

ISSN - 0250 - 5010

ANNALEN
VAN
DE BELGISCHE VERENIGING
VOOR
STRALINGSBESCHERMING

VOL. 23, N°2

2e trim. 1998

**DE RADON PROBLEMATIEK: STRALINGSBESCHERMING IN HET
WOONMILIEU
LA PROBLEMATIQUE DU RADON: LA RADIOPROTECTION DANS
LES HABITATIONS**

Driemaandelijkse periodiek
2400 MOL 1

Périodique trimestriel
2400 MOL 1

ANNALES
DE
L'ASSOCIATION BELGE
DE
RADIOPROTECTION

Hoofdredacteur Dr M.H. Faes
Fazantendreef, 13
B- 3140 Keerbergen

Rédacteur en chef

Redactiesecretariaat Mme Cl. Stiévenart
Av. Armand Huysmans 206, bte 10
B- 1050 Bruxelles - Brussel

Secrétaire de Rédaction

Publikatie van teksten in de Annales
gebeurt onder volledige verantwoorde-
lijkheid van de auteurs.
Nadruk, zelfs gedeeltelijk uit deze
teksten, mag enkel met schriftelijke
toestemming van de auteurs en van
de Redactie.

Les textes publiés dans les Annales
le sont sous l'entière responsabilité
des auteurs.
Toute reproduction, même partielle,
ne se fera qu'avec l'autorisation
écrite des auteurs et de la
Rédaction.

Ce numéro contient les textes d'exposés présentés le 6 février 1998 lors d'une réunion organisée à Bruxelles par l'Association belge de Radioprotection et consacrée à :

Dit nummer bevat de teksten van de uiteenzettingen gedaan in Brussel op 6 februari 1998 ter gelegenheid van een vergadering van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming en gewijd aan :

La problématique du radon : la radioprotection dans les habitations
De radonproblematiek : stralingsbescherming in het woonmilieu

SOMMAIRE	INHOUD	page
Inleiding H. VANMARCKE		127
Overzicht van het nieuwe ICRP longmodel (Publicatie 66) en toepassing van het model op de vervalproducten van radon H. VANMARCKE		133
Epidemiologisch onderzoek naar het risico van radonblootstelling binnenshuis A. POFFIJN		165
Le programme d'action du SPRI sur le radon dans les habitations en Belgique J.P. SAMAIN, E. COTTENS, A. POFFIJN		171
Mesures de radon dans les bâtiments par les laboratoires belges : résultats d'intercomparaisons et de campagnes de mesures menées depuis 1993 F. TONDEUR		175
Radon in gebouwen : methodes voor remediering en preventie geïllustreerd aan de hand van concrete gevallen A. BOSSAER, A. POFFIJN		203

