 mrad/an. Tout au plus peut-on dire que la dose moyenne annuelle totale est plus faible dans la région des Polders que dans le Condroz.

D'où la troisième étape : connaître le fond naturel d'irradiation en divers endroits de Belgique.

Le programme fut conçu par l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie et exécuté avec la collaboration du Centre d'Etude Nucléaire de Mol. 32 endroits situés en dehors des points potentiellement influencés par les rejets des centrales furent choisis en Belgique, en tenant compte de la formation géologique des terrains. Le problème fut dégrossi avec l'aide du Service Géologique de l'Etat. En ces endroits, on a placé des dosimètres et l'on prélève des carottes de terrain pour analyser la teneur en éléments radioactifs naturels tels que le ^{40}K , le ^{226}Ra et le $^{232/238}\text{Th}$.

Ce programme en est actuellement à sa troisième année d'exécution et vous pourrez entendre une communication sur les premiers essais d'interprétation.

Pour compléter cet inventaire des principales sources d'irradiation, il faut y ajouter les doses reçues à l'intérieur des habitations.

Deux axes de recherche sont possibles :

Le premier, assez général, consiste à connaître la dose en fonction de la nature du matériau de construction utilisé : bois, pierre, brique, béton,...

Le second, plus spécifique, devient fort actuel du fait de l'utilisation massive du gypse artificiel.

L'Agence pour l'Energie Nucléaire de l'OCDE a consacré des publications à ce sujet. Rappelons que par gypse artificiel on entend le sulfate de calcium produit au cours des réactions chimiques qui conduisent à la production d'acide phosphorique et d'engrais au superphosphate. Le produit final se présente sous la forme d'agglomérés qui peuvent être pleins ou creux. Ce produit sert de matériau pour la construction de cloisons non porteuses qui, sitôt après montage, sont prêtes à être peintes ou tapissées.

Les personnes séjournant dans des habitations ainsi construites sont soumises à une irradiation externe venant du radium accompagnant le calcium et à une irradiation interne résultant de l'inhalation du radon dégagé.

On peut se poser la question de savoir si l'on doit prendre en considération une dose qui, en fin de compte, vient d'un produit naturel : les minerais phosphatés utilisés comme matière première dans la production d'engrais et qui contiennent naturellement l'uranium et ses produits de filiation.

L'approche de ce problème peut être réglementaire ou radioprotectio-nniste.

L'actuel Règlement Général sur la protection des populations contre le danger des radiations ionisantes dit, en son article 1, que le Règlement Général ne s'applique pas au fond naturel des irradiations et, notamment, à l'ensemble des radiations ionisantes provenant des sources naturelles terrestres et cosmiques.

Les nouvelles directives de l'Euratom apportent une précision supplémentaire importante pour le cas qui nous occupe et définit le fond naturel des rayonnements de la même manière mais "dans la mesure où l'exposition qui en résulte n'a pas été augmentée du fait de l'homme".

Or, dans l'utilisation des phosphogypses provenant du traitement des phosphates uranifères pour fabriquer des engrais et des panneaux préfabriqués, l'homme a introduit une modification. Une chose est d'avoir le radium contenu dans le minerai, une autre est d'avoir ce radium dans l'engrais répandu sur le champ et une toute autre est de couvrir les murs de sa maison avec des panneaux contenant ce radium.

Il y a donc une autre destination du produit naturel et il faut, dès lors, tenir compte de cette exposition artificielle qui viendra s'ajouter aux autres sources d'irradiation.

Il est évident que ce problème doit être traité avec bon sens et méthode. Il paraît exclu de vouloir démolir des lots entiers d'habitations; il faut également éviter une panique non justifiée ou un boycottage de produits. Le problème doit être examiné à la lumière des objectifs cités dans la publication 26 de l'ICRP et du contexte économique et social dans lequel il s'inscrit.

Toujours est-il que nous sommes régulièrement confrontés avec des demandes d'informations émanant de particuliers qui utilisent des panneaux préfabriqués dans la construction de leur maison.

La réponse que nous donnons tient en une sorte d'équation :

The National Radiological Protection Board a fait une vaste étude pratique et théorique, avec modèle à l'appui, et je vous lis la conclusion de cette enquête : "By-product gypsum, produced as a waste in the phosphate industry, could be used in bulk as a building material, but it has a higher radium content than other building materials and thus raises the question of the resulting radiation doses to individuals and to the population of the country as a whole.

The typical content is 25 pCi/g, and the corresponding dose rate from gamma-rays to the occupants of a house would be 30 mrad/y, if by-products gypsum were a substantial constituent. This is comparable with the regional variations in the dose rate due to natural background in Great Britain and less than the local variations. If as many as 10 % of all new houses were eventually so constructed, the resulting gonad dose rate averaged over the population would ultimately reach 3 mrad/y, or about 3 % of that from the natural background. The study also deals with exposures to bêta radiation and radon, these exposures are less than the regional variations in natural exposures.

All the annual doses are at least a factor of ten below the dose limits recommended by the ICRP for exposure of members of the public.

These dose limits relate to the total exposure from all sources of radiation except natural background and exposures for medical purposes".

Donc, pour résumer, la première partie de l'équation est de se baser sur une étude fondée sur une activité de 25 pCi/g de matériau. Or, et j'en arrive au deuxième terme, les analyses faites en Belgique sur la teneur en radium 226 des matériaux le plus souvent utilisés dans la construction des panneaux préfabriqués ont montré que le gypse ne dépasse, en général pas, les 25 pCi/g cité dans l'étude britannique.

D'où, en conclusion, il ne paraît pas déraisonnable d'adopter les conclusions de l'étude britannique.

En 1979, le Dr LAFONTAINE, et le Dr LEJEUNE ont présenté au Conseil Supérieur d'Hygiène Publique une note sur la radioactivité des matériaux de construction où ils attiraient l'attention sur l'importance du radon inhalé et la difficulté de faire une estimation face à un certain nombre de paramètres variables comme le taux de renouvellement de l'air.

Il serait effectivement utile de confirmer les données théoriques et de mener, en Belgique, une enquête pour connaître l'impact radiologique de ce problème. Une telle enquête suppose une bonne conception et une bonne organisation.

Au niveau de la section "radioactivité de l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, nous pensons rédiger un questionnaire et de le diffuser auprès d'un nombre restreint de personnes conscientes du problème mais aussi du risque très limité.

Ce questionnaire pourrait être diffusé auprès des Membres de l'Association qui, par boule de neige, verraient combien de personnes ils peuvent contacter dans leur entourage. Au bout d'un an ou deux, nous aurions un échantillon représentatif.

Il a paru au Bureau de l'Association qu'une réunion pouvait fort bien aborder les problèmes liés au fond naturel des radiations et aux matériaux de construction, un des objectifs de l'A.B.R.P. étant de favoriser l'étude scientifique et les travaux de recherche dans le domaine de la protection de l'individu et de son milieu contre le danger des radiations ionisantes.

METINGEN EN RESULTATEN VAN STRALING IN DE OMGEVING

Slegers W., Ghoos L.
S.C.K./C.E.N.

Gillard J.
Ministerie van Volksgezondheid

SAMENVATTING.

In dit artikel wordt beschreven hoe op verschillende plaatsen in België de omgevingsstraling wordt gemeten m.b.v. LiF-dosimeters, een 4"X4" NaI-kristal en de radioactiviteit in grondmonsters.

INLEIDING

De mens is in zijn omgeving kontinu blootgesteld aan straling te wijten aan natuurlijke bronnen. Om een idee te krijgen van de variaties van natuurlijke achtergrondstraling in België werden metingen uitgevoerd op een 33-tal plaatsen.

I. Stralingsbronnen

Er zijn verschillende soorten stralingsbronnen :

- De radioelementen aanwezig sedert het ontstaan van de aarde met voldoende lange halveringstijden, zodat ze nog in meetbare concentraties overgebleven zijn.

De voornaamste zijn : - ^{40}K
 - ^{238}U - ^{226}Ra met de dochters ^{214}Bi en ^{214}Pb
 - ^{232}Th met dochter ^{208}Tl

- Kosmische straling :

De kosmische stralen, waargenomen aan de aardoppervlakte, zijn secundaire stralen gevormd door hoog energetische primaire kosmische stralen die in de atmosfeer reageren met atoomkernen. Kosmische stralen produceren radionucliden door interacties met kernen in lucht, land en water.

Als voornaamste isotopen worden gevormd : ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na . De overige isotopen zijn van minder belang omdat ze een te korte halveringstijd hebben ofwel in te kleine hoeveelheden gevormd worden.

De bijdrage van de kosmische straling verandert in functie van de breedtegraad en van de hoogte boven het aardoppervlak. [1]

- Kunstmatig gevormde radioelementen [2]

De voornaamste isotopen, gevormd in nukleaire centrales en bij nukleaire proefnemingen, zijn : ^3H , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{106}Ru , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{14}C , ^{54}Mn , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{144}Ce .

De bijdrage van de kunstmatig gevormde radioisotopen in de uitwendige bestraling van de mens was van belang tijdens de jaren 1950 - 1963, maar is nu praktisch te verwaarlozen.

II. Meetmethodes

Bij het bepalen van de uitwendige bestraling werden drie verschillende meetmethodes toegepast

- Eind 1979 werd gestart met een meetnet van 34 omgevingsdosimeters, verdeeld over België. Deze dosimeters worden jaarlijks opgehaald en geven de geïntegreerde dosis over de verlopen periode.
Bovendien beschikt men over de resultaten van de dosimeters die, gedurende verschillende jaren, in de omgeving van de nukleaire installaties werden geplaatst :
 - 7 jaar S.C.K./C.E.N. (1975 - 1981)
 - 7 jaar Tihange (1975 - 1981)
 - 6 jaar Doel (1976 - 1981)
- Tijdens het ophalen van de eerste reeks dosimeters werden op de verschillende plaatsen grondmonsters genomen die gemeten werden door middel van kernspektrometrie.
- Op alle plaatsen werden eveneens metingen uitgevoerd met behulp van een scintillatieteller.

De correlatie tussen de resultaten van de verschillende metingen werd berekend.

III. Omgevingsdosimeters

De omgevingsdosimeters van het Belgisch Net blijven gedurende een gans jaar hangen. De te verwachten geïntegreerde dosis schommelt tussen 40 en 100 mRad. Het is dan ook niet absoluut noodzakelijk zeer gevoelige detectoren te gebruiken.

Als detector wordt de TLD-700 gebruikt; dit zijn pastilles van 3 x 3 x 0,9 mm en bestaan uit LiF aangerijkt in ^7Li . Zij zijn praktisch ongevoelig voor thermische neutronen.

De minimum dosis die een TLD-700 meet bedraagt 4 mRad (= 3σ op de nulwaarde). Om als omgevingsdosismeter gebruikt te worden, kiest men uit een groot lot de detectoren die na bestraling met 50 mRad een antwoord geven dat binnen de 5 % grens ligt. De relatieve standaardafwijking bedraagt 5 % bij 40 mRad.

De dosimeterhouder is van het TNO-type en de omgevingsdosimeters kunnen dus automatisch uitgelezen worden zoals de personendosimeters gebruikt op het S.C.K./C.E.N.

De houders bevatten verschillende schermen :

- een scherm met een dikte plastic van 44 mg.cm^{-2}
- een scherm met een dikte plastic van 330 mg.cm^{-2}
- een scherm met een totale dikte van 1.790 mg.cm^{-2} .

Dit laatste scherm (0,3 mm Pb en 1 mm Al) is voorzien voor de dosimeters rond het S.C.K./C.E.N. en de kerncentrales van Doel en Tihange. Daar hangen overal naast de jaardosimeters nog een supplementaire dosimeter die om de drie maand vervangen wordt. Hier zijn dus gevoeliger detectoren nodig omdat de te meten dosis dan schommelt tussen 5 en 25 mRad. In dit geval wordt $\text{CaSO}_4 \cdot \text{Dy}$ (TLD 900) of $\text{CaF}_2 \cdot \text{Dy}$ (TLD 200) gebruikt. Deze detectoren zijn echter niet energieonafhankelijk en het scherm van 1.790 mg.cm^{-2} dient als compensatie op het antwoord voor de lage energieën.

Vermits de kalibratiefactor van de detectoren bepaald werd met een filterdikte van 330 mg.cm^{-2} werd de lezing van deze detectoren in aanmerking genomen.

De kalibratie van de detectoren gebeurt met een ^{60}Co -bron. Het dosisdebiet van deze bron werd bepaald met behulp van een ionisatiekamer.

Alle dosimeters worden op dezelfde manier geplaatst. Hiervoor gebruikt men een PVC-buis met een doormeter van ongeveer 6 cm en bovenaan voorzien van verticale gleuven. De dosimeters worden in de buis opgehangen op een hoogte van ongeveer 1,5 cm. Een "hoedje" beschermt de dosimeter tegen rechtstreekse zonnestrallen en regeninslag (afbeelding 1).

De dosimeters werden zoveel mogelijk op bewaakte plaatsen gezet z.a. weerstations (KMI), scholen, etc. met toestemming van de betrokken autoriteiten.

VI. NaI-kristal

Als apparatuur werd een 4" x 4" NaI-kristal gebruikt, verbonden met een monokaal die tevens de mogelijkheid biedt om integraal te meten.

Een ratemeter en een mini-scaler registreren het aantal gemeten tellen (fig. 1).

Het toestel kan in een voertuig worden gebruikt maar kan ook rechtstreeks op het net worden aangesloten. De meetkop wordt in een aluminium houder geplaatst die, ofwel aan het voertuig wordt opgehangen, ofwel onafhankelijk wordt opgesteld (afbeelding 2). De onderkant van het kristal bevindt zich op 30 cm van de grond; op de plaatsen waar de dosimeters zijn opgehangen werden metingen uitgevoerd met behulp van het kristal. De tijdsduur van de metingen bedraagt 10 minuten; de statistische fout is verwaarloosbaar. De monokanaal werd ingesteld op een zo laag mogelijke stand, waarbij de ruis van de fotoversterkerbuis nog voldoende werd onderdrukt. De bovendrempel werd uitgeschakeld en alle energieën boven 100 KeV werden gemeten. De ijking van het kristal gebeurt met behulp van ^{226}Ra , ^{60}Co en ^{137}Cs -bronnen.

V. Meting van grondstalen

Rond de dosimeters werden op vijf verschillende plaatsen, respectievelijk één naast de PVC-buis en vier in diverse richtingen op een afstand van 2 m van de buis, grondmonsters genomen tot op een diepte van 30 cm. Deze monsters werden in het labo gedroogd op 108°C gedurende gemiddeld 48h, daarna gemalen en gemengd. Een pot van 2,7 l, speciaal uitgevoerd zodat hij in het loodkasteel rond de NaI(Tl)-detektor kan worden geplaatst, wordt gevuld met een gedeelte van het monster en de activiteit aan ^{137}Cs , ^{40}K , ^{226}Ra en ^{232}Th werd gemeten door middel van kernspektrometrie.

De meettijd bedroeg gemiddeld 400 minuten per monster. Onderste meetgrens : $8 \cdot 10^{-6}$ μCi per monster.

De meetresultaten hebben een relatieve standaardafwijking van enkele procenten tot maximum ongeveer 10 %.

VI. Resultaten

Bij de interpretatie van de resultaten werden de plaatsen waar de dosimeters zijn opgehangen, geklasseerd aan de hand van een geologische kaart van België, die gewoonlijk de samenstelling van de bovenste aardlagen weergeven.

Toch is omzichtigheid geboden, indien men een verband wil leggen tussen de aardstraling en de geologische lagen. De aardstraling is immers afkomstig van radioelementen, aanwezig in de bovenste laag van 25 à 30 cm [3] zodat een bijkomende grondlaag de straling volledig of gedeeltelijk kan absorberen.

Tabel 1 geeft het stralingsniveau gemeten met de dosimeters op de verschillende plaatsen in functie van de samenstelling van de bodem, zowel voor de periode 1980 als 1981. Uit deze tabel blijkt dat er een systematische afwijking van ongeveer 15 % bestaat tussen de waarden van 1980 en 1981. Hiervoor werd nog geen verklaring gevonden. Eveneens in tabel 1 zijn de resultaten van de metingen met het NaI-kristal vermeld.

Alhoewel slechts in 33 punten gemeten werd, ziet men toch een duidelijke evolutie van het stralingsniveau in functie van de bodemgesteldheid.

In tabel 2 vindt men een analoge klassering van de activiteiten gemeten in de grondmonsters. In deze monsters zijn voornamelijk ^{40}K , ^{226}Ra + dochters en ^{232}Th + dochters verantwoordelijk voor de aardstraling. Deze elementen komen praktisch overal ter wereld voor, maar de concentratie variëert beduidend van streek tot streek. Ze komen meer gekoncentreerd voor in graniet dan in bazaltgesteenten (vulkanisch). Leisteen bevat meer activiteit dan kalksteen en zandsteen die slechts weinig bevatten. De gemiddelden bekomen voor de 33 monsternameplaatsen in België, benaderen goed het wereldgemiddelde (zie tabel 2).

Anderzijds werd een stralingskaart opgesteld door op een kaart de punten uit te zetten in functie van het stralingsniveau dat ter plaatse gemeten werd met behulp van de omgevingsdosimeters voor de periode 1980 (fig. 2). De gemeten stralingsniveaus mogen echter niet beschouwd worden als gemiddelden voor een bepaalde streek omdat :

- het aantal meetpunten te klein is;
- buiten de streekgebonden verschillen i.v.m. de geologische samenstelling van de grond heeft men nog rekening te houden met lokale variaties t.g.v. grondbedekkingen, gebouwen, eventueel aangevoerde grond, plantengroei, enz. Dit blijkt uit de resultaten van de dosimeter geplaatst in de omgeving van Doel en van het S.C.K./C.E.N., op een afstand van maximum 5 km. Hier werd een gemiddeld

stralingsniveau van respectievelijk $5,4 \mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1}$ en $4,8 \mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1}$ gemeten met een spreiding respectievelijk tussen $4,2$ en $6,1 \mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1}$ en $3,1$ en $6,4 \mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1}$ (zie tabel 3 en 4).

De resultaten bekomen met de drie verschillende meetmethoden werden onderling vergeleken en de correlatie tussen de resultaten werd bepaald.

a) Correlatie tussen de telkadans van het NaI-kristal en het stralingsniveau gemeten met de dosismeter.

Voor de correlatie tussen de telkadans van het kristal (C_K) en de stralingsniveaus 1980 (S_{80}) vindt men [3] :

$$S_{80} = 0,01 C_K + 1,96$$

$$r = 0,92$$

In fig. 3 is S_{80} uitgezet in functie van C_K . Op deze figuur zijn tevens de 10 % grenzen voorgesteld. Bij extrapolatie van C_K naar nul, vindt men $S_{80} \approx 2 \mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1}$, te wijten aan de afscherming van het kristal onder meer door de aluminium houder.

Hier dient opgemerkt dat de meting met het kristal een ogenblikkelijke meting is en dus beïnvloed wordt door de omstandigheden op het moment van de meting, z.a. vochtigheid van de grond welke de belangrijkste faktor is in de schommeling van het stralingsniveau op een bepaalde plaats [4], sneeuwlaag, wash-out van radondochters, inversie, turbulentie, enz. [5], [6], [7]. Om een gemiddelde te bekomen zouden met het kristal meer metingen moeten uitgevoerd worden op verschillende tijdstippen. Anderzijds zal op jaarbasis de invloed van deze wisselende omstandigheden op het resultaat van de dosimeters veel kleiner zijn.

b) Correlatie tussen de resultaten van de dosimeters en de activiteit gemeten in de grondstalen.

Het stralingsniveau te wijten aan de activiteiten ${}^4_0\text{K}$, ${}^{226}_{88}\text{Ra}$ en ${}^{232}_{90}\text{Th}$ in de grondmonsters werd berekend met behulp van de omrekeningsfactoren [8] :

$${}^4_0\text{K} \quad : 0,179 \mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1} (\text{pCi}\cdot\text{g}^{-1})^{-1}$$

$${}^{226}_{88}\text{Ra} + \text{dochters} : 1,8 \mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1} (\text{pCi}\cdot\text{g}^{-1})^{-1}$$

$${}^{232}_{90}\text{Th} + \text{dochters} : 2,8 \mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1} (\text{pCi}\cdot\text{g}^{-1})^{-1}$$

De stralingsniveaus te wijten aan de afzonderlijke elementen werden opgeteld met behulp van de formule :

$$0,179 \cdot {}^4_0\text{K} + 1,8 \cdot {}^{226}_{88}\text{Ra} + 2,8 \cdot {}^{232}_{90}\text{Th} = B \mu\text{R}/\text{h}$$

Als correlatie tussen de aldus berekende en de met de dosimeters gemeten stralingsniveaus op de verschillende plaatsen, vond men :

$$S_{80} = 0,6.B + 3,4$$

$$r = 0,93$$

Bij de berekening werd het droog gewicht in aanmerking genomen. In fig. 4 vindt men S_{80} in functie van B.

Indien men het stralingsniveau t.g.v. de grondactiviteit gelijk stelt aan nul, blijft $S_{80} = 3,4 \mu\text{R.h}^{-1}$, te wijten aan andere bronnen z.a. kosmische straling, skyshining, radon in de lucht met een bijdrage van $0,15 \mu\text{R.h}^{-1}$ per $0,1 \text{ pCi.l}^{-1}$ [9] en kunstmatige radioelementen waarmee geen rekening werd gehouden.

- c) Correlatie tussen de telkadans van het kristal en de activiteit in de grond.

Na de berekening van het stralingsniveau B t.g.v. de activiteit in grond z.a. gedaan onder b) werd als correlatie met de telkadans C_K van het NaI-kristal gevonden :

$$B = 0,017 C_K - 2,16$$

$$r = 0,95$$

In figuur 5 is B uitgezet in functie van C_K .

Extrapolatie van B naar nul geeft $C_K = 130 \text{ t.s}^{-1}$; volgens fig. 2 komt dit overeen met $3,2 \mu\text{R. h}^{-1}$ terwijl in b) $3,4 \mu\text{R.h}^{-1}$ bekomen werd.

VII. Besluiten

- a) De resultaten van de meetkampagne geven een overzicht van het stralingsniveau op bepaalde plaatsen in België. Toch blijkt duidelijk dat het aantal dosimeters ontoereikend is om een stralingskaart op te stellen. Vermits het praktisch onmogelijk is het aantal dosimeters in die mate te verhogen dat een stralingskaart kan opgesteld worden zou het te verkiezen zijn de dosimeters te spreiden over een kleiner gebied, bv. per geologische streek, en tegelijkertijd dit gebied te "scannen" met het NaI-kristal.
- b) De stralingsniveaus zoals die op dit ogenblik met de dosimeters bekomen worden, kunnen met dezelfde nauwkeurigheid ter plaatse gemeten worden met het NaI-kristal indien de correlatie $S_{80} = 0,01 C_K + 1,96$ uit a) wordt

aangenomen (fig. 3). De correlatiefactor 0,92 zou mogelijk nog kunnen verbeterd worden door :

- meer metingen te doen op verschillende plaatsen in de omgeving van de dosimeters en hiervan het gemiddelde te nemen i.p.v. metingen op één en dezelfde plaats;
- meer metingen te doen gespreid in de tijd

c) Ondertussen zijn ook de resultaten van de meetkampagne 1981 bekend (tabel 1). Vastgesteld werd dat de resultaten van de dosimeters 1981 systematisch ongeveer 15 % hoger lagen dan deze van 1980.

Dit kan verschillende oorzaken hebben, o.a. :

- het meetsysteem zelf;
- de ijking van de dosimeters;
- veranderingen in meteorologische omstandigheden.

Dit fenomeen wordt verder onderzocht.

REFERENTIES

- [1] WEBER, J., RASMUSSEN, C.E., *Stralingsbescherming* (1979)
- [2] NCRP, Report N° 50
Environmental radiation measurements
- [3] VAN BOSSTRAETEN C.,
Meting van de omgevingsdosis op verschillende plaatsen in België(1981)
en Addendum (1982)
- [4] BECK, H.L., DE PLANQUE, G., USAEC Report HASL - 195 (1968)
- [5] BECK, H.L., LOWDER, W.M., BENNETT, B.G. and CONDON, W.J.,
USAEC Report HASL - 170 (1966)
- [6] BURKE, GAIL DE P.
p. 305 in the Natural Radivation Environment II.
USAEC, (1975)
- [7] UNSCEAR (1972)
- [8] BECK, H.L., DE CAMPO, J.A., and COGOLAK, C.V., USAEC Report HASL-
258 (1972)
- [9] GIBSON, J.A.B., RICHARD, J.E. and DOCHERTY, J.
J. Atmos. Terrest. Phys. 31 (1969) 1183

Dankbetuigingen worden gericht aan :

- de Heer Van Bosstraeten C., van de Dienst Controle en Stralingsbescherming voor zijn belangrijke hulp bij de wiskundige benadering van het probleem ;
- het KMI voor de bereidwillige medewerking bij het plaatsen van de dosis-meters.

Afbeelding 1 : Ophanging van de dosimeters



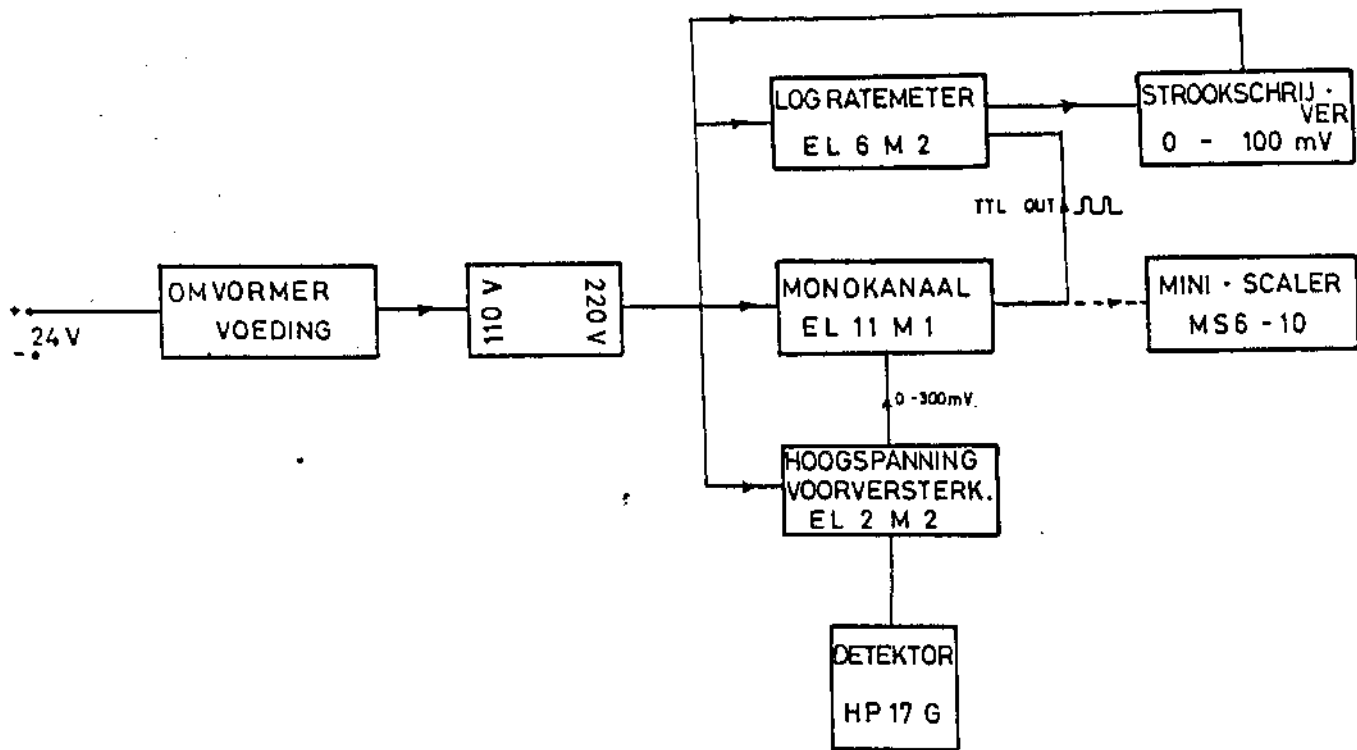


Fig.1 : Gamma detektor type HP 17 G - NaI 4"x 4": Blokschema.

Afbeelding 2 : Meting met het NaI-kristal



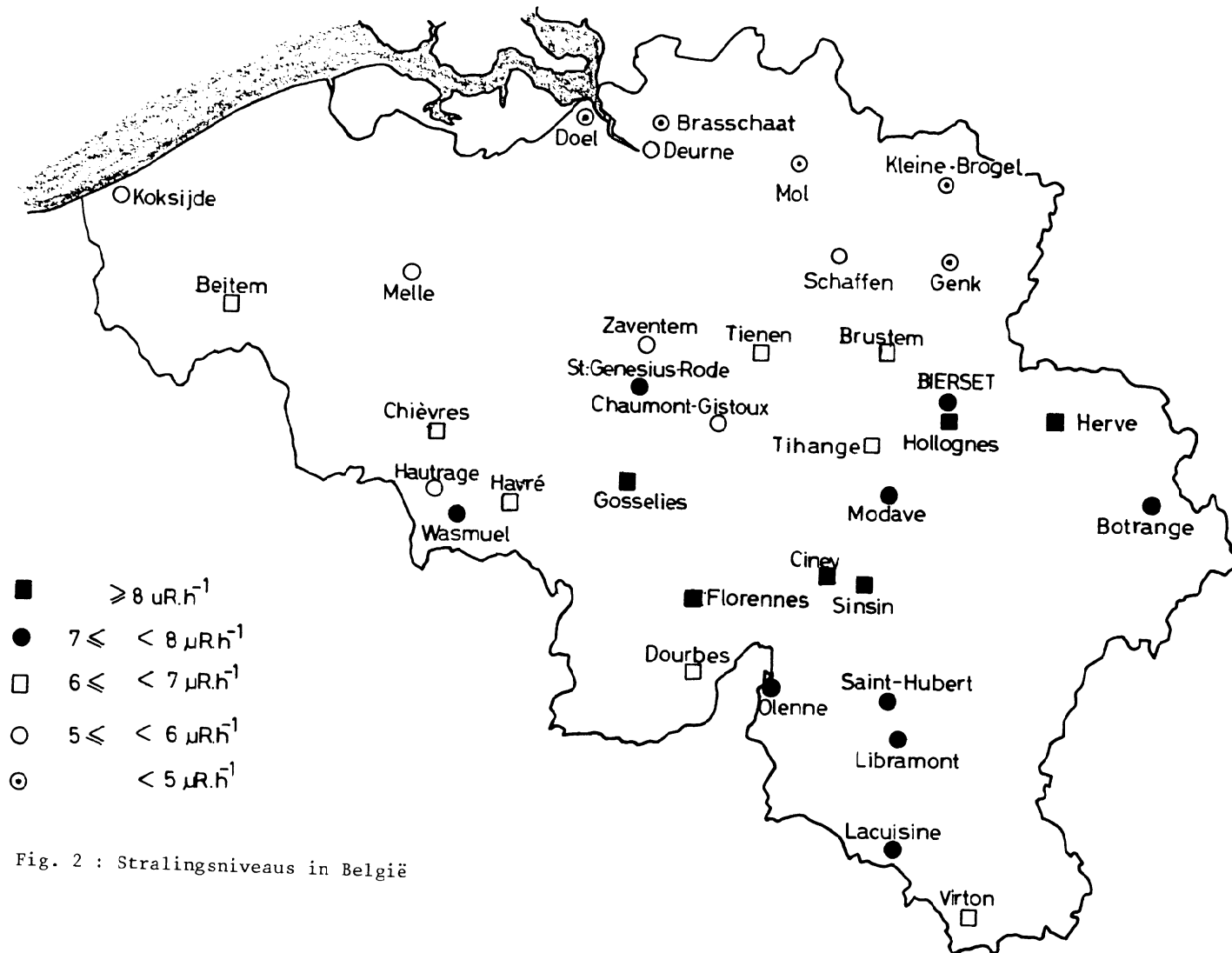


Fig. 2 : Stralingsniveaus in België

TABEL 1 : Overzicht meetresultaten :

- omgevingsdosimeters 1980-1981
- NaI-kristal

Bodem	Aantal punten	1980 $\mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1}$	1981 $\mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1}$	NaI $\text{t}\cdot\text{s}^{-1}$
Kempisch zand	4	4,5	5,1	250
Polderklei, duinzand	2	5,3	5,6	330
Zand + klei	1	5,1	5,9	300
Zand - klei - zandsteen	8	6,2	7,3	365
Klei, krijt, mergel kalksteen	6	7,3	8,4	510
Kleischalies, kalksteen leisteel, dolomiet, kwartsiet	12	7,5	9,3	520
GEMIDDELD	33	6,6	7,7	440

TABEL 2 : Resultaten γ -spektrometrie grondstalen pCi.g^{-1} droog gewicht

Bodem	Aantal punten	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
Kempisch zand	4	0,25	5,1	0,4	0,25
Polderklei, duinzand	2	0,15	8,5	0,4	0,4
Zand + klei	1	0,07	12,6	0,4	0,5
Zand - klei - zandsteen	7	0,21	11,6	0,8	0,7
Klei, krijt, mergel, zandsteen, kalksteen	6	0,37	13,2	1,1	1,2
Kleischalies, zandsteen, leisteen, dolomiet, kwartsiet	12	0,42	15,3	1,1	1,23
GEMIDDELDE	32	0,35	12	0,85	0,9
WERELDGEMIDDELDE			10	0,80	0,65

TABEL 3 : Resultaten 6 jaar dosimetrie - Doel

Punten	Dosimeters		NaI - kristal t.s ⁻¹
	$\mu\text{R.h}^{-1}$	σ	
R-oever			
1	4,6	0,25	320
2	4,2	0,45	250
3	6	0,45	440
L-oever			
4	5	0,6	275
5	6,1	0,4	450
6	5,5	0,6	400
7	5,9	0,4	425
8	5,7	0,3	430
9	5,9	0,3	420
10	4,6	0,2	310
GEMIDDELDE	5,4	0,2	370

TABEL 4 : Resultaten omgevingsdosimeters rond S.C.K. - Mol

Plaats	Gemiddelde 7 jaar dosimetrie	
	$\mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1}$	σ
BR2 - LMA	5,8	1
PCS 8	3,1	0,5
Boerderij	3,5	0,4
PCS 2	5,7	0,3
Resid. wijk	4,2	0,5
Brug Congo	6,2	0,4
PCS 4	6,4	0,7
Donk	4,6	0,3
Casablanca	5,2	0,4
Scheikunde	4,3	0,8
Meteomast	4,2	0,6
PCS 1	4,8	0,9
PCS 7	4,2	0,4
Pidpa	4,3	0,4
BR1	5,1	0,6
GEMIDDELDE	4,8	0,3

Fig. 3 : Stralingsniveau gemeten met de dosimeters 1980 in functie van de telkadans gemeten met het NaI-kristal.

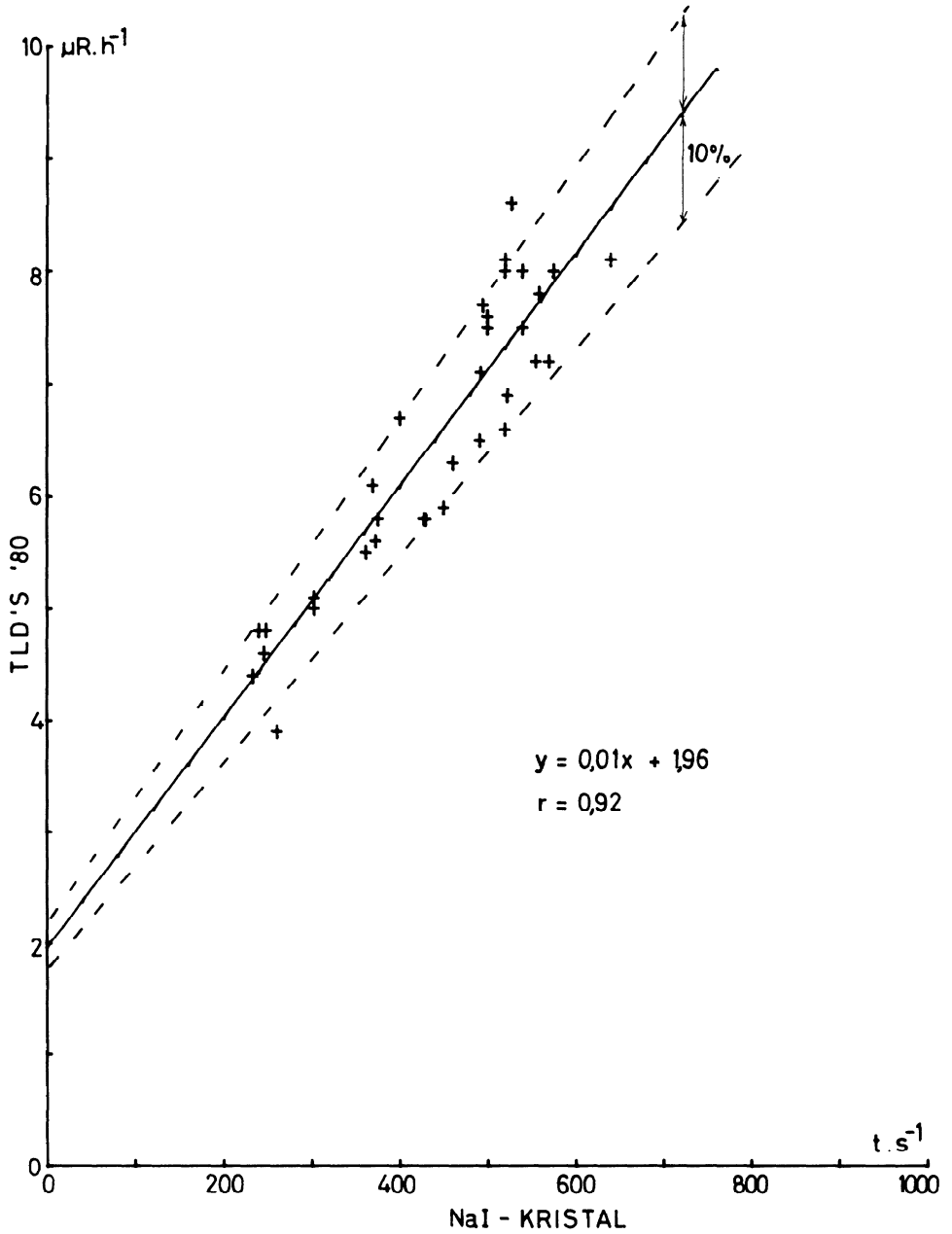


Fig. 4 : Stralingsniveau gemeten met de dosimeters 1980 in functie van het stralingsniveau berekend uit de activiteit in de grondmonsters.

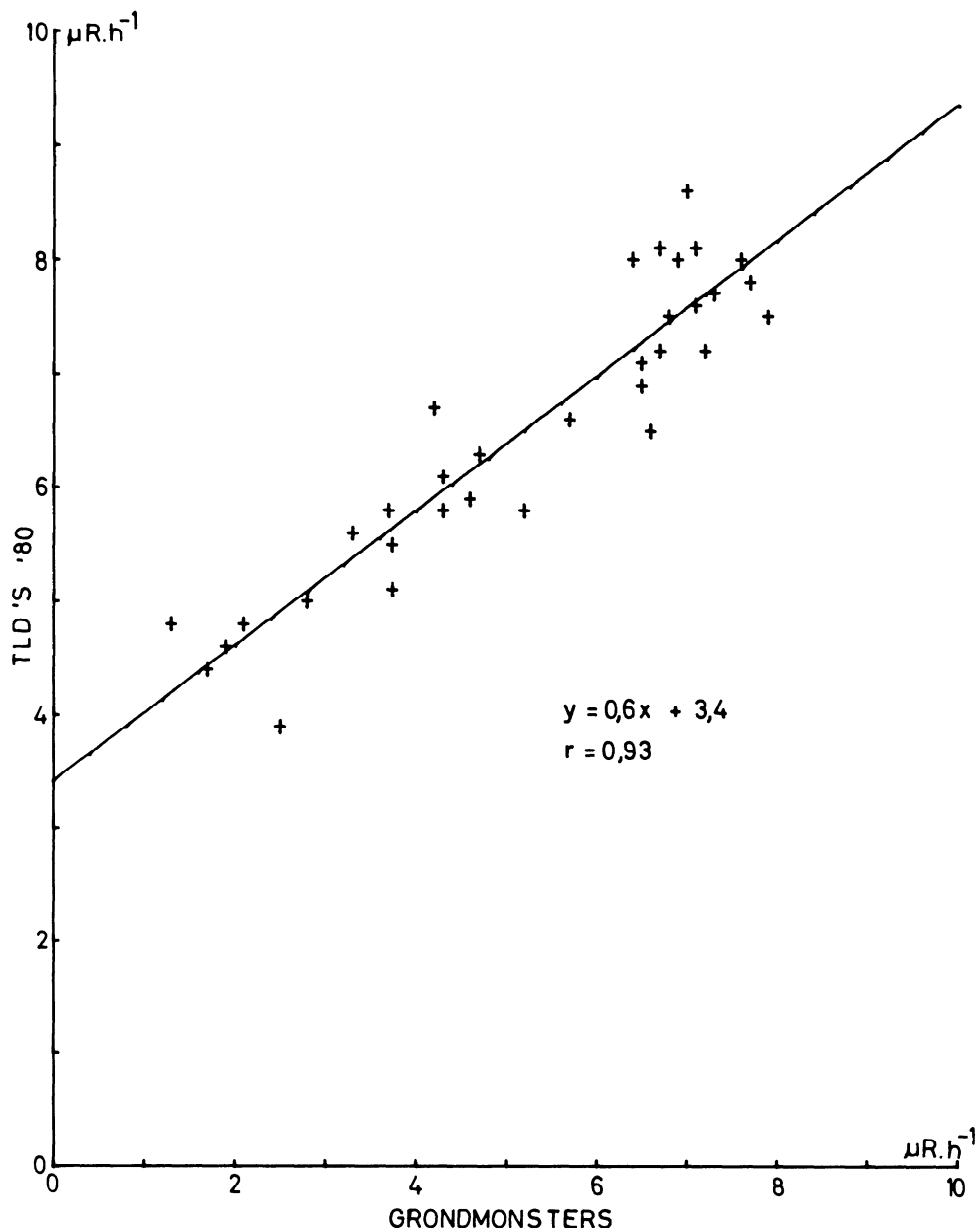
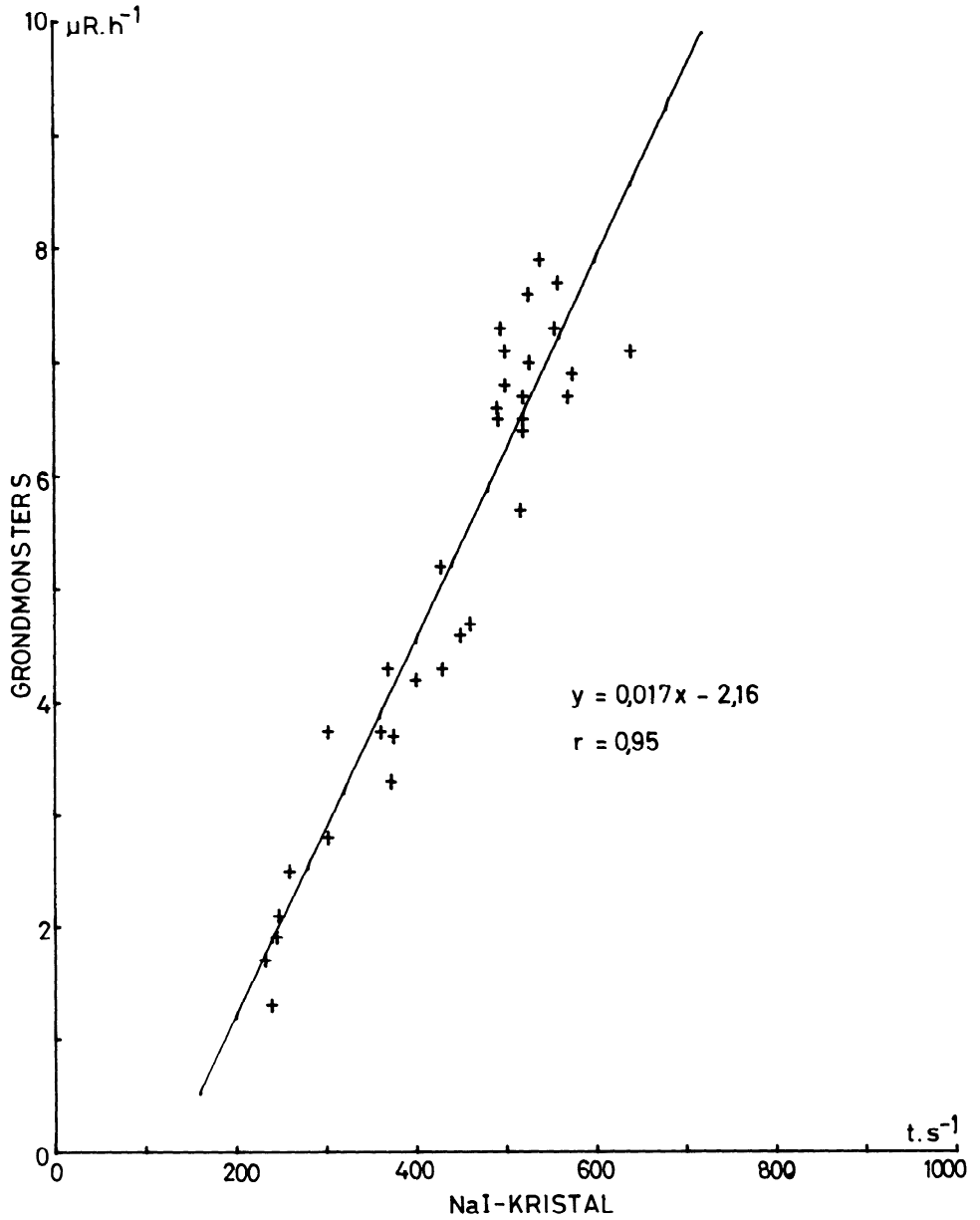


Fig. 5 : Stralingsniveau berekend uit de aktiviteiten in de grond in funktie van de telkadans met het NaI-kristal.