INLEIDING

H. Vanmarcke

SCK-CEN, Departement Stralingsbescherming

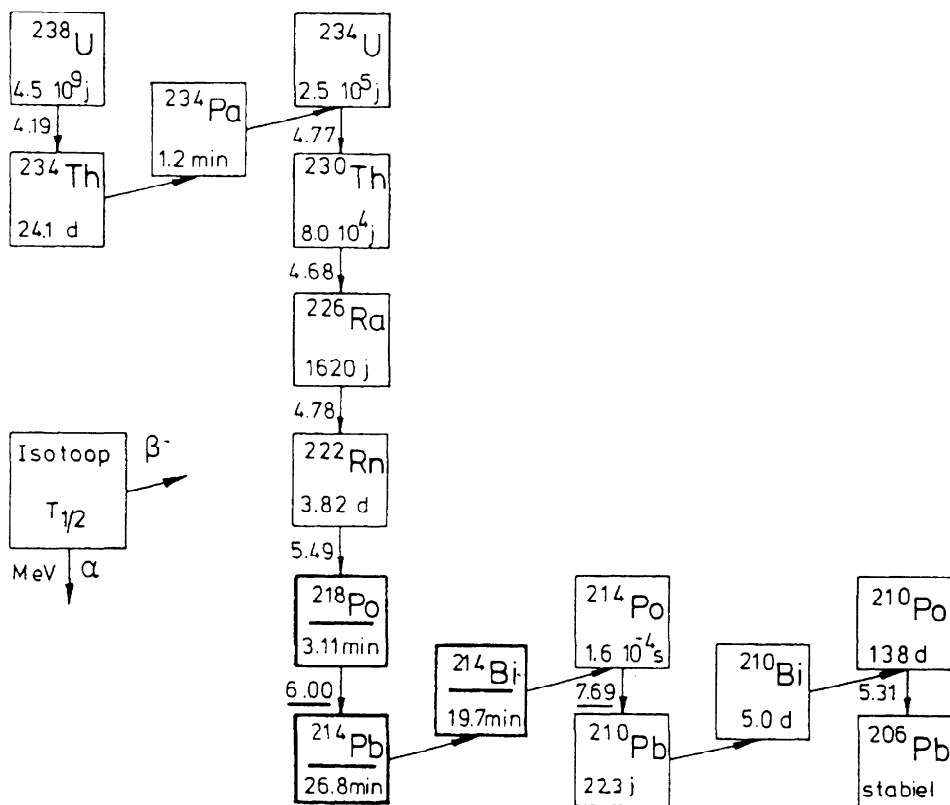
Boeretang 200, B-2400 Mol, België

Als inleiding op deze studiedag is het passend om de *radonproblematiek* te situeren in het geheel van de stralingsbescherming. Uit de verschillende lezingen zal blijken dat de blootstelling aan de vervalproducten van radon niet alleen de *grootste bijdrage* vormt tot de bevolkingsblootstelling maar dat ze ook *sterkvarieert* binnen de bevolking. Het is ironisch dat juist deze blootstelling het onderwerp is van voortdurende *twistgesprekken* onder stralingsbeschermingsdeskundigen, met als inzet de juistheid van de risicoschattingen en de opportuniteit van programma's om de radonblootstelling te beperken. Aan de basis van deze discussie ligt een afwijkende perceptie van het radonrisico door de bevolking maar ook door vele deskundigen. De onverschilligheid voor het radonrisico heeft te maken met de aard van het risico:

- De *natuur* en niet de mens is verantwoordelijk voor het risico (*de goede moeder natuur*). Hierdoor komt het dat het radonrisico veel kleiner wordt ingeschat dan bijvoorbeeld de risico's verbonden met kerncentrales of nucleair afval, hoewel de effectieve dosissen een totaal omgekeerd beeld tonen. De effectieve dosis wordt nochtans geacht een maat te zijn voor het stochastische stralingsrisico.
- De blootstelling heeft voornamelijk plaats in onze *woningen* en niet op de werkvloer (*in je woning vind je rust en geborgenheid*). Er is bovendien geen vervuiler verantwoordelijk tenzij de gewone burger die onwetend zijn risico heeft verhoogd door algemeen aanvaardbare bouwtechnieken toe te passen.

Waar komt radon vandaan en hoe kan het ons schaden (Vanmarcke, 1996)

Met uitzondering van de kosmische straling en de radionucliden die door de kosmische straling in het leefmilieu worden gevormd, is de natuurlijke radioactiviteit het gevolg van het verval van radionucliden met een halveringstijd van meer dan 500 miljoen jaar. Belangrijk zijn de isotopen: uranium-238, uranium-235, thorium-232 en kalium-40.



Figuur 1. De (natuurlijke) radioactieve *uraniumreeks*. Het isotoop radon-222 wordt gevormd door α -verval uit radium-226. Radium-226 heeft een halveringstijd van 1620 jaar; dit is lang genoeg om, wat de mens betreft, beschouwd te worden als het begin van de reeks. De isotopen die onderlijnd zijn domineren de stralingsbelasting.

Deze nucliden vormen, met uitzondering van kalium-40, het begin van een natuurlijke reeks. Dit is een serie radioactieve transformaties die eindigt met een stabiel isotoop. Elk van de drie reeksen bevat een isotoop van het element radon (*een edelgas*). Traditioneel worden die isotopen *radon* (^{222}Rn), *thoron* (^{220}Rn) en *actinon* (^{219}Rn) genoemd. Radon heeft de langste halveringstijd en is daarom vanuit het oogpunt van de stralingsbescherming het belangrijkste isotoop. De uraniumreeks (^{238}U) wordt schematisch voorgesteld in figuur 1. Alle radionucliden van de uraniumreeks zijn metalen, met uitzondering van radon dat een edelgas is. Radon kan zich bijgevolg vrij bewegen in bodem en bouwmaterialen en eventueel de atmosfeer bereiken. Het is deze eigenschap die verantwoordelijk is voor de radonproblematiek.