RESUME.

Cet article donne les méthodes d'évaluation des radiations dans l'environnement à certains endroits de la Belgique, ceci à l'aide de dosimètres LiF, d'un cristal NaI 4"x4" et de mesures de la radioactivité d'échantillons du sol.

ABSTRACT.

This article describes the methods for evaluation of the environmental activity at different places in Belgium, with the aid of LiF dosimeters, a 4"x4" NaI cristal and measurements of the radioactivity of soil samples.

ZUSAMMENFASSUNG.

In diesem Artikel wird beschrieben, wie an verschiedenen Orten in Belgien die Umgebungsstrahlung - z.B. mit LiF-Dosismessgeräten, einem 10 cm x 10 cm NaI-Kristall- und die Radioaktivität von Bodenproben gemessen wird.

HET RADIOPROTECTIEPROBLEEM GESTELD DOOR DE AANWEZIGHEID
VAN Ra-226 IN BOUWMATERIALEN.

DEEL I: Probleemstelling.

Janssens A., Poffijn A., Bourgoignie R., Cottens E., Jacobs R.,
Eggermont G., Marijns R., Raes F., Uyttenhove J., Vanmarcke H.
R.U.G., Proeftuinstraat 42 ,9000 GENT

SAMENVATTING

In dit artikel wordt het probleem gesitueerd van de grote bevolkingsdosis door inademing van de kortlevende dochters van Rn-222. Er wordt ingegaan op de fysische variabelen die de concentratie van deze nucliden in de huiskamer bepalen. Het longkankerrisico wordt besproken in navolging van ICRP-32, en er worden aanbevelingen geformuleerd voor een reglementering inzake natuurlijke straling.

1. INLEIDING

Het radioprotectieprobleem gesteld door de radium en thorium activiteit in mijnen is reeds zeer lang bekend en grondig onderzocht. Sinds kort wordt ook ruime aandacht geschonken aan de aanwezigheid van radium in onze woningen en bouwgronden. Radium is inderdaad in mindere of meerdere mate aanwezig in alle grondsoorten en grondstoffen voor bouwmaterialen. Dit leidt via de exhalatie van radon en de inademing van de kortlevende dochters van radon tot aanzienlijke longdosissen voor de globale bevolking. Uit verschillende studies is gebleken dat het gemiddelde effectieve dosisequivalent tengevolge van radon zelfs groter is dan de blootstelling tengevolge van medische diagnose.

* Dit werk is het onderwerp van een contract met de CEG : Bio-F-496-B, met de steun van het Interuniversitair Instituut voor Kernwetenschappen.

De groep DOSIMETRIE van het Laboratorium voor Kernfysica aan de RUG heeft sinds een vijftal jaren dit onderwerp aandachtig gevolgd en thans wordt een project uitgevoerd voor een grondige evaluatie van het probleem in de eerste plaats voor België. Aan dit project werken verschillende diensten van de RUG en navorsers met verschillende specialiteiten samen en het wordt ondersteund door de Commissie van de Europese Gemeenschappen die in haar programma voor radioprotectie een ruime aandacht besteedt aan dit probleem. Daardoor is ook een vruchtbare internationale samenwerking tot stand gekomen.

2. DE RADIOACTIVITEIT VAN BOUWMATERIALEN.

2.1 Specifieke Activiteit

In de bouwnijverheid is steeds meer een behoefte gebleken aan goedkope grondstoffen. Dit heeft geleid tot de verwerking van industriële afvalprodukten in bouwmaterialen wat ook nog als voordeel heeft de hoeveelheid afval, waarvan de opslag een enorme ruimte in beslag neemt, te reduceren. Nu blijkt echter dat vele van dergelijke materialen grotere hoeveelheden bevatten van de radionucliden K-40, Th-232, en Ra-226 dan de normale klassieke bouwmaterialen. Daarbij stelt in de eerste plaats Ra-226 een radiologisch probleem via de exhalatie van Rn-222.

Een welbekend voorbeeld hiervan is fosforgips, een bijproduct van de productie van fosforzuur uit calciumfosfaat dat wordt verwerkt tot plaaster en gipsplaten. Dit is een materiaal dat ook in België op grote schaal wordt aangewend en dat daarom onze bijzondere aandacht weerhoudt. De radiumactiviteit van fosforgips is afhankelijk van de oorsprong van het erts, zoals blijkt uit metingen uitgevoerd door het SCK (Kirchmann et al., 1979). De in ons land ingevoerde ertsen zijn voornamelijk afkomstig uit Marokko en hebben een Ra-226 activiteit van zowat 40 pCi/g. Ongeveer de helft van de activiteit blijft achter in de meststoffen, afhankelijk van het eindproduct en van de toegepaste methode. De specifieke activiteiten in fosforgips die door het SCK werden gemeten variëren van 15 tot 25 pCi/g.

In verschillende landen zijn rapporten verschenen over andere bouwmaterialen met een hoog Ra-226 gehalte. Een goed overzicht wordt geboden in een NRPB publicatie (Brown, 1981). In Zweden werd bij de constructie

van woonhuizen op grote schaal een soort beton toegepast waarin aluinhoudende leisteen werd verwerkt met een activiteit van de orde van 35 pCi/g. Het gebruik van deze afvalstoffen van de aluminium productie als grondstof voor beton of als opvulgrond werd gestopt in 1974 omwille van deze hoge specifieke activiteit. Bouwmaterialen waarin hoogovenslakken of vlieg-as zijn verwerkt hebben bijvoorbeeld ook vaak een hoog radiumgehalte. De natuurlijke materialen kunnen eveneens aanwijsbare hoeveelheden radium bevatten. Dit geldt in de eerste plaats voor gesteenten zoals graniet (3 pCi/g) maar ook voor verschillende soorten baksteen (1 tot 3 pCi/g). Uiteraard moet ook de activiteit van de bodem waarop huizen gebouwd worden in acht genomen worden. Voor het grootste deel van het Belgisch grondgebied is de activiteit in de bodem kleiner dan 1 pCi/g.

Wellicht zijn er nog meer materialen met hoge radiumactiviteit die nog niet werden onderzocht en in feite zou van alle gebruikte materialen en alle verwerkte industriële afvalproducten moeten worden nagegaan hoe hoog hun specifieke activiteit is. Daartoe bestaat op dit ogenblik geen enkele verplichting. Volgens het A.R.A.B. (1958) wordt de aanwending van natuurlijke radioactieve stoffen met specifieke activiteit kleiner dan 0.01 μ Ci/g ingedeeld in klasse IV en is dus vrijgesteld van een voorafgaande vergunning. Deze grens wordt door de bouwmaterialen natuurlijk nooit bereikt, maar het zal duidelijk worden dat reeds aanzienlijke dosissen worden opgelopen bij duizendmaal lagere specifieke activiteiten, mits zij worden toegepast in grote hoeveelheden (meer dan een ton).

2.2 Uitwendige Gamma-bestraling.

Wij beschouwen nu eerst de uitwendige bestraling die wordt ondergaan tengevolge van radionucliden in het gebouw en in de bodem. Veronderstellen wij dat de opeenvolging van wanden in een gebouw in alle richtingen samen groter is dan de vrije weglengte van de fotonen, dan is de dosissnelheid in deze ruimte vrijwel gelijk aan de evenwichtsdosis ofwel de som van gamma-energieën vermenigvuldigd met de specifieke activiteit. Dit leidt tot de volgende uitdrukking voor de dosis in μ rad/h voor activiteiten uitgedrukt in pCi/g (Krisiuk, 1971) :

$$\dot{D} = 4.66 C_{Ra} + 6.7 C_{Th} + 0.37 C_K. \quad (1)$$

Het effectief dosisequivalent voor de mens is vrijwel daaraan gelijk. Een nauwkeurige berekening moet met alle wanden en openingen afzonderlijk rekening houden en ook de opbouw van secundaire Compton fotonen in acht nemen. Zo werd voor een woning waarin gips met een activiteit van 25 pCi/g is gebruikt een dosis van 7 μ rad/h of 60 mrad/jaar berekend (O'Riordan, 1972). Dit is natuurlijk geen verwaarloosbare dosis, maar zoals wij verder zullen zien is niet de gammastraling het grootste probleem maar wel de exhalatie van radon (Rn-222) en eventueel thoron (Rn-220) die ontstaan door het verval van radium en thorium.

3. RADONEXHALATIE

3.1 Emanatie

Radium-226, met een halveringstijd van 1600 jaar, produceert voortdurend het radioactieve edelgas Rn-222. Men kan gemakkelijk begrijpen waarom het noodzakelijk is met de radonexhalatie rekening te houden. Stel immers dat in een woning per kubieke meter leefruimte een halve ton materiaal is verwerkt met een specifieke activiteit van 1 pCi/g. In een gesloten ruimte zou men dan eenvoudig in evenwicht een radonconcentratie van 500 pCi/l bekomen. De halveringstijd van radon bedraagt 3.82 dagen zodat voor een ventilatiesnelheid van bvb. een luchtverversing per uur de radonconcentratie zou dalen tot $500 \times \log 2 / (3.82 \times 24)$ of ongeveer 4 pCi/l. Dit is dan te vergelijken met de DAC ("derived air concentration") voor werkers van 40 pCi/l (ICRP-32). Stel dat een mens 24 uur per etmaal leeft in een dergelijke omgeving dan correspondeert hiermee voor de bevolking een DAC van $40 \text{ pCi/l} \times 2000 / (365 \times 24) \times (1/10) = 1 \text{ pCi/l}$! Gelukkig komt in werkelijkheid slechts een fractie van het gevormd radon vrij, maar toch wordt deze afgeleide DAC-waarde vaak overschreden in huizen gebouwd met materialen met hogere specifieke activiteit en/of waarin de ventilatie veel geringer is.

De fractie van het gevormde radon die exhaleert uit het wandoppervlak wordt bepaald door korrel en porienstructuur van het materiaal. De belangrijkste parameter is de emanatie uit de korrels vast materiaal. De terugstootenergie die het radon atoom wordt toebedeeld bij het verval van Ra-226 kan voldoende zijn om de korrel te verlaten doch de dracht is beperkt tot ongeveer 0.05 μ m. Voor een korrel met een diameter van 1 μ m leidt dit tot

een emanatie van de orde van 7%. Voor grotere korreldiameters is de emanatie omgekeerd evenredig kleiner. Een supplementaire emanatie door diffusie binnen de korrel is verwaarloosbaar daar de diffusiecoëfficiënt van een gas in een mineraal van de orde van $10^{-27} \text{ cm s}^{-1}$ is en radon dus binnen de korrel slechts een afstand van gemiddeld 10^{-11} cm kan afleggen vooraleer te vervallen. Wanneer het radonatoom de korrel verlaat kan het nog een voldoende snelheid hebben om in te slaan in een andere korrel en zo opnieuw gevangen te worden. In dit verband is het vochtgehalte van het materiaal belangrijk daar de wanden van de porien met een waterfilm bedekt kunnen worden waarin de radonatomen worden afgeremd. Zo geraakt het atoom in de porien langzwaar het zonder veel hinder naar de oppervlakte diffundeert.

3.2 Diffusie

Tijdens de diffusie naar het oppervlak kunnen een aantal radonatomen verdwijnen door radioactief verval. De exhalatie aan het oppervlak is dus steeds kleiner dan de emanatie uit de korrels. Normaal is het verschil echter klein. De verhouding wordt voor voldoende dunne wanden gegeven door

$$1 - \frac{1}{12} \frac{\lambda d^2}{D} \quad (2)$$

waarin d de dikte van de wand, λ de vervalconstante van radon of ongeveer $2 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$, en D de effectieve diffusiecoëfficiënt is van radon in de wand. Deze diffusiecoëfficiënt is veel kleiner dan in vrije lucht ($0.05 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$) tengevolge van het grillige patroon van de porien langs dewelke het atoom naar buiten kan geraken. De literatuur (Brown, 1981) vermeldt cijfers van de orde van 10^{-2} tot $5 \cdot 10^{-4} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$. Voor een wand van 25 cm dikte zou de vermindering van de flux dus kunnen liggen tussen 1 en 21%.

In verband met de gepubliceerde gegevens moet opgemerkt worden dat D verschilt van wat vaak als experimentele waarde wordt naar voor gebracht, wat aanleiding tot verwarring kan geven. Immers het meest voor de hand liggende experiment is een meting van de flux doorheen een plaat met een dikte d , wanneer aan een zijde een constante concentratie C_1 in de begrenzende ruimte aanwezig is en een nul concentratie aan de andere zijde. Kan men de bronterm in de plaat en het radioactief verval verwaarlozen dan is deze flux gelijk aan

$$D \frac{dc}{dx} = D(pC_1 - o) / d = D_e C_1 / d \quad . \quad (3)$$

Hierin is p de porositeit van de wand. Deze treedt op tengevolge van de randvoorwaarde dat de concentratie in de poriën gelijk is aan de concentratie in de begrenzendende ruimte, zodat de concentratie in de wand aan het oppervlak gegeven wordt door pC_1 . Vaak wordt $D_e = pD$ als de reële diffusiecoëfficiënt naar voor gebracht.

De randvoorwaarde volgens het poriënmodel speelt geen rol voor de exhalatie uit de muren in de huiskamer. Daar is immers door de grote ventilatie en het grote volume van de kamer de concentratie in de kamerlucht verwaarloosbaar klein tegenover de concentratie in een gesloten wand. In benadering wordt de relatieve vermindering van de exhalatie, ten opzichte van uitdrukking (2) voor de exhalatie naar een open ruimte, gegeven door

$$\frac{\lambda}{\lambda + \lambda_v} \frac{V_p}{V} \quad . \quad (4)$$

waarin λ_v de ventilatiesnelheid is, V het kamervolume en V_p het volume van de poriën in de wand. Men kan V_p schrijven als

$$V_p = p d S \quad (5)$$

waarin S het wandoppervlak is. In laboratoriumcondities moet eventueel wel met de randvoorwaarde worden gerekend (exhalatie binnen kleine volumes).

De gepubliceerde waarden voor de emanatie of de exhalatiecoëfficiënt van bouwmaterialen variëren van 1 tot 10% (Brown, 1981). Men moet deze cijfers echter omzichtig behandelen enerzijds doordat het niet steeds duidelijk is welke grootte precies wordt bedoeld en hoe die experimenteel bepaald werd, en ook omdat er grote verschillen kunnen zijn tussen materialen van dezelfde soort maar waarvan de poriënstructuur verschillend is. In woningen kan de exhalatie eventueel nog gereduceerd worden door de bekleding (bvb behangpapier).

In tegenstelling tot de exhalatie uit bouwmaterialen is voor de exhalatie uit de bodem het verval van radon tijdens de diffusie naar de oppervlakte wel belangrijk. Voor een diepe homogene ondergrond wordt de exhalatiesnelheid (atomen radon per cm^2 en per seconde) gegeven door

$$E = \eta \rho A \sqrt{\frac{D}{\lambda}} \quad (6)$$

waarin A de specifieke activiteit (Bq /g), ρ de dichtheid en η de emanatiecoëfficiënt is. Het is alsof alle radon tot op een diepte $L = \sqrt{D/\lambda}$, d.i. de diffusielengte, aan de oppervlakte komt. Voor diffusiecoëfficiënten van $5 \cdot 10^{-4} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ tot $0.01 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ is de diffusielengte van de orde 16 cm tot 70 cm. Radon kan echter uit diepere lagen van de bodem opstijgen via inhomogeniteiten in de bodemstructuur (kloven). Ook door dikke betonvloeren kan radon doordringen bvb. via afvoerbuizen. Daardoor kan de bodem vaak een belangrijke bijdrage tot de radonconcentratie in huizen leveren, zeker daar waar de specifieke activiteit in de bodem hoog is. Zo worden in de Zwitserse Alpen in de kelders radonactiviteiten tot 100 pCi/l gemeten (EIR,1982)!

3.3 Transienten

De radonflux uit een wand met dikte d , dichtheid ρ , specifieke activiteit A en exhalatiecoëfficiënt η' wordt gegeven door

$$E = \eta' \rho A d . \quad (7)$$

Deze flux mag voor een gegeven kamer als een constante worden beschouwd. De tijd die nodig is om de concentratiegradient in de wand te herstellen na een verstoring bijvoorbeeld door een plotselinge verandering in ventilatie is verwaarloosbaar klein. Dit werd aangetoond via een programma voor de numerieke oplossing van de tijdsafhankelijke diffusievergelijking. Bovendien is ook in evenwicht de invloed van de ventilatiesnelheid klein ($< 1\%$, cfr uitdrukking (3)). Een ander mogelijk effect is het transport van radon tengevolge van een drukverschil over de wand of een drukgradient binnen de wand. Dit effect werd experimenteel aangetoond door Mc Laughlin en Jonassen (1980). Dit effect (zgn. Darcy-flow) moet zo worden begrepen dat er tengevolge de drukgradient een luchtstroom ontstaat waarin radon wordt meegevoerd. Dit leidt tot een verhoogde exhalatie wanneer de druk binnen de wand hoger is dan in de kamer. Nu is het zo dat de drukgradient snel afneemt met de tijd tengevolge van de geïnduceerde luchtstroom. De numerieke oplossing van de differentiaalvergelijkingen die dit systeem beheersen toont aan dat hoewel kortstondig hogere exhalatiesnelheden kunnen optreden de radonconcentratie in de kamer hierdoor met hoogstens 1% kan veranderen. Terwijl dergelijke

kleine en kortstondige variaties in de radonflux kunnen verwaarloosd worden is het mogelijk dat tengevolge van een veranderlijk vochtgehalte van de wand de emanatie beïnvloed wordt, waardoor langzame eventueel seizoengebonden variaties van de radonflux kunnen optreden.

3.4 Ventilatie

In evenwicht is de radonconcentratie C (activiteit per volume-eenheid) in een kamer met volume V en ventilatiesnelheid λ_v gelijk aan

$$C = E \frac{S}{V} \frac{\lambda}{\lambda + \lambda_v} \quad (8)$$

Daarbij moet nog eventueel de bijdrage geteld worden van radon uit de buitenlucht (concentratie C_o):

$$C = E \frac{S}{V} \frac{\lambda}{\lambda + \lambda_v} + C_o \frac{\lambda_v}{\lambda + \lambda_v} \quad (9)$$

De verhouding van volume tot oppervlakte is van de orde 50 cm in een gewone huiskamer indien aan alle wanden eenzelfde specifieke activiteit kan toegekend worden. Voor een voldoende grote ventilatiesnelheid en wanneer de concentratie in de buitenlucht verwaarloosbaar is kan in benadering geschreven worden :

$$C [p Ci l^{-1}] = 0.15 E [p Ci cm^{-2}] / \lambda_v [h^{-1}] \quad (10)$$

Uitdrukking (10) toont duidelijk aan dat de radonconcentratie in principe omgekeerd evenredig is met de ventilatiesnelheid, tenminste als de concentratie in de buitenlucht kan verwaarloosd worden. De ventilatiesnelheid hangt af van de bouw van het huis met het oog op warmtebehoud, de levensgewoonten, de seizoenen enz., en neemt ook toe met toenemende windsnelheid. De ventilatiesnelheden in huizen liggen typisch in het interval 0.2 /h tot 2 /h. Het is duidelijk dat een streven naar een geringe ventilatie voor besparing op het energiebudget leidt tot hogere concentraties van radon maar ook eventueel van andere toxische gassen en aerosolen, en dat om hygienische redenen ergens een benedengrens moet gesteld worden.

Uitdrukking (9) kan gebruikt worden om de exhalatiesnelheid E uitgemiddeld over alle wanden af te leiden uit een gemeten radonconcentratie en ventilatiesnelheid. Deze uitdrukking geldt echter slechts voor de evenwichtstoestand. De ventilatiesnelheid kan zeer onstabiel zijn of door het openen van vensters of deuren voor de meting verstoord zijn. Men moet dus steeds enkele uren wachten in stabiele condities vooraleer een meting uit te voeren. De tijdsconstante is uiteraard van de orde van λ_v^{-1} . Ook moet rekening gehouden worden met de mogelijkheid dat de radonconcentraties in aangrenzende kamers niet gelijk zijn en dat dus niet alleen de luchtverversing met de buitenlucht maar ook het luchttransport binnen de woning een rol kan spelen.

4. RADON DOCHTERS

4.1 Potentiele Alfa-energie

Het is welbekend dat de longdosis door radon in feite veroorzaakt wordt door de inademing en de absorptie van de kortlevende dochters die na inademing in de long hun volledige potentiele alfa-energie deponeren. Deze potentiele alfa-energie bedraagt (cfr. Tabel 1) 7.7 MeV voor Bi-214 en Pb-214 en samengeteld 13.7 MeV voor Po-218. De zogenaamde "Working Level" (WL) geeft rechtstreeks deze energie per volume-eenheid. Als SI-eenheid kan men dit uitdrukken in $J m^{-3}$ doch de klassieke eenheid is de potentiele alfa-energie van de kortlevende dochters bij evenwicht met 100 pCi/l radon.

Tabel 1 : Vervalschema van de kortlevende dochters van Rn-222.

Rn-222 (radon)	T 1/2	Alfa-energie
↓		
Po-218 (Ra A)	3.05 min	6.00 MeV
↓		
Pb-214 (Ra B)	26.8 min	--
↓		
Bi-214 (Ra C)	19.7 min	--
↓		
Po-214 (Ra C')	164 μ s	7.69 MeV

Dit leidt als volgt tot de potentiele alfa-energie :

100 pCi = 3.7 Bq in evenwicht voor alle dochters, of na deling door de

vervalconstante:

977 atomen Po-218 (13.69 MeV)

$1.49 \cdot 10^4$ atomen Pb-214 en Po-214 (7.69 MeV)

of samen $1.3 \cdot 10^5$ MeV.

De omzettingfactor naar SI-eenheden is dus :

$$1 \text{ WL-unit} = 20.8 \mu\text{J m}^{-3}.$$

Men kan dus een equilibriumfactor definiëren als de verhouding van de potentiële energie van de aanwezige dochters tot de potentiële energie bij evenwicht met radon. Deze factor is steeds kleiner dan 1, in de eerste plaats tengevolge van de ventilatie. De verhoudingen kunnen gemakkelijk berekend worden uit volgende evenwichtsvergelijkingen :

$$C_i = \frac{\lambda_i}{\lambda_i + \lambda_v} C_{i-1}. \quad (11)$$

Voor een ventilatiesnelheid van 1 /h is de equilibriumfactor ongeveer 0.5 (Krisiuk, 1971). In werkelijkheid is deze nog kleiner tengevolge van depositie van de dochters op de wanden en meubilering van de kamer. Deze depositie is competitief met de aanhechting aan aerosoldeeltjes die veel langer in de lucht blijven hangen. Door O'Riordan (1981) in NRPB werd op basis van een klein aantal metingen een empirische relatie bepaald tussen equilibriumfactor en ventilatiesnelheid :

$$F = 0.32 e^{-0.67 \lambda_v} + 0.21 e^{-0.037 \lambda_v}. \quad (12)$$

Bij nul ventilatie is $F = 0.53$, terwijl voor $\lambda_v = 1/h$: $F = 0.37$. Het is gebruikelijk geworden om voor de conversie van gemeten radonconcentraties naar Working Levels een factor 0.5 toe te passen bij gebrek aan een juiste kennis van de ventilatie- en depositiesnelheid.

4.2 Vrij-atoom Fractie

Wij hebben de aanhechting aan het aerosol in vorige paragraaf vermeld in verband met de depositie op de wanden van de vrije radonochters (plate-out). Dit fenomeen speelt echter nog een belangrijker rol voor de depositie van de dochters in de long na inademing. Tengevolge van de kleine diffusiesnelheid van de aerosoldeeltjes worden zij minder snel neergezet op de wanden van neus, keel, trachea en bronchien. Daardoor neemt de dosis voor de longblaasjes enigszins toe, doch neemt sterk af voor de bronchien. Aan de fractie van vrije atomen wordt daarom een veel grotere gewichtsfactor toegepast voor de berekening van de longdosis dan aan de fractie van radonochters die aangehecht is aan het aerosol (zie paragraaf 5.2). Het is dus van groot belang de zogenaamde vrij-atoom fractie (free-atom fraction of unattached fraction) te bepalen, samen met de deeltjesgrootte-distributie van de "attached fraction". Deze grootte-distributie bepaalt de geabsorbeerde dosis in de longen voor de aerosoldeeltjes via de deeltjesgrootte-afhankelijkheid van de depositie door diffusie en door impactie, die respectievelijk afneemt en toeneemt met de diameter van de deeltjes. In Fig.1 is in een flow-diagram weergegeven welke interacties bestaan tussen de verschillende parameters die hier werden besproken. In Fig.2 is het resultaat weergegeven van berekeningen van de equilibriumfactor voor beide fracties in functie van de aanhechtingssnelheid die op haar beurt evenredig is met de aerosolconcentratie. De berekeningen zijn enkel illustratief want de ingevoerde waarden voor depositie- en ventilatiesnelheid zijn vrij arbitrair.

5. LONGDOSIMETRIE

5.1 ICRP - 32

Voor de bespreking van de modellen voor longdosimetrie en van de risico's voor longkanker door inademing van radonochters baseren wij ons in de eerste plaats op ICRP publicatie 32 (1981): "Limits for inhalation of radon daughters by workers". Het feit dat ICRP een speciale publicatie heeft gewijd aan radon is enerzijds een gevolg van het feit dat reeds in ICRP-2 het begrip "Working Level" werd ingevoerd, wat een andere systematiek vereist dan voor de andere radionucliden, en anderzijds doordat voor

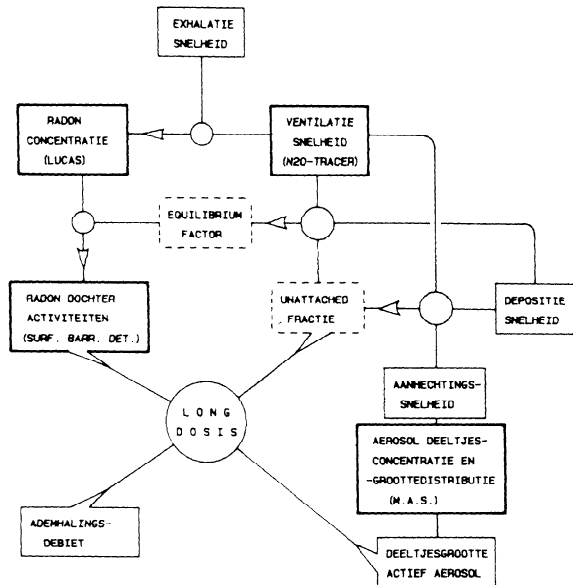


Fig. 1 : Flow-diagram dat de relatie weergeeft tussen de verschillende grootheden die uiteindelijk de longdosis bepalen. De meetbare grootheden zijn met een dikke lijn omkaderd, de relatieve grootheden met een onderbroken lijn. De cirkels en verbindingslijnen geven aan welke grootheden samen een andere grootheid bepalen.

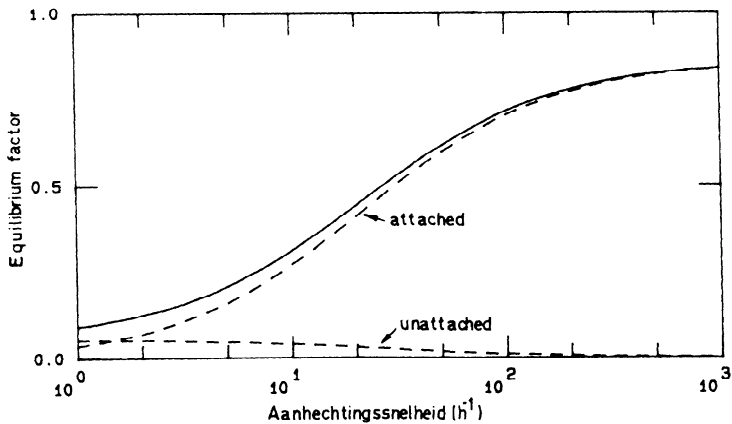


Fig. 2 : Equilibrium factor van radondochters in functie van de aanhechtingssnelheid; de depositiesnelheid is 20 /h en de ventilatiesnelheid 0.2 /h. De gebroken lijnen geven de attached en unattached componenten aan van de equilibrium factor.

het longkanker risico door radon epidemiologische gegevens beschikbaar zijn waarop men rechtstreeks kan steunen zonder beroep te doen op een longdosimetrie model. ICRP vergelijkt de epidemiologische en de dosimetrische benadering en leidt daaruit haar normen af.

De belangrijkste epidemiologische gegevens werden bekomen voor de uraniummijnwerkers in Colorado en in Tsjecho-Slowakije. Deze mijnwerkers hebben gemiddeld een dosis van respectievelijk 700 en 300 WLM opgelopen (1 WLM betekent een blootstelling aan 1 WL gedurende 1 maand of 170 h). Uit de gegevens blijkt een duidelijke correlatie met de opgelopen dosis. Gemiddeld leiden de epidemiologische studies tot een longkanker risico van $1.5 \cdot 10^{-4}$ tot $4.5 \cdot 10^{-4}$ per WLM. Voor een gemiddeld ademhalingsdebiet van 20 liter per minuut komt dit overeen met een toegevoegd longkanker risico van 0.036 tot 0.11 per J ingeademde potentiële alfa-energie. De limiet van 5 rem (0.05 Sv) per jaar werd afgeleid uit een risicoanalyse waarin wordt besloten tot een conversiefactor $1.65 \cdot 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ voor het fataal kanker-risico. Zo zou men uit de epidemiologische gegevens een jaarlijkse blootstellingslimiet van 1.8 tot 5.5 WLM of een opnamelimiet van 0.0076 tot 0.024 J kunnen afleiden.

De grootste onzekerheid bij deze epidemiologische benadering is de geringe betrouwbaarheid van de gegevens voor de individuele blootstelling van de mijnwerkers die aan longkanker zijn overleden en de eventuele systematische fouten. Daarom steunt ICRP daarnaast ook op een dosimetrische benadering. Het is gebleken dat de biologische retentietijd van de dochters in de long alleszins groter dan een uur is, zodat grotendeels de potentiële alfa-energie van de dochters volledig in de long wordt geabsorbeerd. Een triviale berekening is de volgende: voor een totale longmassa van 1 kg wordt voor een ingeademde alfa-energie van 1 J een dosis van 1 Gy geabsorbeerd, zodat voor een kwaliteitsfactor $Q = 20$ en een gewichtsfactor $w = 0.12$ een effectief dosisequivalent $H_E = 2.4 \text{ Sv}$ volgt. Verder is gebleken dat de kritische weefsels de basale cellen van het bronchiaal epitheel en het epitheel van de longblaasjes zijn, zodat de gemiddelde dosisequivalenten voor deze weefsels de relevante dosimetrische grootheden zijn. De dosis voor het bronchiaal epitheel is een factor 4 tot 10 keer groter dan de dosis in het pulmonair gebied. Nu heeft ICRP oorspronkelijk gesteld dat het gehele ademhalingssysteem als een orgaan moet worden beschouwd waarvoor een globale gewichtsfactor 0.12 wordt toegepast. Neemt men nu echter een

gelijke kwetsbaarheid aan van de trachea en van de longen dan is het denkbaar ook deze gewichtsfactor evenredig te verdelen. Uit de recente grondige studies van Jacobi en van James leidt ICRP voor dit regionaal longdosis concept een equivalent dosis $H_E = 1.0$ tot 2.5 Sv per J af. Dit komt vrij goed overeen met de epidemiologische gegevens. Uiteindelijk komt ICRP tot volgende afgeleide limieten voor inademing van radonochters :

jaarlijkse opname limiet :

$$ALI_p = 0.02 \text{ J} ,$$

jaarlijkse blootstellingslimiet (ademhalingsdebiet van 20 l/min):

$$ALE_p = 0.017 \text{ J h m}^{-3} = 4.8 \text{ WLM} ,$$

afgeleide luchtconcentratie (werkperiode 2000 h/jaar):

$$DAC_p = 8.3 \cdot 10^{-6} \text{ J m}^{-3} = 0.40 \text{ WL} ,$$

of omgerekend naar equilibrium equivalente radonconcentraties :

$$DAC (EC_{Rn-222}) = 1500 \text{ Bq m}^{-3} = 40 \text{ pCi/l} .$$

Voor inademing van radongas alleen, zonder dochters, is de afgeleide concentratie honderd maal hoger :

$$DAC (Rn-222) = 1.5 \cdot 10^5 \text{ Bq m}^{-3} .$$

5.2 Dosis Voor De Bevolking

De modellen voor longdosimetrie uitgewerkt door Jacobi en James leiden tot zeer verschillende dosissen in de bronchien voor de vrij-atoom fractie en voor de fractie die aangehecht is aan het aerosol. De dosis voor de tweede fractie wordt beïnvloed door de ingevoerde grootte-distributie van het actief aerosol, en deze is verschillend voor beide studies. Hier moet dus nog verder onderzoek verricht worden, zeker voor het binnenhuisaerosol waarover nog weinig bekend is. Verder kan dus de vrij-atoom fractie f

belangrijk zijn, echter in mindere mate voor de mijnwerkers. Doordat in mijnen wegens de hoge aerosolconcentratie (dieselmotoren) de fractie f steeds klein is wordt in de ICRP studie een waaier van 0 tot 5% voor f mee opgenomen in de spreiding op de berekende dosissen. In huizen mag echter een kleinere aerosolconcentratie en dus een hogere vrij-atoom fractie verwacht worden. In Tabel 2 nemen wij de gegevens over uit ICRP-32 voor het dosisequivalent in bronchiale cellen en in het pulmonair gebied volgens beide modellen.

Tabel 2: Dosisequivalent (Sv) per Joule ingeademde potentiële alfa-energie

	James	Jacobi
Bronchien	14 + 560 f	18 + 170 f
Pulmonair gebied	2	5.2 - 5.2 f
Regionaal longdosis model	8 + 281 f	11.6 + 82.4 f

Onderaan Tabel 2 is volgens het regionaal longdosismodel een gelijk gewicht (0.5) toegepast voor beide organen. Volgens de berekeningen van James wordt dus aan de vrij-atoom fractie een 36 maal grotere gewichtsfactor toegekend, en volgens Jacobi is dit een factor 8. In Fig.3 is naast de berekende equilibriumfactoren voor beide fracties zoals in Fig.2 ook een gewogen som weergegeven voor de twee modellen. Daaruit blijkt duidelijk in welke mate de verhoging van de plate-out met afnemende aerosolconcentratie wordt gecompenseerd door een verhoging van de vrij-atoom fractie.

Behalve het verschil in aerosolconcentratie in huizen tegenover mijnen moet er voor de bevolking gemiddeld ook een kleiner ademhalingsdebiet worden aangenomen. Uiteraard is voor een gegeven radonconcentratie de ingeademde potentiële alfa-energie in de eerste plaats evenredig met het ademhalingsdebiet. Daartegenover staat dat de depositie op de wanden van de bronchien via diffusie daalt door het hogere debiet, terwijl depositie door impactie van aerosolen aan de vertakkingen stijgt. Een grondige studie van de relatieve longdosis in mijnen en in huizen werd uitgevoerd door James (1982). In Fig.4 die uit deze publicatie werd overgenomen wordt het effectief dosisequivalent voor de bevolking weergegeven in functie van

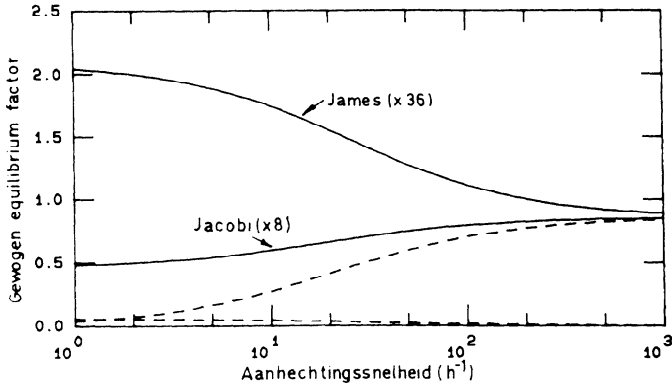


Fig. 3 : Gewogen som van de attached en de unattached fracties (x36 volgens James en x8 volgens Jacobi), cfr. Fig. 2.

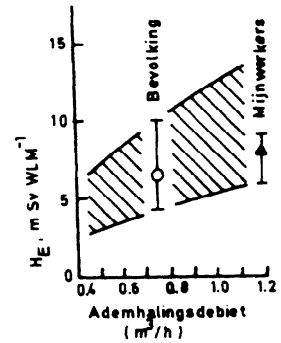


Fig. 4 : Effectief dosis-equivalent voor de bevolking en voor de mijnwerkers volgens (James, 1982).

het ademhalingsdebiet en vergeleken met de dosis voor mijnwerkers waarvoor een debiet van 20 l/min wordt aangenomen. Deze figuur is berekend voor een middelmatige ventilatie en voor een hypothetisch variatiegebied voor de aerosolparameter. In mindere mate wordt de spreiding ook bepaald door biologische parameters. Uit deze figuur blijkt dat binnen deze grote spreiding, voor een gemiddeld ademhalingsdebiet dat 60% kleiner is dan voor mijnwerkers, toch een gelijke risicofactor mag worden aangenomen.

Volgens de berekeningen van James zouden kinderen beneden tien jaar twee maal gevoeliger kunnen zijn dan volwassenen. Dit is ondermeer een gevolg van de leeftijdsafhankelijkheid van het ademhalingsritme en van de diepte van de basale cellen van het epithelium.

Bekijken wij nu opnieuw de risicofactor die door ICRP werd aangenomen voor mijnwerkers, namelijk $0.05 \times 1.65 \cdot 10^{-2}$ voor 4.8 WLM dan leidt dit voor de bevolking voor een verblijftijd van 80% tot een risicofactor van $7 \cdot 10^{-3}$ voor 1 WL-jaar. Voor een working level van 0.01 WL, wat ongeveer overeenkomt met 2 pCi/l radon, is het risico $7 \cdot 10^{-5}$ per jaar.

6. DISKUSSIE

Uit de bespreking van de theoretische radonexhalatie van wanden met hoog Ra-226 gehalte (zie paragraaf 3) en uit eigen metingen (Poffijn et.al,

1983) is gebleken dat in een groot percentage van onze woningen concentraties hoger dan 1 pCi/l voorkomen. Op sommige plaatsen in de wereld vindt met zelfs ruim honderd maal hogere concentraties. Uit de risicofactor van $7 \cdot 10^{-5}$ per jaar voor een equilibrium equivalente radonconcentratie van 1 pCi/l blijkt voldoende dat wij hier geconfronteerd worden met een belangrijk probleem voor de volksgezondheid. De gemiddelde blootstelling voor België zal wellicht lager zijn. Toch mag worden verwacht dat zowat een derde van de totale bevolkingsdosis, met inbegrip van de dosissen door medische onderzoeken, toe te schrijven is aan radon.

Vanuit radioprotectiestandpunt is dit dus zeker een belangrijk probleem en wij menen dat zo spoedig mogelijk maatregelen moeten worden getroffen. Dit zou kunnen gaan in de richting dat onderzoeks- en interventieniveaus worden gedefinieerd voor de specifieke activiteit van de bouwmaterialen. Aanbevelingen in die zin worden voorbereid door ICRP (voorziene publicatie begin 1984). Ondertussen moet in de wetgeving ruimte voorzien worden om op dergelijke wijze te kunnen tussenkomen. Dit kan niet in het huidige A.R.A.B. noch in het directief van de CEG (1980) dat als basis zou moeten dienen voor een herziening van de wetgeving. Volgens dit directief behoeft het stelsel van verklaringen en vergunningen niet te worden toegepast op werkzaamheden waarbij zijn betrokken :

(a) radioactieve stoffen waarvan de totale hoeveelheid een bepaalde waarde niet overschrijdt: voor Ra-226 is dit 0.14 μ Ci (groep 1)

(b) radioactieve stoffen waarvan de concentratie lager is dan 2.7 nCi/g, of 14 nCi/g voor natuurlijke radioactieve stoffen.

Het blijkt dus dat deze tweede voorwaarde zowat duizendmaal strenger zou moeten zijn om een reglementering van de aanwezigheid van radioactieve stoffen in bouwmaterialen toe te laten. Daartegenover staan de aanbevelingen van het I.A.E.A. (1982) waarin uitvoerig wordt toegelicht welke aspecten moeten worden in acht genomen om vrijstelling te verlenen (Annex I van de Basic Safety Standards, zie ook: Eggermont, 1982). Vrijstelling betekent indeling in klasse IV voor de Belgische wetgeving. Het I.A.E.A. stelt verder uitdrukkelijk dat de overheid moet specificeren in welke omstandigheden de dosisequivalent limieten van toepassing zijn op natuurlijke stralingsbronnen wanneer de blootstelling tengevolge van technologische ingrepen verhoogd is. In het algemeen geldt dat waar hoge blootstellings-

niveaus zich voordoen moet worden onderzocht of deze kunnen gereduceerd worden in het licht van het algemeen optimalisatiebeginsel.

Terwijl het voldoende duidelijk is dat volgens de geldende radioprotectieprincipes de blootstelling aan radon een probleem van eerste orde is, moet worden gewaarschuwd voor de ongenueanceerde toepassing van de berekende risicofactoren. Een longkankerrisico van $7 \cdot 10^{-5}$ per jaar is zeer hoog. Vermenigvuldigd met een verblijftijd van bvb. 30 jaar leidt dit tot een risico van twee op duizend! Men mag echter niet vergeten dat de berekeningen vooral gesteund zijn op twee hypothesen. Enerzijds wordt ondersteld dat er een lineaire dosis-effect relatie is ook voor kleine dosissen en dosissnelheden. Deze hypothese is echter voor hoge LET straling zoals alfa's veel minder aanvechtbaar dan voor lage LET straling. Anderzijds wordt ondersteld dat voor de bestudeerde overlijdens van mijnwerkers geen andere factoren mede-oorzaak zijn van de opgetreden longkankers. Er zijn aanwijzingen dat er een pathologisch verschil is tussen de longkankers voor mijnwerkers en voor de gewone bevolking. Bovendien ontstaan de longkankers voor mijnwerkers niet in die weefsels die de hoogste dosis oplopen (James, 1982). Tenslotte leidt de risicofactor toegepast op de gemiddelde bevolkingsblootstelling tot een aantal longkankers dat groter is dan of van dezelfde orde is als het werkelijk voorkomen van longkanker bij niet-rokers (Harley en Pasternak, 1980). Het is duidelijk dat er nog andere carcinogene stoffen in ons leefmilieu longkanker veroorzaken, doch hun bijdrage is nog niet gequantificeerd. Men kan echter ook niet uitsluiten dat deze stoffen samen met ioniserende straling een synergistisch effect hebben. Dit wil zeggen dat zij zonder de aanwezigheid van de natuurlijke stralingsachtergrond in veel mindere mate verantwoordelijk zouden zijn voor het ontstaan van kanker.

Tenslotte hopen wij dat voldoende gebleken is dat er nog veel fundamenteel onderzoek moet gebeuren en dat de meting van de distributie van radonconcentraties in België van groot belang is. In een volgende publicatie wordt het onderzoeksprogramma toegelicht dat aan de Gentse Rijksuniversiteit is gestart.

REFERENTIES

- A.R.A.B. Bijlagen D, Wet van 19 maart 1958 betreffende de bescherming van de bevolking tegen de uit ioniserende straling voortvloeiende gevaren (1958).
- BROWN K., Radiation exposure from building materials, Assessment Report NRPB (1981).
- C.E.G., Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L246 (1980).
- E.I.R., Provisorische resultaten der Radon-vorstudie 1981/82 in der Schweiz, Swiss Federal Institute for Reactor Research (1982).
- EGGERMONT G. en ZERBIB J.Cl., Annalen Belg. Ver. Stralingsbescherming 7, 103 (1982).
- HARLEY N.H. en PASTERNAK B.S., Health Physics 40, 307 (1981).
- I.A.E.A., Safety Series No.9 -STI/PUB/607 (1982)
- ICRP-32, Limits for inhalation of Radon daughters by Workers, Annals of the ICRP, 6 No 1, (1981)
- JAMES A.C., in Proceedings SRP Third Int. Symp., Inverness, Scotland (to be published -1982).
- Kirchmann R., Bonnijns E., Colard J., Declercq H., in: Seminar on the radiological burden of man from natural radioactivity in the countries of the European Communities, 227-236 (1979).
- KRISIUK E.M., Health Physics 38, 199 (1980).
- MC LAUGHLIN J.P. and JONASSEN N., in Natural Radiation Environment III DOE Symposium Series, 51, CONF-780422, Vol.2, 1225 (1980).
- O'RIORDAN M.C., DUGGAN M.J., ROSE W.B. and BRADFORD G.F., NRPB Report R7 (1972).
- POFFIEN et. al., part II of this paper (1983).

RESUME.

L'article situe le problème de l'importance de la dose population due à l'inhalation des produits de filiation à courte vie du Rn-222. Les relations entre les variables physiques qui déterminent les concentrations de ces nucléides dans l'air des habitations sont discutées. Le risque d'induction de cancers du poumon est discuté sur base de la publication ICRP 32. En conclusion, des propositions pour une réglementation des sources de rayonnement naturel sont formulées.

ABSTRACT.

The paper discusses the problem of the high population dose due to inhalation of the short living daughters of Rn-222. The relationship between the physical parameters determining the concentration of these nuclei in indoor air is discussed. The lung cancer risk is discussed on the basis of ICRP publication 32. Finally recommendations for a regulation of natural sources of radiation are formulated.

ZUSAMMENFASSUNG.

In diesem Bericht wird das Problem der hohen Bevölkerungsdosis, die durch Einatmen der kurzlebigen Tochterprodukte von Rn-222 verursacht wird, behandelt. Es wird auf die physikalischen Variablen eingegangen, die die Konzentration dieser Nuklide in der Wohnung bestimmen. Das Lungenkrebsrisiko wird in Bezug auf ICRP 32 besprochen, und es werden Empfehlungen für eine Regulierung hinsichtlich der natürlichen Strahlenbelastung vorgeschlagen.

HET RADIOPROTECTIEPROBLEEM GESTELD DOOR DE AANWEZIGHEID**VAN Ra-226 IN BOUWMATERIALEN ***

Deel II : Meettechnieken

Poffijn A., Janssens A., Bourgoignie R., Cottens E., Jacobs R.,
Eggermont G., Marijns R., Raes F., Uyttenhove J., Vanmarcke H.
R.U.G., Proeftuinstraat 86, 9000 Gent

SAMENVATTING

Een overzicht wordt gegeven van de verschillende technieken ter bepaling van de concentraties van radon en dochterprodukten in lucht in woningen alsook van de karakteristieke grootheden die de geabsorbeerde dosis in het ademhalingsstelsel voor de inwoners bepalen. Tevens wordt het onderzoekprogramma aan de R.U.G. rond dit onderwerp besproken.

1. INLEIDING

In deel I van deze publicatie werden de fysische parameters besproken die van belang zijn bij de evaluatie van het longkankerrisico voor de bevolking tengevolge van de aanwezigheid van Ra-226 in bouwmaterialen en in de bodem. Dit deel handelt over de methoden om deze parameters te meten. Achtereenvolgens worden de meettechnieken besproken voor de bepaling van de specifieke Ra-226 activiteit van materialen, van de radonconcentratie in de lucht en van de activiteiten van de dochterprodukten. Vervolgens worden de parameters behandeld die de evenwichtsverhouding van de dochters tot radon bepalen alsook van de grootheden die de longdosis bepalen ten gevolge van ingeademde radondochters, namelijk de vrije-atoom fractie en de grootte-distributie van het actief aërosol. Zoals in deel I werd naar voor gebracht, staan al deze grootheden in verband met elkaar. Een programma is opgezet om deze relaties experimenteel te onderzoeken in gecontroleerde laboratoriumomstandigheden. Dit moet toelaten, samen met de metingen in huizen, een realistische distributie van mogelijke waarden voor de fysische parameters voor verschillende woontypes en levenswijzen af te leiden. Dit onderzoekprogramma wordt besproken in de laatste paragraaf.

* Dit werk maakt deel uit van een contract met de CEG : Bio-F-496-B, met de steun van het Interuniversitair Instituut voor Kernwetenschappen.

2. RADIONUCLIEDEN IN BOUWMATERIALEN

Gamma-spectroscopie met hoge resolutie wordt algemeen erkend als een belangrijke methode voor de bepaling van geringe activiteiten. De uitstekende resolutie en piek-tot-Compton verhouding van de huidige germanium detectoren laat nauwkeurige en snelle metingen toe zelfs voor een conventionele afscherming van de opstelling. Aldus kan rechtstreeks de gamma-activiteit van de radionucliden bepaald worden voor activiteiten die in de natuur voorkomen (orde 37 Bq/kg).

Wij gebruiken een 10% Ge(Li) detector met passieve afscherming (Pb, Cu). In fig.1 wordt een typisch spectrum getoond van een staal fosforgips. De meettijd is 10^4 s en de resolutie is beter dan 1.5 keV voor de Bi-214 lijn (609 keV). Deze lijn wordt gebruikt voor de bepaling van het Ra-226 gehalte door het verpulverde staal in een gesloten potje te brengen waarin radon en zijn dochterproducten kunnen aangroeien tot evenwicht met Ra-226. De computeranalyse van dit spectrum leidt tot een specifieke activiteit van 370 Bq/kg met een nauwkeurigheid van 10%.

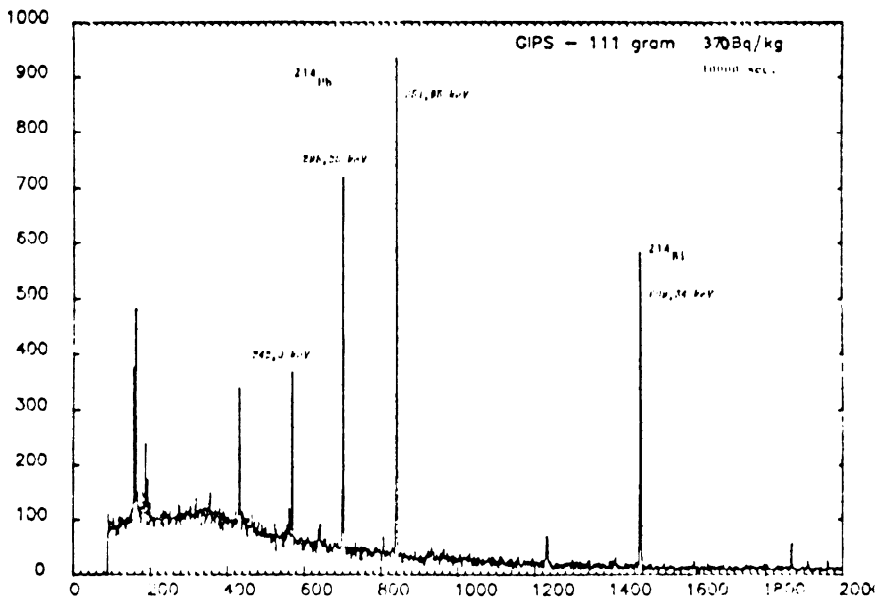


Fig.1 : Gamma-spectrum van een staal fosforgips (energiegebied 50-800 keV)

3. RADONMETINGEN

De verschillende gebruikte methoden kunnen, zoals geïllustreerd in tabel 1, in drie groepen ingedeeld worden : monstername of staalname ("grab sampling"), continue metingen en integrerende metingen. De methoden die door ons worden toegepast worden in §3.1 en §3.2 beschreven.

Tabel 1 : Radon meetmethode

Methode	Toepassings- gebied	Werkingsprincipe	Gevoelicheid (Bq/m ³) 20% precisie
Lucas-cel	staal en conti- nue metingen	alfa scintillatie- teller	7
Twee filter techniek	staal en conti- nue metingen	verval van radon in cylinder, collectie en meten van gevormde dochterprodukten op tweede filter	0,4
Ionisatie- kamer	laboratorium- metingen	ionisatiekamer met gefilterde lucht, pulsen geregistreerd na bereiken evenwicht	1,8
Track-etch detector	integrerende metingen	registratie van alfa- deeltjes op gevoelige film, uitlezen na electro-chemisch etsen	8 (exposie 1 jaar)
Passive monitor (TLD)	integrerende metingen	diffusie van radon in gevoelig volume, electrostatische col- lectie van RaA op TLD	4

3.1. Lucas-methode

Het meest gebruikt instrument voor radonbepaling is het Lucas-klokje (fig.2), (Lucas,1957). Het is een scintillatie-cel doorgaans bestaande uit een roestvrij stalen of glazen omhulsel, onderaan afgesloten met een kwarts-venster. De binnenzijde is bekleed met ZnS geactiveerd met zilver. De alfadeeltjes die de wand treffen produceren lichtflitsen die, met behulp van een fotomultiplicator, versterker en scaler worden geregistreerd. Aan de hand van het aantal tellen kan men dan de radonactiviteit op het ogenblik van staalname berekenen :

$$C_{Rn} = \frac{X}{\eta V} \cdot \frac{\lambda_{Rn}}{(1 - \exp - \lambda_{Rn} \cdot \Delta t)} \cdot \exp \lambda_{Rn} \cdot t \quad (1)$$

Hierin is C_{Rn} de radonconcentratie in Bq/m³, X het aantal tellen boven de background, η de efficiëntie van de meetopstelling, uitgedrukt in tpm/Bq, λ_{Rn} de vervalconstante voor radon, Δt de meetduur en V het onderzocht volume in m³. De faktor $\exp \lambda_{Rn} \cdot t$ brengt het verval in rekening tussen het tijdstip van staalname en het starten van de telling. Formule (1) is slechts geldig voor radon in evenwicht met zijn vervalprodukten, zodat men na de staalname ongeveer drie uur moet wachten alvorens te beginnen tellen.

Indien de verwachte radonactiviteit voldoende hoog is (> 200 Bq/m³), zoals bv. in uraniummijnen, dan volstaat het doorgaans de geevacueerde meetcel rechtstreeks te vullen met de te onderzoeken lucht. Meestal wordt de lucht ook eerst gefilterd om de aanwezige vervalprodukten te verwijderen.

Uitgaande van zuiver radon kan de "wachttijd" van drie uur aanzienlijk verkort worden indien men rekening houdt met de aangroei van de vervalprodukten in het klokje.

Indien echter de radonconcentratie kleiner is dan 200 Bq/m³, wat in de meeste woningen het geval is, moet men gebruik maken van een aanrijking op actieve kool. Deze methode (fig.3) volgt drie stadia :

- drogen van de te analyseren lucht gevolgd door adsorptie van radon op actieve kool;
- vrijmaken van de radon en transfert naar de Lucas-cel;
- bepalen van de radonactiviteit uit het aantal scintillaties.

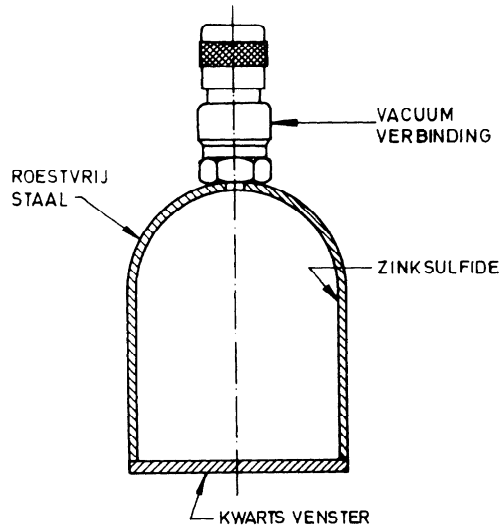


Fig.2 : Lucas-cel

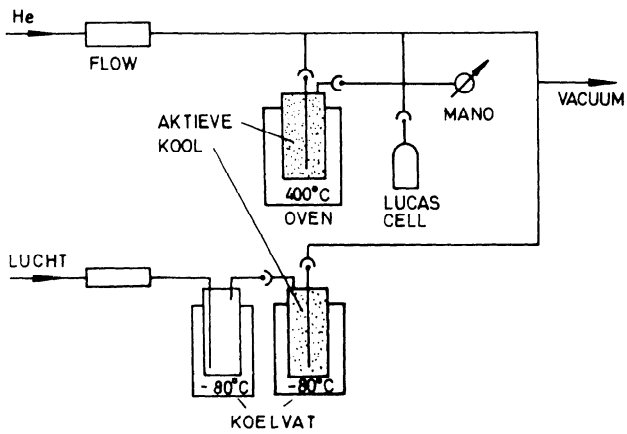


Fig.3 : Accumulatie-opstelling voor radon

De radonconcentraties in tabel 2 werden bepaald met de Lucas-techniek, terwijl de radiumconcentraties van de gebruikte materialen bekomen werden uit gamma-spectrometrie met een Ge(Li)-detector. De Lucas-techniek is een eenvoudige, nauwkeurige meetmethode, uiterst geschikt voor metingen van monsters van radonconcentraties. Daar het echter om metingen van stalen gaat, stelt zich wel het probleem omtrent de representativiteit van de bekomen resultaten, daar de radonconcentratie in eenzelfde woning sterk kan variëren met de ventilatiesnelheid.

Tabel 2 : Radonconcentraties in enkele woningen

Plaats	Omschrijving*	Gem. Rn conc. (Bq/m ³) (Lucas)	Ra conc. (Bq/kg) binnenbekleding
Wijnegem	(1)	37	480
Heusden	(2)	70	72
Gent	(3)	16	410
Gent	(4)	7	670
Merelbeke	(5)	24	39
St.-Denijs- Westrem	(6)	30	25

* Omschrijving :

- (1) living gedeeltelijk bekleed met gipsplaten
- (2) onbewoonde kamer, gepleisterde muren zonder bekleding
- (3) living, gedeeltelijk bekleed met gipsplaten
- (4) bureel, muren uit gipssteen, behangen
- (5) onbewoonde kamer, gepleisterde muren zonder bekleding
- (6) zolderkamer, bekleed met gipsplaten, behangen

3.2. Track-etch detectoren

Daar de resultaten van metingen van stalen sterk kunnen beïnvloed worden door korte-termijn effecten zoals het openen van een deur of raam, werd een passieve integrerende detector ontwikkeld (Urban,1981), gebaseerd op de track-etch detectoren zoals die veelal in mijnen worden gebruikt voor personeelsdosimetrie. Het essentieel onderdeel van deze detector (fig.4) is een voor alfadeeltjes gevoelige polycarbonaat folie, waarop na electro-chemisch etsen een aantal sporen verschijnen, die men met een micro-fiche lezer kan tellen. Het aantal sporen per cm^2 is evenredig met de radonconcentratie en de exposietijd (fig.5). Dit type detector laat toe concentraties van 8 Bq/m^3 te meten met een precisie van 20% in ongeveer een jaar.

In tegenstelling tot andere gevoelige detectiematerialen zoals cellulosenitraat, vertoont de gebruikte folie zeer geringe fading en laat exposietijden toe tot een jaar, zelfs bij grote vochtigheidsgraad en temperaturen tot 50°C . Door de grote gevoeligheid en de mogelijke lange meetperioden is deze detector uiterst geschikt voor het bepalen van de gemiddelde jaarlijkse radonexposie voor de bevolking .

Dit systeem werd in ons laboratorium uitgebouwd . Het etsbad en de vermogensgenerator zijn van eigen constructie (Uyttenhove,1983). Vijf modulen voeden elk vier track-etch folies. Elke module heeft een stroomindicatie en een snelle electronische stroomonderbreker. De stabiliteit en de betrouwbaarheid van deze modulen zijn uitstekend. De calibratie van de detector is gebaseerd op een droge radon bron (Pylon E1.Div.) met 208 kBq Ra-226 (NBS-calibratie), en gegarandeerde 100% radon emanatie. Een buffer volume van 1000 l wordt via een gesloten luchtcirculatie over de bron aangerijkt met radon gedurende een bepaalde tijd (bv. 2 h voor een concentratie van 3100 Bq/m^3). Vervolgens wordt de lucht uit het buffervolume gedurende één of meer dagen door een metalen doos gevoerd waarin 9 detectoren geplaatst zijn . De calibratiefactor bedraagt in de huidige etscondities $19 \pm 1 \text{ tracks/cm}^2$ voor een blootstelling aan 37 Bq/m^3 gedurende 1000 h . In dit calibratiecircuit zijn aansluitingen voor Lucas-klokjes voorzien zodat ook deze detectoren op dezelfde wijze kunnen worden geijkt. De leksnelheid van het systeem is kleiner dan $0,1\%$ per h. Een honderdtal track-etch detectoren werden begin 1983 over het Belgisch grondgebied verspreid voor een bestralingsduur van één jaar.

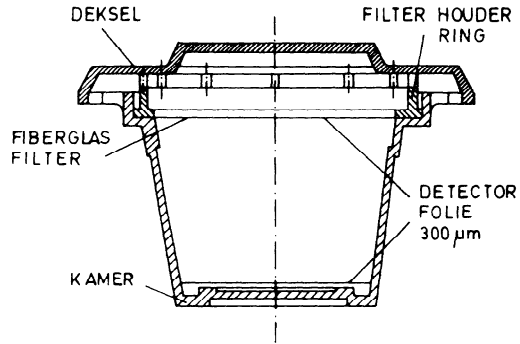


Fig.4 : Track-etch detector

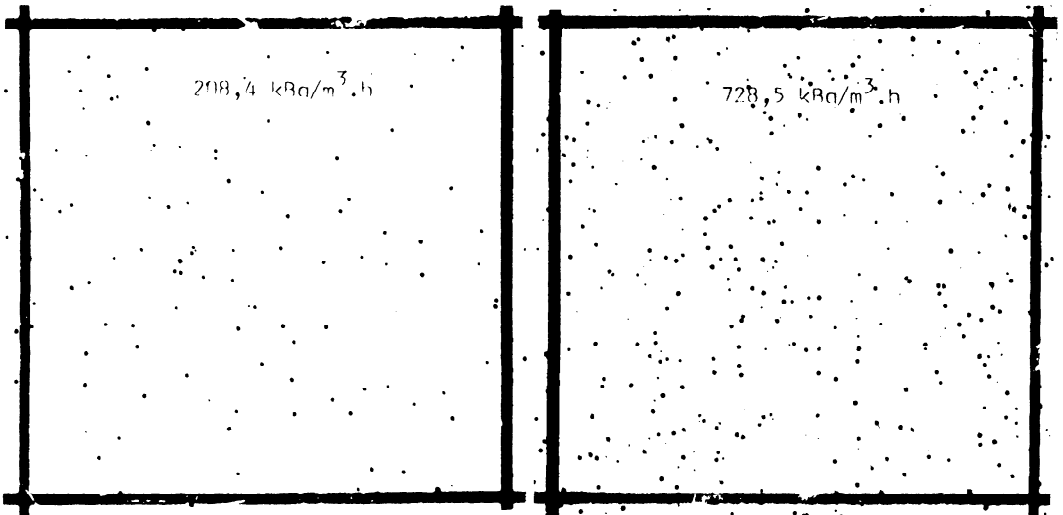


Fig.5 : Alfa-tracks na electro-chemisch etsen in veld van 1 cm^2

4. RADONDOCHTER METINGEN

In deel I werd er op gewezen dat bij inademing voornamelijk de kortlevende vervalproducten van radon stralingsschade toebrengen. Alle meetmethoden voor de radondochters hebben dan ook de bepaling van de zgn. potentiële alfa-energie, uitgedrukt in "Working Level" eenheden (WL) tot doel. Daartoe wordt een gekend volume lucht in een welbepaalde tijd over een filter gezogen, waarbij de activiteit tijdens en/of na de staalname gemeten wordt (Evans,1969).

4.1. Methoden in mijnen

De meest gebruikte radondochter monitoren (tabel 3) zijn speciaal ontworpen voor metingen in mijnen. Doorgaans maken ze gebruik van één of twee metingen van de totale alfa- en/of beta-activiteit, waardoor ze snel en eenvoudig in gebruik zijn.

Tabel 3 : Methoden voor radondochter bepalingen in mijnen (Townsend,1982)

Methode	Duur staal- name (min)	Debiet (lit/min)	Werkings- principe *	Totale duur (min)
Kusnetz	5	2	(1)	47
Rolle	10	2	(2)	19,4
Shreve	2	2,5	(3)	3,5
Hill	2	2	(4)	7,5
James-Strong	5	10	(5)	11
Holub	2	10	(6)	2
3R-WL	2	2,5	(7)	2

* Werkingsprincipe :

- (1) : Totale alfa-(A)meting gedurende 2 min. na 40 min. vervaltijd, $WL=A/3000$
- (2) : Totale alfa-(A)meting gedurende 2 min. na 4,4 min. vervaltijd, $WL=A/21300$
- (3) : Gelijkzijdige alfa-(A) en beta-(B) meting gedurende 1 min. na vervaltijd van 0,5 min., $WL=(A/6330)+(B/3080)$
- (4) : Totale alfa-(A₁)meting gedurende 2 min. na vervaltijd van 0,5 min.; tweede totale alfa-(A₂)meting gedurende 2 min. na 1 min. wachten, $WL=(A_2/1340)-(A_1/4065)$
- (5) : Totale alfa-(A₁)meting tijdens staalname; tweede totale alfa-(A₂)meting gedurende 5 min. na vervaltijd van 1 min., $WL=(A_2-A_1)/5450$
- (6) : Gelijkzijdige alfa-(A) en beta-(B)meting tijdens staalname, $WL=(A/32400)+(B/11700)$
- (7) : Gelijkzijdige meting van RaA (A₁) en RaC' (A_c') tijdens staalname, $WL=(5A_1+20A_{c'})/100.000$

Bij deze methoden worden echter een aantal onderstellingen gemaakt omtrent het evenwicht tussen de dochterprodukten, waardoor de totale onzekerheid op de WL-bepaling vrij groot is ($\pm 40\%$). Daardoor zijn deze methoden ongeschikt voor bv. de bepaling van de evenwichtsfactor en de vrije-atoom fractie in woningen.

4.2 Methoden voor woningen

Voor metingen in woningen moeten we gebruik maken van de Tsivoglou-methode of van de alfa-spectroscopische meetmethode. Beide zijn "three-count" methoden waarvan de precisie sterk beïnvloed wordt door de keuze van de meetperioden. Bij de Tsivoglou-methode (Tsivoglou,1953) worden totale alfa-metingen van de filter uitgevoerd gedurende drie tijdsintervallen na de staalname. De precisie van de methode hangt sterk af van de duur van staalname en van de keuze van de drie meetperioden. Optimale waarden werden voorgesteld door Thomas (Thomas,1972) : staalname gedurende 5 min., gevolgd door metingen van de 7e tot 10e, de 11e tot 25e en de 26e tot 35e min. (tabel 4).

Tabel 4 : Methoden voor radondochter bepalingen in woningen

Methode	Staalname- periode	Meetperioden			Gevoeligheid (Bq/m ³) voor 20% precisie		
		T1	T2	T3	RaA	RaB	RaC
Tsivoglou-methode							
Thomas	0-5	7-10	11-25	26-35	1370	220	500
Cliff	0-10	0-10	11-26	27-42	140	60	90
	0-15	0-15	16-36	37-57	90	18	44
Alfa-spectroscopie							
Wicke	0-10	0-10	20-50	-	15	15	14
	0-20	0-20	40-60	-	6	7	5
	0-30	0-30	60-90	-	4	3	3
Huidig werk	0-10	0-10	15-60	-	15	13	14
	0-20	0-20	25-60	-	6	7	6
	0-30	0-30	35-60	-	4	7	4

(RaA:RaB:RaC=1:0,6:0,4; Debiet 1 l/min ; effic.= 100%)

Door de eerste meting uit te voeren tijdens de staalname kan de detectiegevoeligheid aanzienlijk verhoogd worden, in het bijzonder voor RaA (Cliff,1978). Een verdere winst in precisie en gevoeligheid wordt bekomen door afzonderlijk RaA en RaC alfa-spectroscopisch te bepalen (Wicke,1981). Hierbij wordt met behulp van een surface-barrier detector, gekoppeld aan een veelkanaals-analysator, het spectrum opgenomen van de 6,00 MeV. en 7,68 MeV. alfadeeltjes respectievelijk afkomstig van het verval van RaA en RaC'. De meting gebeurt gedurende twee tijdsintervallen (fig.6), waarvan de eerste samenvalt met de periode van staalname, wat de precisie van de RaA bepaling ten goede komt (Tremblay,1979). De precisie van de RaB en RaC bepalingen neemt toe als men een bepaalde tijd laat verlopen tussen het einde van de eerste meetperiode (tijdens de staalname) en de aanvang van de tweede meting. Dit effect wordt evenwel nadelig beïnvloed door het verslechteren van de telstatistiek naarmate men langer wacht alvorens de tweede telling te starten.

Voor een staalnameduur van 15 à 20 min. bekomt men de optimale precisie wanneer 5 min. verlopen zijn tussen het eerste en het tweede meetinterval (Tremblay,1979). Wicke streeft er voornamelijk naar de dochterprodukten met nagenoeg dezelfde gevoeligheid te bepalen, terwijl wijzelf een wachttijd van 5 min. tussen de twee meetperioden in acht nemen, met een totale meetduur van 60 min.

5. FYSISCHES PARAMETERS

In deel I werd reeds het belang aangetoond van de fysische parameters die enerzijds de verhoudingen bepalen van de radonochter activiteiten tot de radonactiviteit in lucht en anderzijds de fractie van de dochters die zich aan het aërosol hecht. Deze parameters zijn :

- de ventilatiesnelheid;
- de aanhechtingsnelheid van de vrije radonochter atomen op het aërosol;
- de depositie van de vrije radonochter atomen op de wanden.

De ventilatiesnelheid is een meetbare grootte, die ook van belang is om een verband te leggen tussen de exhalatiesnelheid van de wanden en de gemeten radonconcentratie.

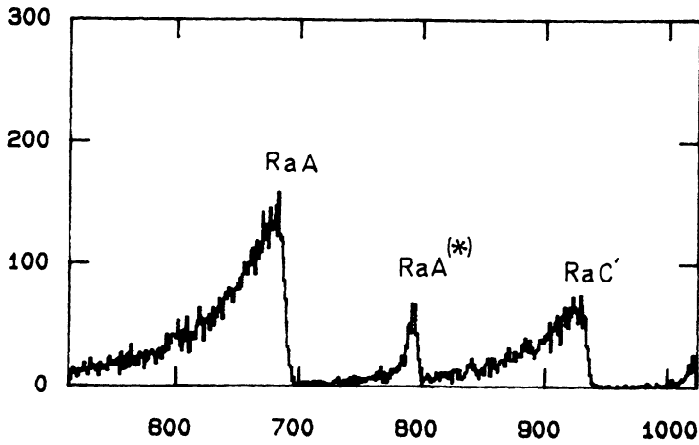


Fig.6a : Alfa-spectrum van radondochters op een millipore-filter tijdens staalname; flow 6,6 l/min ; opnametijd 1000 s .
 (* bijdrage vanwege de plate-out op de detectorkop)

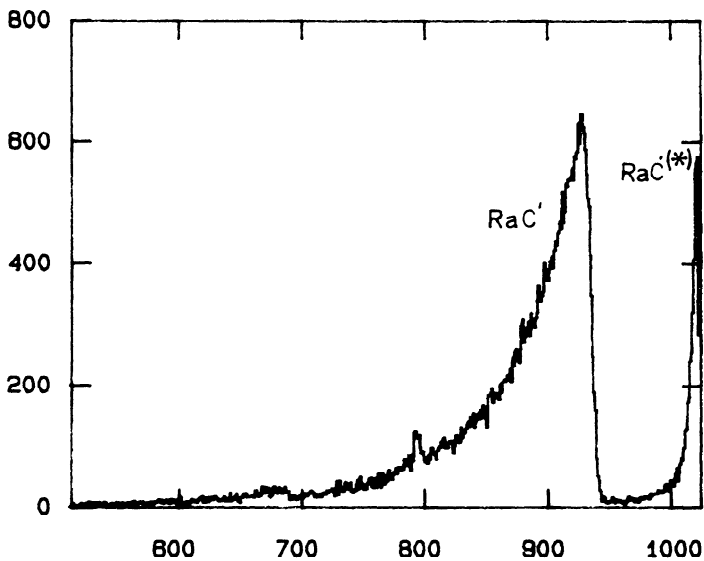


Fig.6b : Alfa-spectrum van radondochters op een millipore-filter 5 min. na einde staalname; opnametijd 10.000 s .
 (* bijdrage vanwege de plate-out op de detectorkop)

De aanhechtingsnelheid kan berekend worden via de meting van de aërosolconcentratie en van de grootte-distributie.

De depositiesnelheid is niet rechtstreeks meetbaar maar is een constante voor een gegeven kamer die eventueel kan afgeleid worden uit de gemeten radonochter verhoudingen indien de twee andere parameters gekend zijn.

Er werd een apparaat gebouwd waarmee de vrije-atoom fractie kan gemeten worden, doch enkel in gecontroleerde laboratoriumcondities en voor hoge radonconcentraties, daar deze fractie meestal slechts enkele percenten bedraagt. Dergelijke laboratoriummetingen laten toe de geldigheid van de theoretische modellen te onderzoeken.

5.1 Ventilatiemetingen

Doorgaans wordt de ventilatiesnelheid bepaald door de concentratie afname van een tracergas te volgen.

Omdat de tijd waarin het tracergas zich over de kamer homogeeniseert klein is ten overstaan van de verblijftijd van het gas in de kamer, neemt de concentratie exponentieel af volgens :

$$C(t) = C_0 \cdot \exp(-\lambda_V t) \quad (2)$$

Hierin is C_0 de concentratie op het tijdstip van lozing van het tracergas. Hieruit bekomt men de ventilatiesnelheid :

$$\lambda_V = \ln(C_0/C) / t \quad (3)$$

Door Abu-Jarad (Abu-Jarad,1982) werd de ventilatiesnelheid met een gaschromatograaf bepaald voor verschillende tracergassen (N_2O , freon 11, freon 12,...) en verder ook met andere meetinstrumenten (zoals een GM-teller, een gas-sensor met respectievelijk Kr-85 en n-propaan als tracergas). In geen van de onderzochte gevallen werden er significante afwijkingen vastgesteld.

Om de ventilatiesnelheid te bepalen gebruiken wij lachgas. Dit weinig reactief gas adsorbeert niet aan oppervlakken en kan continu geregistreerd worden met een infrarood-spectrometer bij concentraties ver beneden de toxiciteitsdrempel.

5.2 Aërosolmetingen

Aërosoldeeltjes zijn vloeibare of vaste deeltjes die in de lucht gesuspenderd zijn. Hun diameter varieert van enkele angström (moleculaire clusters) tot enkele millimeter (regendruppels, hagel,...).

Het Laboratorium voor Kernfysica beschikt voor het aërosolonderzoek over een continue condensatiekern-teller (CNC) (fig.7). Dit is het aangewezen detectietoestel voor submicron-deeltjes, die het voornaamste bestanddeel van het binnenhuis aërosol uitmaken. De te onderzoeken lucht wordt continu over een warm alcoholbad aangezogen. Vervolgens wordt de lucht door een koelbuis geleid waardoor de overgesatureerde alcohol damp condenseert op de aërosoldeeltjes, die aldus aangroeien tot ongeveer $10\ \mu\text{m}$, zodat ze optisch kunnen geteld worden. De efficiëntie is 100% voor deeltjes groter dan $0,02\ \mu\text{m}$. Daaronder neemt de efficiëntie snel af tot 10% bij $5\ \text{nm}$.

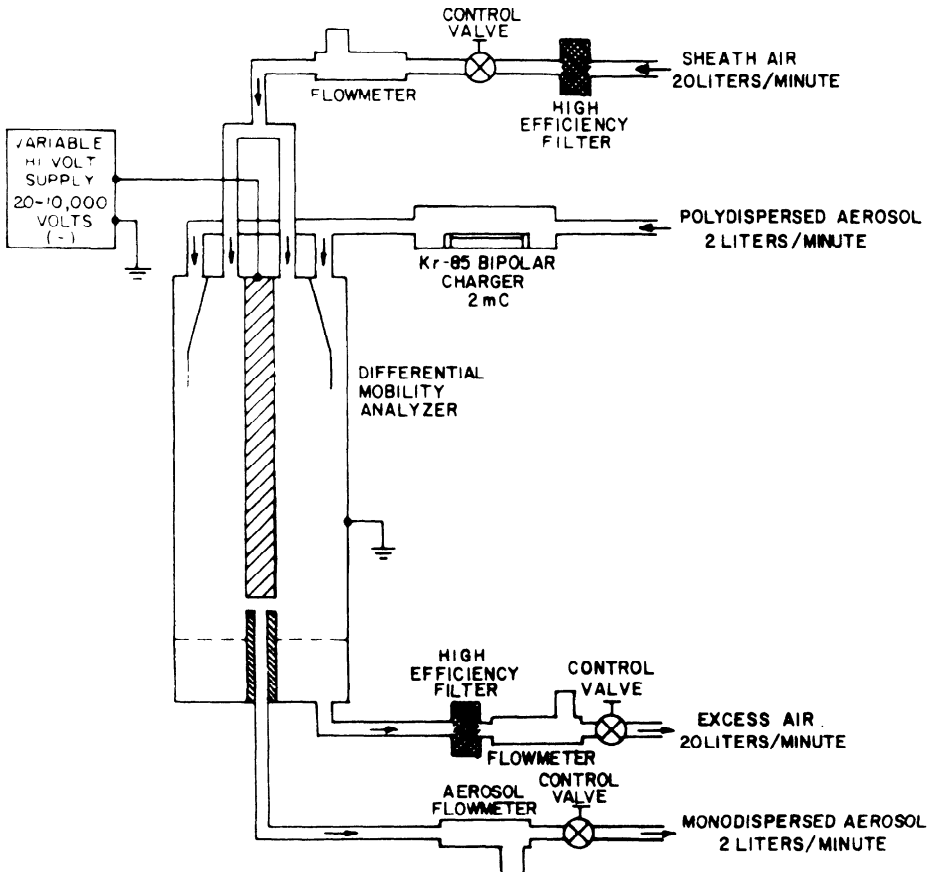


Fig.7 : Schema T.S.I. condensatiekern-teller, model 3020

De grootte-distributie van het aërosol wordt bepaald met behulp van een electrostatic classifier (fig.8). Hierin worden de deeltjes eerst electricch geladen en vervolgens afgebogen in een electricch veld dwars op de luchtstroom. Onderaan is een spleet waardoor enkel deeltjes met een bepaalde mobiliteit worden afgezogen. De combinatie van electrostatic classifier en condensatiekern-teller laat toe aërosoldistributies te analyseren door variatie van het electricch veld. Deze manier van werken is geautomatiseerd met behulp van een microprocessor, terwijl ook de CNC-uitlezingen op cassettes worden opgeslagen. Aldus kunnen een groot aantal metingen vlot worden uitgevoerd en de grootte-distributies berekend via een computerprogramma. Een groot aantal metingen is nodig om inzicht te krijgen in de typische samenstelling van het binnenhuis aërosol in relatie tot het buitenhuis aërosol en eventuele brontermen binnenshuis.

Uit theoretisch en experimenteel onderzoek (Porstendörfer,1979) volgt dat de aanhechtingsnelheid aan aërosoldeeltjes evenredig is met d^a . Hierin is d de diameter van het deeltje en vermindert de exponent a van 2 tot 1 voor een toename van d van 0,01 tot 1µm. (fig.10). Daaruit kan voor een aërosoldistributie, zoals weergegeven in fig.9, de corresponderende distributie van het actief aërosol berekend worden (fig.11).

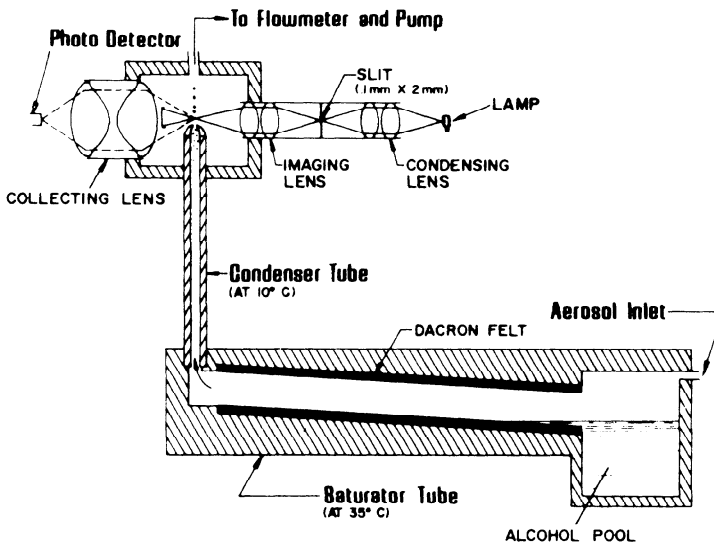


Fig.8 :Schema T.S.I. electrostatic classifier, model 3071

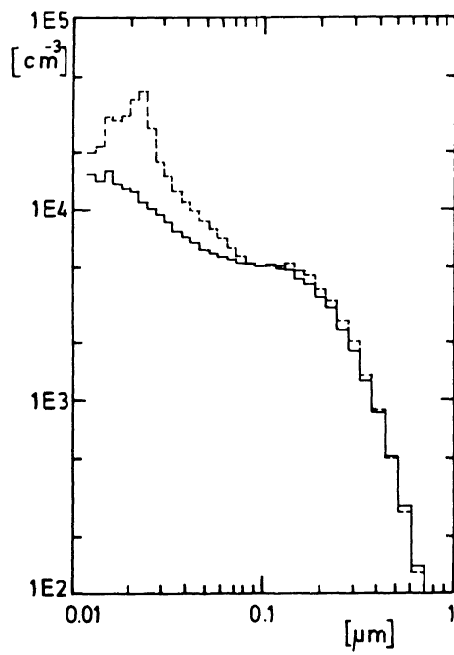


Fig.9

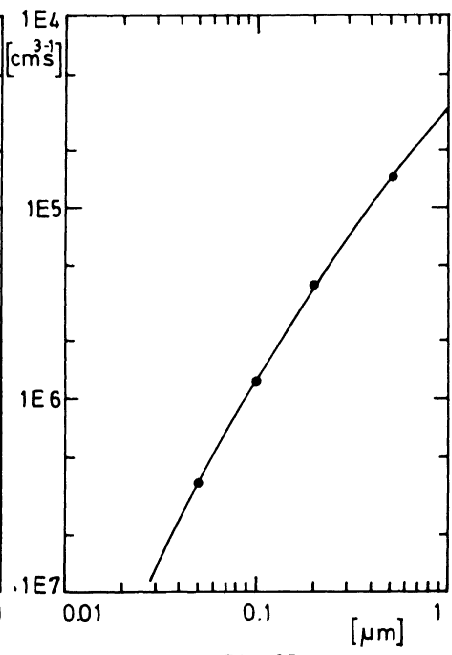


Fig.10

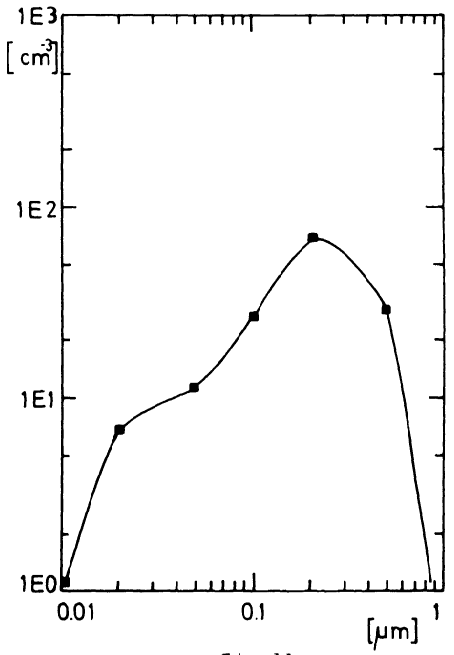


Fig.11

Fig.9 : Aërosoldistributie van de binnen-en buitenlucht (I.N.W.)

Fig.10 : Verloop aanhechtingsnelheid in functie van de deeltjesdiameter

Fig.11 : Deeltjesgrootte-distributie van het actief aërosol (binnenlucht)

5.3 Attached en unattached fractie

Een fractie van de radonochters is aangehecht aan het aërosol (attached fractie). De andere hebben moleculaire afmetingen (unattached fractie). Hun gedrag verschilt grondig van dat van de aërosoldeeltjes zoals blijkt uit tabel 5. Door hun veel grotere diffusiecoëfficiënt zullen zij reeds in de bronchiën op het epithelium gedeponeerd worden. Tegelijk worden zij ook snel uit de lucht verwijderd via depositie op de muren en andere oppervlakken.

Tabel 5 : Diameter en diffusiecoëfficiënt van de radonochters

	d (µm)	D (cm ² /s)
attached	0,02-0,8	10 ⁻⁴ - 5.10 ⁻⁷
unattached	moleculair	± 5.10 ⁻²

Hun relatief aantal is dus meestal klein. De afzonderlijke meting van deze fractie is eveneens gebaseerd op het verschil in diffusiecoëfficiënt. Daartoe wordt de lucht achtereenvolgens over een gaas en een absolute filter aangezogen (fig.12). De moleculaire deeltjes kunnen met grote efficiëntie op het gaas geïncollateerd worden, terwijl bijna alle aërosoldeeltjes er doorheen gaan. Immers theoretisch wordt de penetratie P in functie van de diffusiecoëfficiënt D gegeven door een uitdrukking van de vorm (Brockmann,1981) :

$$P = \exp(-a \cdot D^{2/3}) \quad (4)$$

Hieruit volgt dat voor de waarden van de diffusiecoëfficiënten vermeld in tabel 5, met een 44% penetratie van de unattached fractie, een penetratie van de attached fractie correspondeert van nagenoeg 100%.

Daar de unattached fractie meestal erg klein is, mag de collectie-efficiëntie ervan niet teveel opgedreven worden omdat dan ook de collectie van de aërosoldeeltjes op het gaas toeneemt en deze de kleinste fractie zou overschaduwden. De berekening van de collectie-efficiëntie van het gaas wordt bemoeilijkt door het feit dat de diffusiecoëfficiënt voor de unattached fractie niet exact gekend is (Busigin,1981; Van Der Vooren,1982). De vrije-atoomfractie zou ondermeer uit clusters van watermoleculen en Po-, Pb- of Bi-oxyden bestaan, waardoor de diffusiecoëfficiënt enigszins afhankelijk is van de karakteristieken van de lucht (vochtigheidsgraad) en van de effectieve levensduur van de vrije atomen.

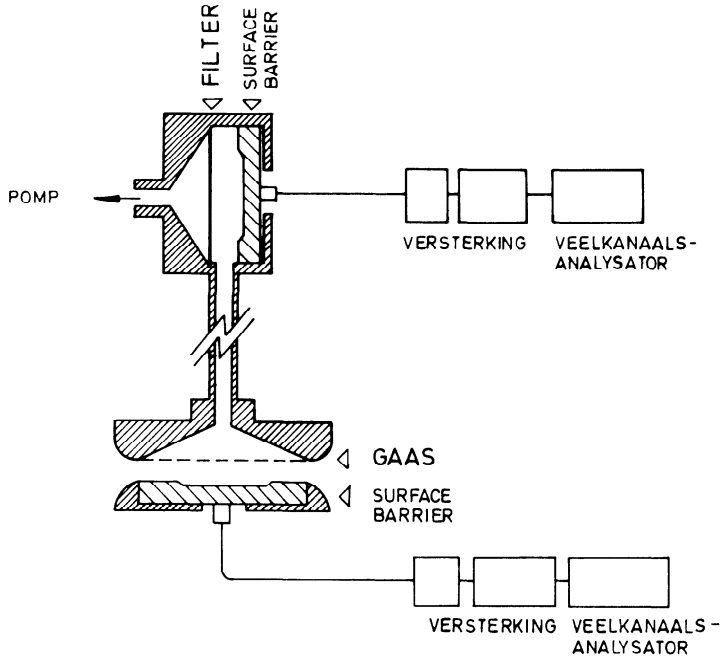


Fig.12 : Opstelling voor de scheiding van de attached-unattached fractie

6. ONDERZOEKPROGRAMMA AAN DE RUG

Het opgestelde onderzoekprogramma heeft tot doel een realistische schatting te bekomen van de individuele longdosis door inademing van radonochters in specifieke woningen alsook van de globale bevolkingsdosis.

Zoals besproken in §5. kan met behulp van track-etch detectoren het jaargemiddelde van de radonconcentratie op eenvoudige wijze gemeten worden. Deze methode zal op grote schaal worden toegepast voor de studie van de distributie van radonconcentraties over het Belgisch grondgebied. Daar de variabiliteit van ventilatiecondities in woningen minstens even groot is als de verscheidenheid van het Ra-226 gehalte in de verwerkte bouwmaterialen, wordt ook een studie van de radonexhalatie ondernomen. Dit kan door, in stabiele condities, de ventilatiesnelheid in een woning te meten via een tracergas (§5.1) en de radonconcentratie van de lucht te bepalen met de Lucas-methode. De globale ventilatiesnelheid kan dan in verband gebracht worden met het Ra-226 gehalte en met de specifieke radonexhalatie van de gebruikte materialen.

Deze grootheid wordt bepaald door laboratoriummetingen van de radonconcentratie in een gesloten doos waarin een monster van het materiaal is gebracht. Omgekeerd kan men zich een idee vormen van de gemiddelde ventilatiesnelheid uit de verhouding van de gemiddelde radonconcentratie, via de track-etch methode, tot de verwachte waarde uit de gemeten exhalatiesnelheid (die nagenoeg constant is).

In een aantal testwoningen zal een grondige studie worden gemaakt van het binnenhuis aërosol, dat naast de ventilatiesnelheid een belangrijke rol speelt voor het evenwicht van de radonochters met radon. De globale aanhechtingsnelheid wordt berekend uit de concentratie en de deeltjesgrootte-distributie van het aërosol.

Verder zal in een aantal huiskamers ook de depositiesnelheid of plate-out rate van de unattached fractie op de wanden bepaald worden.

Dit volgt uit een analyse van de metingen van de radonochter activiteiten met een surface-barrier detector (§4.2), mits de radonconcentratie alsook de ventilatie- en aanhechtingsnelheid gekend zijn. Verwacht wordt dat deze depositiesnelheid, die voor een gegeven kamer vrijwel constant moet zijn, ook voor verschillende woningen geen grote spreiding zal vertonen. Eventueel kan uit de verhoudingen van de verschillende radonochter activiteiten ook de aanhechtingsnelheid aan het aërosol en/of de ventilatiesnelheid bepaald worden, voor zover de radonconcentratie zo groot is dat er voldoende telstatistiek is en mits men in voldoende stabiele omstandigheden kan werken. Dit zou een onderzoek in situ toelaten van de geldigheid van het interactiemodel en van de berekende aanhechtingsnelheid.

De unattached fractie van radonochters in huizen is te klein om rechtstreeks gemeten te worden. Daarom zal men deze berekenen via het interactiemodel en via de analyse van de metingen zoals beschreven. De bepaling van de plate-out rate is immers zo goed als gelijk aan de bepaling van de unattached fractie. Deze parameter is echter zo belangrijk voor de longdosimetriemodellen dat wij een systeem gebouwd hebben om deze fractie te meten in laboratoriumomstandigheden (§5.3). Daardoor bekomt men tevens veel informatie over de geldigheid van het interactiemodel en van de berekende aanhechtingsnelheid.

Tenslotte willen wij via dit programma typische waarden bekomen voor de gemiddelde aanhechtingsnelheid, de ventilatiesnelheid en de plate-out rate in onze woningen, om naast de gemeten gemiddelde radonconcentratie ook een realistische schatting te bekomen van de equilibriumfaktor en van de unattached fractie, die samen de risicofaktor bepalen.

Referenties

- Abu-Jarad F. et al., Phys. Med. Biol. 27, 1393 (1982)
- Brockmann J.E., PhD. Thesis Minnesota (1981)
- Busigin A. et al., Health Physics 40, 333 (1981)
- Cliff K.P., Phys. Med. Biol. 23, 55 (1978)
- Evans R., Health Physics 17, 229 (1969)
- Lucas H.F., Rev.Sci.Inst., 28, 680 (1957)
- Porstendörfer J. et al., J. Aerosol Sci. 10,21(1979)
- Scheibel A.G. et al., Nuclear Instruments and Methods 165. 345 (1979)
- Thomas J.W., Health Physics 23, 783 (1972)
- Townsend H.G., Rep. NEA Group Radon Dosimetry and Monitoring (1982)
- Fremblay R.J. et al., Health Physics 36, 401 (1979)
- Tsivoglou E.C. et al., Nucleonics 11, 40 (1953)
- Urban H. and Piesch E., Radiation Protection Dosimetry 1 No 2, 97 (1981)
- Dyppenhoove J., accepted for publ. in Nucl. Instr. and Methods (1983)
- Van Der Vooren A.H. et al., Health Physics 42, 801 (1982)
- Wicke A., Lab Rep. New Mexico Inst. of Mining and Technology (1981)

RESUME.

Les techniques diverses pour mesurer les concentrations en radon et en ses descendants dans les habitations sont passées en revue, ainsi que les méthodes pour déterminer les facteurs caractéristiques ayant une influence sur la dose absorbée par le système respiratoire. Le programme de recherches mené à la R.U.G. dans ce domaine est présenté.

ABSTRACT.

A review is presented of the different techniques for measuring the concentration of radon and radon daughters in dwellings. Methods for determining the physical parameters influencing the absorbed dose in the respiratory system are also presented. Finally the related research program conducted at the R.U.G. is discussed.

ZUSAMMENFASSUNG.

Es wird eine Übersicht über die verschiedenen Techniken zur Konzentrationsbestimmung von Radon und seiner Tochterprodukte in der Luft von Wohnungen gegeben sowie über charakteristische Größen, die die absorbierte Dosis im Inhalationssystem der Bewohner bestimmen. Außerdem wird das Untersuchungsprogramm der R.U.G. auf diesem Gebiet besprochen.

Annales de l'Association Belge de Radioprotection, vol. 8, n° 2 (1983).

LA COMPARAISON DES RISQUES ASSOCIES AUX GRANDES ACTIVITES HUMAINES.

Quelques points saillants du congrès annuel de la Société Française de Radioprotection, Avignon, 18-22 octobre 1982.

Emile Herman HUBERT, Ing. civil A.I.Lg - A.I.M.
Professeur associé à l'Université de Liège.

Assemblée Générale du 10 décembre 1982 - Association Belge de Radioprotection.

GENERALITES.

Le congrès, qui était aussi le dixième congrès régional de l'IRPA, a réuni environ 250 participants de 22 pays ; on y a présenté 54 communications dont la majorité sous forme de brefs exposés verbaux suivis de discussions. Une session poster, une table ronde et des visites techniques ont complété le programme scientifique.

Seuls des résumés très succincts étaient disponibles lors du congrès et les textes complets ont été édités par la Société Française de Radioprotection ultérieurement en un volume de 636 pages, paru en avril 1983.

Les sujets abordés couvraient des domaines très divers :

- notions fondamentales concernant les nuisances, risques, détriments, charges individuelles et collectives, etc. ;
- identification des dommages potentiels ;
- risques liés à diverses activités économiques, surtout dans le domaine énergétique ;
- principes et méthodes de l'évaluation comparative ;
- perception et acceptation des risques.

La table ronde finale a été consacrée à l'intérêt et aux limites de la comparaison des risques.

Malgré cette diversité, de nombreux risques d'activités humaines n'ont pas été abordés tels ceux de l'industrie mécanique lourde, les travaux publics, les transports, l'utilisation de l'électricité, l'électronique, le secteur tertiaire, les sports, le domaine militaire, la recherche, etc. De même, on n'a pas abordé les aspects légaux de responsabilité et de compensation de dommages ni les normes de sécurité.

La nature des rapports était aussi très variée car certains décrivaient des concepts de nature générale tandis que d'autres se rapportaient à des études ponctuelles de cas précis.

Nonobstant cette diversité, le congrès a été très enrichissant pour les participants, chacun y trouvant matière d'information ou de réflexion.

Dans ces conditions, il aurait été très difficile de faire une synthèse de tous les travaux couvrant près de 30 heures d'exposés déjà condensés et d'échanges de vues ; il a paru préférable de mettre en relief quelques points saillants de chaque session et c'est volontairement qu'aucun rapport ou rapporteur n'a été cité explicitement.

NOTIONS FONDAMENTALES SUR LES RISQUES, DETRIMENTS ET CHARGES.

(Première session).

Une distinction s'impose d'abord entre nuisances et risques. La notion de nuisance couvre l'action continue d'un élément susceptible d'être générateur d'inconvénients soit pour l'homme, soit pour les règnes animal ou végétal soit pour l'environnement ; la notion de risque par contre est associée à un phénomène soit occasionnel soit continu mais dont la conséquence nuisible (ou bénéfique) est essentiellement occasionnelle.

Le thème du congrès étant la comparaison des risques, il est compréhensible que la notion de nuisance ait été relativement peu abordée bien que l'exposition continue à un agent nocif puisse être à l'origine de phénomènes occasionnels. La distinction entre exposition continue et exposition occasionnelle est difficile à faire lorsque le caractère occasionnel est de nature répétitive à intervalles de temps assez courts. Mais pour une association de radioprotection, l'essentiel consiste à étudier les conséquences et les moyens de prévention et de protection plutôt que la nature intrinsèque des causes sans que l'on puisse négliger cette dernière qui a une incidence sur les suites.

La notion de risque d'une activité donnée peut se définir comme la possibilité d'un effet bénéfique ou maléfique résultant de cette activité mais survenant d'une manière généralement imprévisible.

Prise dans cette acceptation simpliste, la notion de risque s'identifie à celle de probabilité ou de hasard pur ; c'est celle qui correspond aux nombreux jeux dans lesquels n'intervient aucune adresse manuelle ou intellectuelle. Ainsi, dans un jeu de dés non truqués, le risque de voir sortir une face déterminée est strictement égal à la probabilité soit $1/6$ et il convient de rappeler que la probabilité (ou le risque) reste identique quelque soit le nombre de parties jouées. Cette acceptation reste valable tant que le phénomène est purement aléatoire. Par contre, elle ne tient pas compte de divers éléments qui modifient l'appréciation que l'on peut se faire du risque. En effet, pour une même probabilité de survenance d'un événement, on appréciera différemment le risque selon l'importance bénéfique ou maléfique de l'événement. D'aucuns ont dès lors proposé de définir le risque par le produit de la probabilité multipliée par l'importance de la conséquence.

Toutefois en radioprotection, on adopte assez souvent comme définition du risque la simple probabilité d'une conséquence, ce qui nous paraît personnellement regrettable. On désigne alors par "détriment" le produit du risque par la gravité de l'effet ; par extension, on pourra donc parler de détriment négatif si l'effet est bénéfique.

Mais en adoptant ces définitions, la notion de risque perd son caractère strictement aléatoire car des éléments divers peuvent accroître ou réduire la probabilité de survenance. A titre d'exemple, citons l'accroissement de probabilité d'accident d'automobile lorsque le conducteur a absorbé trop d'alcool.

Lorsqu'un individu est soumis volontairement ou non à un ou plusieurs risques et/ou nuisances, on peut parler de charge individuelle (ou collective pour un groupe d'individus), charge qui est la somme des détriments résultant de chaque cause pour autant qu'il n'y ait pas synergie entre elles. Dans le cas de l'accident d'automobile, la charge individuelle n'est pas l'addition simple du détriment de l'alcool et du détriment de la route mais bien une combinaison partiellement multiplicative. L'étude des charges passe donc par celle des diverses causes et de leurs interactions.

Les conséquences nocives peuvent aussi être très variées (mort immédiate ou retardée, blessures, maladies, incapacités diverses plus ou moins durables) et l'évaluation de leurs combinaisons est parfois sujette à caution.

L'activité la plus usuelle et commune à tous les êtres biologiques est certainement la vie associée à la mort qui en marque le terme. Chaque être vivant est soumis à un risque de mort dont la probabilité, dans l'état actuel de nos connaissances est de 100 %. Mais il convient d'observer que cette certitude n'implique nullement que chaque individu a une durée de vie identique. Chaque individu, au cours de son existence, est soumis volontairement ou involontairement à des phénomènes divers qui, pris individuellement peuvent provoquer la mort immédiate ou à terme. En outre, le même phénomène agit de façon différente sur chaque individu en fonction d'autres éléments tels que la race, l'hérédité, l'âge, le sexe, la santé, les réflexes naturels ou conditionnés, etc. Parmi ces phénomènes des exemples simples sont un choc violent, une exposition à des contraintes physiques excessives de température, pression, sécheresse, etc.

Faute de pouvoir déterminer pour chaque individu, la probabilité de mort qu'il encourt du fait de son exposition à une activité donnée, on évalue statistiquement la probabilité pour un individu moyen pendant un temps donné.

Ainsi dans une population de dix millions d'êtres humains (cas de la Belgique), on peut dire que la probabilité de mort est de 100 % abstraction faite du temps mais on peut dire aussi que la moyenne des durées de vie se situe aux environs de 70 ans. Ainsi pour une année donnée, la probabilité de mort pour un individu est de 1/70 mais il s'agit là d'une probabilité moyenne et les tables de mortalité montrent bien que pour un individu donné, la probabilité varie notamment avec l'âge et est fonction des diverses activités qu'il exerce ou a exercées.

L'évaluation des risques, qu'il s'agisse du risque de mort, de maladie ou d'accident repose donc sur une analyse approfondie des causes et de leur synergie éventuelle (cas des excès de vin et de tabac, de surmenage intellectuel et physique).

L'analyse systématique des causes et de leurs effets est très complexe car souvent, pour un effet constaté, on ne connaît pas toutes les causes possibles de même qu'on ne connaît pas toujours tous les effets possibles d'une même cause. En outre, si on considère l'être humain, une même cause peut produire des effets différents selon l'organe qui est soumis à la cause. Enfin, certaines causes ont un effet d'amorce, ouvrant en quelque sorte la possibilité d'effets plus importants qui ne se seraient pas manifestés sans l'existence de l'amorce ; il semble que le tabac et l'irradiation pourraient en matière de cancer, relever de cette notion, différente d'ailleurs de celle de synergie.

Dans une autre approche des effets détritimaux, il convient de distinguer les effets somatiques et les effets génétiques, ces derniers se manifestant chez les descendants tandis que les premiers n'atteignent en principe que l'individu exposé ; encore faut-il observer qu'une même cause peut avoir des effets somatiques et génétiques. On se rend compte de la difficulté d'évaluer et surtout de comparer des détriments résultant d'activités diverses.

Par ailleurs, certains effets sont de nature stochastique et d'autres de nature non stochastique. Dans le premier cas, l'effet se produit d'une manière purement aléatoire, indépendamment du degré d'exposition tandis que dans le deuxième cas, l'importance de l'effet est liée au niveau d'exposition et dans ce cas, on admet généralement qu'il existe un seuil en dessous duquel l'effet est nul. Il est toutefois difficile de classer rigoureusement les détriments dans l'une ou l'autre de ces deux catégories et les spécialistes ne sont pas unanimes à classer par exemple le cancer dans les effets stochastiques.

La notion de gravité associée au risque mérite aussi qu'on s'y attarde un peu. En effet, pour un individu donné, comment évaluer l'impact relatif de la mort instantanée et de la mort retardée accompagnée ou non de souffrances. De même, comment comparer une incapacité cérébrale profonde avec la mort ; au nom de quel principe et au moyen de quels paramètres rationnels peut-on déclarer que la mort est le pire des détriments ?

Une autre discussion s'élève lorsqu'il s'agit de comparer les conséquences économiques d'un risque pour la société. Comment apprécier le cas où le fardeau individuel est lourd et le nombre d'exposés faible en comparaison avec celui où le fardeau individuel est faible mais le nombre d'exposés élevés ?

Dans ce domaine, il ne faut d'ailleurs pas se limiter aux conséquences pour l'homme mais il faut évaluer les détriments occasionnés au règne animal, au règne végétal et à l'environnement au sens le plus large du terme, en ce compris, par exemple, les modifications du climat.

Un tout autre aspect est celui de l'évaluation psychologique des détriments. D'une part, il existe des risques (et des détriments associés) que l'on connaît mal et que l'on omet de considérer ; ceci peut être grave dans le cas où, pour limiter le détriment résultant d'une activité, on la remplace par une autre ayant le même but mais dont on connaît mal les détriments. Dans le domaine psychologique, il est évident qu'un risque élevé de gravité faible est beaucoup moins ressenti qu'un risque faible de gravité élevée tant au plan individuel qu'au plan de la collectivité. L'exemple collectif est celui des incendies fréquents faisant un ou deux morts comparé à celui d'un grand incendie unique et rare faisant des dizaines de victimes. Les premiers passent inaperçus tandis que le second est perçu comme une catastrophe nationale alors même que le nombre de morts par an est équivalent ou même supérieur pour les petits incendies. De même, au plan individuel, on accepte mieux le risque d'accident d'auto que le risque d'avion dont la conséquence est généralement mortelle mais la probabilité au kilomètre parcouru nettement moindre.

La logique de la prévention des risques voudrait que les moyens mis en oeuvre soit individuellement, soit au niveau de la société, soient proportionnés au détriment mais ici encore, faudrait-il pondérer ce concept par le bénéfice que l'on peut escompter de l'acceptation du détriment.

On a souvent essayé d'associer à un niveau de détriment, un degré d'acceptabilité au moins statistiquement pour un effet donné. Ainsi pour un effet

donné, la mort par exemple, on admet qu'une probabilité annuelle de 1/1.000.000 de mourir par accident est acceptable mais qu'à 1/100.000, il y a lieu d'attirer l'attention sur le risque et qu'à 1/10.000 il convient d'envisager des dépenses spéciales de prévention ; enfin à 1/1.000, le risque est considéré comme inacceptable. Notons que cette valeur correspond à un incrément de 7 % de la probabilité annuelle de mort, toutes causes comprises.

Il est évident que de telles valeurs ne s'appliquent qu'à des risques qui peuvent être évités par des mesures appropriées allant jusqu'à l'élimination radicale de la cause tandis que la mort dite naturelle est acceptée car on ne peut l'empêcher ; tout au plus la société fait-elle des efforts pour allonger la durée de vie moyenne.

Soulignons que l'acceptabilité est une notion statistique car chacun aura tendance à considérer qu'une activité destinée à procurer un bénéfice mais engendrant des risques est d'autant plus acceptable que le rapport bénéfice/détriment est élevé pour lui.

Il appartient aux scientifiques d'évaluer impartialement les bénéfices et détriments au niveau de la société et leur répartition entre les individus ainsi que les remèdes éventuels et leurs conséquences sanitaires, économiques et psychologiques. De même, il appartient aux responsables politiques de prendre en âme et conscience, les décisions qui leur paraissent les plus sages sur base des informations fournies par les scientifiques. Il leur incombe en particulier de répartir les moyens disponibles pour optimiser le rapport bénéfice/détriment au plan d'ensemble des êtres vivants et de l'environnement.

IDENTIFICATION DES DOMMAGES POTENTIELS.

(Deuxième session).

Certains rapports traitent exclusivement de ce thème tandis que d'autres l'abordent comme une partie d'une étude plus large. Parmi les premiers, on note une attention particulière, bien normale dans ce congrès, pour les détriments dus aux radiations ionisantes et une analyse importante des détriments dus aux agents chimiques. Parmi les seconds, on relève d'abord des efforts d'évaluation comparative introduisant le concept de Rad-équivalent pour les détriments d'origine chimique en raison du développement très important de la radioprotection par rapport à ce que l'on pourrait appeler la "chimiprotection".

Des études intéressantes ont également porté sur l'analyse prévisionnelle systématique et globale des détriments de toutes natures pouvant affecter les habitants de régions déterminées, sur les moyens à mettre en oeuvre pour assurer la vérification expérimentale des résultats de l'analyse et enfin sur les mesures aptes à limiter, voire réduire les conséquences néfastes des activités génératrices des détriments.

Ces rapports ont évidemment évoqué, selon les cas, les formes de courbe dose-effet qui paraissent les mieux adaptées.

Parmi les agents polluants considérés, une attention particulière a été accordée à ceux résultant de la production d'énergie soit par fission nucléaire soit par combustion de fossile mais le problème des risques de nature énergétique a été surtout traité dans les rapports de la troisième session.

A) Dommmages dus aux radiations.

Dans cette deuxième session, on retiendra une mise au point très approfondie des effets non stochastiques des radiations dans laquelle l'accent est mis sur les syndromes précurseurs de la mort, les syndromes précurseurs de la leucémie, de tumeurs entraînant une réduction de la durée probable de vie. Le même rapport explique l'état actuel des connaissances sur la disparition des cellules autoreproductrices d'organes fonctionnels et les conséquences sur l'activité des dits organes.

En particulier, il semble que la destruction d'une cellule se répercute sur les voisines mais comme ces tissus ont une capacité de reproduction élevée, un effet non stochastique n'est détectable que lorsque de nombreuses cellules sont atteintes et ce serait l'explication de la notion de seuil.

Le rapport UNSCEAR 1982 a rassemblé toutes les informations disponibles et a permis de donner des valeurs de seuil pour divers organes et effets associés. Les effets stochastiques sont beaucoup plus complexes et leur mécanisme est moins bien connu. En particulier, l'induction de tumeurs et surtout celles dues aux radiations exige encore beaucoup d'études avant que le mécanisme ne soit bien compris. Ces études se heurtent à de grandes difficultés dues aux extrapolations "animal-homme", "forte dose-faible dose", fractionnement temporel de la dose (qui augmenterait l'effet dans le cas particulier du testicule) et aux déficiences d'instrumentation fine dans certains organes.

En ce qui concerne la forme de la courbe dose-effet, deux approches sont possibles : la première basée sur des études théoriques physico-biologiques et la deuxième basée sur des données expérimentales. Aucune des deux ne semble aujourd'hui à même de donner une réponse claire et définitive.

Dans le premier groupe, trop d'inconnues subsistent sur l'effet des paramètres tandis que dans le deuxième groupe, les données sont rares et même les doses d'irradiation des descendants d'Hiroshima et Nagasaki ont fait l'objet de révision très récemment.

B) Dommmages dus aux polluants chimiques.

L'étude peut être abordée par deux voies différentes : la première est de caractère épidémiologique et comporte une analyse poussée sur un nombre restreint d'individus tandis que la deuxième est de caractère géopolitique et de ce fait englobe une population très importante mais dans laquelle le contrôle des effets est imparfait.

Outre la dose intégrée de polluants, de nombreux paramètres interviennent dans les effets carcinogènes notamment le temps sous divers aspects : durée de l'exposition, continue ou concentrée, temps de latence, âge de la personne lors de l'exposition, etc. De nombreux facteurs externes peuvent modifier les durées de passage d'une cellule de l'état sain à l'état malin et d'ailleurs l'arrêt de l'exposition au polluant a des effets différents selon les polluants et les organes considérés. En pratique, plus le temps de latence est élevé, plus l'arrêt d'exposition réduit le risque, ce qui n'est pas le cas dans les effets à court terme.

On a par ailleurs observé que les effets génétiques et cancérigènes des radiations et des composés chimiques sont souvent comparables. Compte tenu du degré élevé des connaissances en matière de risques dus aux radiations, on s'est efforcé de déterminer pour les produits chimiques la notion de Rad-équivalent. Une étude intéressante en ce sens a été présentée sur le chlorure de vinyle polymère, responsable de l'angiosarcome du foie et d'altérations chromosomiques. Elle a montré que la limite déjà sévère de concentration admissible fixée à 5 ppm correspondait à 30 rad/an pour les travailleurs exposés. Des études analogues sur l'éthylène ont montré qu'un paquet de cigarettes par jour équivaut à 2 rad/an soit 12 fois la dose additionnelle permise pour le grand public, mais la cigarette contenant d'autres produits toxiques, la radéquivalence est notablement supérieure à 12.

D'autres études ont porté sur les oxydes de soufre et d'azote. Il semble très difficile de faire des évaluations de risque en fonction de la dose, faute d'analyses précises et vu l'impossibilité pratique de dissocier les polluants.

Néanmoins, quelques valeurs de cancers additionnels par GWe-an ont été avancées pour la pollution due aux centrales à charbon et aux centrales nucléaires (0,5 à 1) mais ces chiffres restent sujets à caution. Ces chiffres sont à comparer avec ceux résultant d'une étude allemande où, sur base d'un décès équivalant à 6000 jours de travail et d'un accident équivalant à 100 jours, les journées perdues rapportées à 1 GWe-an sont 5140 jours pour le charbon, 3502 pour le pétrole, 5000 pour le gaz, 576 pour le nucléaire, 113 pour l'hydraulique et 8577 pour le solaire thermique (cités dans un rapport de la session 3).

RISQUES RESULTANT DE LA PRODUCTION ENERGETIQUE ET AUTRES RISQUES.

(Troisième session).

La plupart des rapports ont été consacrés aux risques liés à la production d'énergie, soit en s'attachant à un type d'énergie primaire soit en établissant des parallèles entre types divers (combustibles fossiles, nucléaires de fission et fusion). Quelques rapports ont abordé des thèmes très différents et assez disparates tels les radionucléides et métaux lourds dans l'atmosphère, les activités industrielles et agricoles, l'impact des hormones absorbées en période périnatale sur le comportement à l'état adulte, le risque lié à l'extension de l'informatique et enfin un bilan de la prévention des risques au lieu de travail.

En ce qui concerne la production d'énergie, l'importance de considérer tous les polluants potentiels (gaz nocifs, éléments chimiques reconnus toxiques en hygiène du travail, composés organiques cancérigènes, radionucléides) a été soulignée tant du point de vue pollution chimique et radiologique que physique de l'environnement (calories excédentaires, impact du CO² sur le climat, pluviométrie, etc.).

Des études ponctuelles de cas concrets ont mis en lumière la complexité du choix des paramètres à mesurer et leurs toxicités relatives voire leur synergie. On a fourni des informations intéressantes sur la diffusion des aérosols et des gaz et sur l'efficacité des moyens de prévention, de désulfuration et de filtres de cheminée.

On retiendra un rapport très original sur les apports relatifs dans l'atmosphère de radioéléments et de métaux lourds soit de provenance naturelle soit résultant d'activités humaines. Ces dernières ne sont responsables que de fractions inférieures de plusieurs ordres de grandeur aux contaminants naturels de provenance extra-terrestre et volcanique.

Dans le domaine agricole, une étude générale sur les modifications de l'environnement dues à l'intensification de la culture mérite une attention spéciale. Les auteurs montrent que la mécanisation peut avoir des effets inattendus tels l'abandon des terres non mécanisables correspondant à une perte de surface utile notable et des avalanches en région montagneuse. L'utilisation accrue de produits phytosanitaires doit être examinée sous les aspects de mutation génétique, de cancérologie, de disparition de certaines espèces et enfin d'espérance de vie humaine. L'étude doit porter sur l'ingestion directe et indirecte et sur la migration dans les eaux de surface et souterraines.

L'informatique entre de plus en plus dans la vie quotidienne et le public n'est guère familier avec les risques associés si ce n'est celui de l'accident technologique tel une défaillance de contrôle industriel. Mais le risque de l'informatique présente des caractères intrinsèques. Outre les défaillances de l'équipement, il faut noter les difficultés de communication entre le constructeur et l'exploitant avec l'apparition d'intermédiaires, réalisateurs de logiciels, ce qui peut nuire à l'efficacité en multipliant les interfaces. De plus il faut étudier les risques touchant à l'intégrité de l'information, à la crédibilité, la confidentialité et la légitimité. Quelle valeur faut-il attribuer à un ensemble de données plus ou moins élaborées et qui serait perdu suite à un accident ou à un acte de malveillance ? Cette valeur varie selon que l'information est financière, administrative, conceptuelle ou opérationnelle.

METHODES ET MODELES DANS L'EVALUATION COMPARATIVE DES RISQUES.

(Quatrième session).

Faire une comparaison de risques implique que l'on se fixe un service rendu comme bénéfique et que l'on évalue les risques associés encourus par divers moyens d'obtenir le service. Cette logique se heurte malheureusement à de nombreuses difficultés pratiques car un service rendu peut rarement être obtenu de manière rigoureusement égale par divers moyens ; des éléments spéciaux interviennent pour détruire en fait l'identité. Un exemple simple est celui du voyageur qui veut se rendre de A en B ; le but peut être obtenu avec l'avion, le train, l'auto, le vélo ou même la marche mais le temps requis sera différent ainsi que le prix à payer sans parler des nuisances et risques pour le voyageur et autrui. Quels seront donc les critères à considérer ?

De même, comment comparer l'impact de l'industrialisation nécessaire à l'aviation avec la fatigue ou le bien-être de la méthode pedestre ?

On réalise combien est utopique l'idée de mettre dans la balance tous les inconvénients liés à une opération, si simple soit-elle.

De même le bénéfice peut être multidimensionnel aussi. La production d'un kWh constitue un but en soi qui est la satisfaction du besoin d'énergie électrique d'un consommateur mais on doit y associer des à-côtés bénéfiques tels l'emploi créé, l'amélioration de la balance des paiements, par exemple.

Les détriments peuvent aussi être examinés sous des angles différents difficilement additionnables tels que les morts, les effets permanents ou passagers des accidents ou nuisances. Comment combiner des effets immédiats et des effets retardés, des conséquences somatiques et des conséquences génétiques ? Comment apprécier l'effet des mesures de protection dont certaines induisent à leur tour des inconvénients nouveaux ?

La notion de fiabilité dans l'obtention d'un but donné doit intervenir dans les comparaisons. Enfin, il est rare qu'il y ait identité entre ceux qui bénéficient du service et ceux qui en subissent les inconvénients. Ceci implique l'examen de la notion du mieux-être social qui ne peut être que statistique. Les systèmes décentralisés réalisent sans doute mieux l'équilibre à l'échelon individuel mais présentent d'autres inconvénients au plan de la fiabilité et de l'économie.

Une comparaison des risques n'a de sens que si elle est associée à une possibilité de choix ; aussi, à côté d'études rationnelles très complexes et incomplètes, on trouve des considérations plus émotionnelles parfois orientées a priori.

L'analyse complète coûts-bénéfices-risques la plus complète se heurte à des incertitudes. On a signalé une théorie de l'utilité qui pourrait moyennant certaines hypothèses raisonnables conduire à modéliser correctement certains problèmes comme celui du choix de sites de centrales électriques.

Une observation intéressante à retenir est que souvent les évaluations des divers détriments relatifs à toutes les étapes d'un cycle (par exemple de production d'énergie) sont parfois basées sur des faits concrets mais le plus souvent sur des études prospectives et statistiques sans que soient précisées les marges d'incertitude ou d'erreur.

Parmi les problèmes difficiles à résoudre, on retiendra la difficulté d'identifier correctement les bénéficiaires et les victimes des détriments, le choix entre microanalyses et macroanalyses, l'opportunité de traiter qualitativement ou quantitativement les données, la présentation des résultats partiels soit sous forme individuelle pour les scientifiques, les ingénieurs et économistes soit sous forme intégrée pour les décideurs au niveau politique, soit sous forme simplifiée accessible à l'opinion publique sans qu'elle soit biaisée a priori.

Malgré ces difficultés, des efforts notables sont faits pour diminuer les risques mais il est essentiel de réaliser que le détriment ne peut être nul quelles que soient les mesures prises et qu'à partir d'un certain niveau, la réduction du risque obtenue par unité de coût associé devient négligeable ; pis encore, certaines mesures de sécurité introduisent d'autres détriments pour les mêmes usagers ou pour le public.

Plusieurs auteurs ont présenté des études comparatives de coût de sécurité dans les centrales électriques à charbon et nucléaires. Il ressort de ces études, qu'à détriments comparables, l'amélioration de la sécurité coûterait beaucoup plus dans les premières que dans les secondes mais qu'à présent, les efforts de protection sont déjà plus importants dans le secteur nucléaire.

Une synthèse intéressante compare les risques évalués en jours de travail perdus par GWe-an pour diverses énergies primaires tant en maladies mortelles qu'en accidents et ce pour les travailleurs concernés et pour le public. Il fait état aussi des raccourcissements probables de vie en fonction de risques très divers allant du célibat masculin (sic) estimé à 3500 jours aux accidents nucléaires (0,02 selon le rapport Rasmussen et 2 selon un groupement scientifique antinucléaire) en passant par les fumeurs de cigarettes, 2250 jours, un excès de poids de 30 % soit 1300 jours, l'usage intempestif de médicaments, 90 jours, les accidents de voiture, 207 jours et les incendies 27 jours. L'analyse fait même apparaître des raccourcissements négatifs dus notamment à l'accroissement de la sécurité entre 1966 et 1976 soit 110 jours.

Dans divers rapports, de nombreux chiffres sont cités. Ils ne concordent pas toujours mais souvent sont difficilement comparables à cause des hypothèses adoptées mais il est intéressant de noter que les ordres de grandeur et surtout les incidences relatives de divers risques sont en bon accord.

Plusieurs rapports s'attachent à l'optimisation des dépenses de sécurité dans la chaîne énergétique ainsi qu'à l'extrapolation à d'autres activités, des connaissances acquises en nucléaire sur la dispersion atmosphérique des polluants.

Une comparaison des causes de grands accidents dans les secteurs barrages hydrauliques (TETON, Etats-Unis), navigation (Amoco Cadiz) et nucléaire (TMI) ne manque pas d'intérêt. Pour les barrages, la probabilité serait de 0,8 pour 10.000 barrage-an avec environ 40 morts. Pour les navires de tous types, la perte a été de 0,004 par an mais l'auteur n'a pas associé à ce chiffre un nombre de victimes. Pour le nucléaire, la probabilité serait de 0,00001 à 0,0001 par réacteur-an soit de 0,1 à 1 pour 10.000 réacteur-an, assez comparable aux barrages mais sans perte de vie. Les accidents susceptibles de causer des morts seraient 100 fois moins probables dans le secteur nucléaire.

L'analyse des causes des trois types de catastrophes fait très généralement apparaître un manque de prévoyance, de surveillance active de paramètres, de compréhension des indications anormales ; l'auteur insiste sur le caractère prédominant du facteur humain soit individuel soit collectif.

Un dernier rapport élargit à l'échelle mondiale la notion du risque en y incluant les sabotages, la prolifération des armes nucléaires, l'accroissement de la teneur en CO^2 de l'atmosphère, les pénuries de fuel ou d'énergie primaire et ses conclusions sont très significatives. Le risque de prolifération lié aux centrales nucléaires est inférieur aux autres voies d'accès à l'arme nucléaire. La teneur mondiale en CO^2 actuellement de 290 ppm ne devrait pas dépasser 450 ppm alors que la consommation des réserves charbonnières seules conduirait à environ 6 fois la teneur actuelle. Ainsi ce facteur limitera le recours au charbon avant que les facteurs économiques n'interviennent et imposera un recours à des ressources énergétiques non fossiles d'ici 50 ans. Même sur des bases optimistes pour l'hydraulique, le solaire et les autres énergies renouvelables, le nucléaire devrait atteindre en 2030 une puissance entre 3600 et 9000 GW (contre 135 en 1981).

PERCEPTION DU RISQUE ET ACCEPTABILITE.

(Cinquième session).

Un véritable corps de doctrine se développe sur la perception des risques et leur acceptabilité. Cette doctrine est fondamentalement différente de celle de l'évaluation scientifique des risques et détriments et des notions coûts-bénéfices. Elle relève de la psychologie individuelle et collective.

Les décideurs, qu'ils soient des maîtres d'oeuvre, techniques, économiques, sociaux ou politiques devront tenir compte des études de perception et acceptabilité en plus des études à caractère rationnel menées par les milieux scientifiques.

Un certain nombre de questions constituent la base de ces études parmi lesquelles on retiendra surtout :

- Quels sont les risques envisagés et quelle est leur évaluation scientifique ?
- En dehors de l'évaluation scientifique, comment et sur quels paramètres et critères, les individus et les groupes apprécient-ils et comparent-ils ces risques ?
- Quels sont les facteurs psychologiques et sociaux qui influencent ces appréciations et comparaisons ?
- Quels sont les moyens qui permettent de rapprocher ces appréciations de l'évaluation scientifique ?

Il existe au moins deux approches différentes : celle de l'Institut de Perceptronics (Orégon, Etats-Unis) et celle du groupe d'évaluation du risque de l'A.I.E.A. La première établit une comparaison des causes de risques basée sur une enquête statistique tandis que la deuxième se penche sur la motivation de l'attitude des individus.

La perception des risques paraît assez semblable aux Etats-Unis et en Europe. L'individu a en général une capacité raisonnable d'apprécier les risques inhérents à diverses causes mais dans l'évaluation comparative, il fait intervenir d'autres critères plus personnels comme la possibilité d'action personnelle dans le contrôle. Il attache moins de poids à un risque plus élevé s'il croit, à tort ou à raison, qu'il peut exercer un pouvoir personnel pour le minimiser. Le cas typique est celui du risque de mort par km parcouru en auto ou en avion, le premier étant ressenti comme personnellement contrôlable et le second ne l'étant pas.

En outre, l'individu a tendance à minimiser au plan de la collectivité le risque auquel il n'est que peu ou pas personnellement exposé.

La diversité d'appréciations d'un même risque par des individus isolés est supérieure à celle existant au sein d'un groupe, qu'il s'agisse de communauté sociale, culturelle, politique ou religieuse .

Dans la comparaison des avis moyens de tels groupes, il faut distinguer ceux du type majorité silencieuse et ceux du type minorité bruyante ; leurs impacts respectifs sur la perception d'ensemble ne sont pas correctement représentatifs.

Un autre aspect qui a été souligné est l'évolution surtout en fonction du temps et de l'éloignement de l'appréciation pour les individus et groupes directement concernés par une activité à risques. Une étude très détaillée fait état de cette évolution depuis la prospection d'un site potentiel de centrale nucléaire jusqu'à la mise en service industriel dans des régions très peu, faiblement ou fortement éloignées. C'est dans la zone médiane et la phase précédant la décision que l'anxiété est la plus marquée. En outre des zones d'égale anxiété ne sont pas des cercles ni des entités administratives ; le relief joue un rôle non négligeable. Ce même rapport analyse le profil des groupes favorables et défavorables à l'activité ; il met en relief le mécanisme de propagation des opinions et les facteurs qui les accentuent tels que les prises de position philosophique, politique ou religieuse, le sentiment régionaliste, l'impact positif ou négatif socio-économique local (main d'oeuvre, niveau de vie, industrialisation, impôts, scolarité, etc.).

D'autres rapports s'efforcent de quantifier le fait que l'individu et le groupe ont tendance à surestimer le détriment lorsque la probabilité est faible ; un détriment annuel est beaucoup plus ressenti s'il s'agit d'un événement unique produisant 100 morts que s'il s'agit de 100 événements produisant chacun un mort.

INTERET ET LIMITES DE LA COMPARAISON DES RISQUES.

La table ronde - session de clôture.

L'intérêt de la comparaison réside dans l'analyse approfondie des divers aspects de chaque type de risque qu'elle requiert ; elle conduit à une prise de conscience des responsabilités à tous les niveaux de décision.

Les points essentiellement abordés peuvent se résumer comme suit :

- clarification des notions de dose engagée, de dose collective de détriment et leur étalement dans le temps et l'espace
- parallélisme et différence entre détriments de nature chimique et radiologique
- agrégation des risques par addition, multiplication ou autre forme mathématique
- facteurs de corrélation en fonction de la gravité (mort immédiate ou retardée, niveau de handicap au travail et au bien-être temporaire ou permanent)
- méthodologie d'évaluation nécessitant encore des améliorations
- signification des études coûts-bénéfices
- opportunité discutable au plan de l'économie globale d'études très complexes, dont les résultats sont biaisés ultérieurement par des facteurs émotionnels.

Sessions Posters.

Diverses études ont été présentées dont certaines auraient mérité des exposés complets. Particulièrement intéressantes ont été les études faisant ressortir les doses dues aux matériaux de construction des habitations et surtout leur accroissement en fonction de l'isolation recherchée à des fins d'économie d'énergie . Le risque de cancer rapporté au MW-an dû à l'isolation est de l'ordre de 1000 fois celui dû à la production nucléaire du même MW-an.

L'économie d'énergie par échangeurs de chaleur au lieu d'isolation réduirait considérablement ce rapport mais le coût serait plus élevé. Un autre thème intéressant était l'évaluation et la réduction du risque radiologique pour les ouvriers des mines d'uranium.

CONCLUSIONS D'ENSEMBLE PERSONNELLE.

Le thème général du Congrès était certainement très ambitieux et très attrayant. Dans la limite du temps disponible, on a abordé de très nombreuses facettes du sujet ; le caractère multidisciplinaire de la radioprotection a contribué à ce que chacun y trouve des connaissances nouvelles. En outre, l'accueil des organisateurs a apporté une note plus détendue dans des sujets souvent pénibles au plan moral.