Radon is dus in de lucht aanwezig, zodat het wordt ingeademd. Als edelgas wordt het echter terug uitgeademd. Op het eerste zicht, geen probleem. Radon is echter radioactief, zodat ook zijn *vervalproducten* in de lucht voorkomen. Deze zijn metalen en blijven achter in de longen. Gezien de biologische halveringstijd van de vervalproducten in de longen groter is dan enkele uren is er tijd voor verval naar lood-210. Hierbij worden twee α -deeltjes afkomstig van polonium-218 en polonium-214 uitgezonden (zie figuur 1). Deze α -deeltjes beschadigen de stralingsgevoelige cellen van het ademhalingsstelsel waardoor er, na verloop van tijd, *longkanker* kan ontstaan. Het radonprobleem is dus eigenlijk een poloniumprobleem.

Bronnen van radon in het woonmilieu (Vanmarcke, 1996)

Tabel 1. Overzicht van de bijdrage van de verschillende bronnen van radon in Belgische woningen.

Bron	Spreiding Bq/m ³	Typische bijdrage Bq/m ³
Bodem	5-1000	25
Bouwmaterialen	5-100	15
Buitenlucht	5-20	10
Watervoorziening	0-10	0
<i>Totaal (afgerond)</i>	15-1000	50

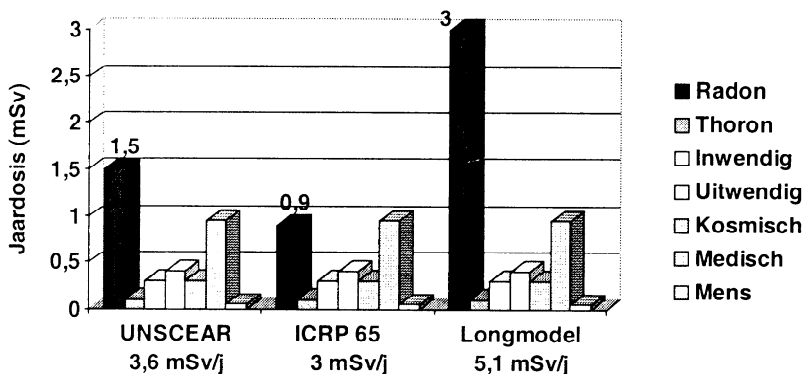
De belangrijkste bronnen van radon in de binnenhuislucht zijn de *bodem* onder de woning, de bouwmaterialen, de buitenlucht en de watervoorziening. Een schatting van de relatieve belangrijkheid van de verschillende bronnen tot de gemiddelde radonconcentratie in België van 50 Bq/m³ wordt gegeven in tabel 1.

Van de drie bronnen die beduidend bijdragen tot de gemiddelde radonconcentratie is de buitenlucht de minst belangrijke. Ze is evenwel onvermijdelijk gezien de natuurlijke verluchting van een woning ervoor zorgt dat de radonconcentratie binnenshuis minstens zo hoog is als deze in de buitenlucht. De hogere waarden die in de binngenhuislucht worden gemeten zijn het gevolg van de infiltratie van radon uit bodem en bouwmaterialen. Hoewel de beide bronnen belangrijk zijn voor de gemiddelde radonconcentratie zijn hoge waarden vrijwel volledig toe te schrijven aan verschillen in de hoeveelheid radon die de woning binnendringt vanuit de bodem.

De bijdrage van radon tot de gemiddelde stralingsbelasting in België (Vanmarcke, 1996)

Op basis van het UNSCEAR rapport van 1993 wordt de gemiddelde blootstelling aan ioniserende straling in België wordt geschat op 3,6 mSv per jaar. Hiervan wordt 2,6 mSv toegeschreven aan natuurlijke bronnen en 1 mSv aan bronnen afkomstig van de menselijke bedrijvigheid. Figuur 2 geeft een overzicht van de verschillende bijdragen tot de jaardosis uitgaande van drie verschillende waarden voor de radon dosis-conversie-coëfficiënt.

De gemiddelde radonconcentratie in Belgische woningen van 50 Bq/m³ komt met de dosis-conversie-coëfficiënt van UNSCEAR 1993 overeen met een effectieve dosis van 1,5 mSv per jaar (zie figuur 2). De conversie-coëfficiënt van ICRP 65 is afgeleid uit de epidemiologische studies van mijnwerkers blootgesteld aan de vervalproducten van radon. Ze leidt tot een dosis van 0,9 mSv/jaar. De toepassing van het nieuwe dosimetrie model voor het ademhalingsstelsel (ICRP 66) levert dan weer een veel hogere dosis-conversie-coëfficiënt op, hetgeen resulteert in een dosis van 3 mSv/jaar. Het is duidelijk dat er momenteel in de wetenschappelijke wereld *geen consensus* bestaat over de waarde van de dosis-conversie-coëfficiënt.



Figuur 2. Overzicht van de stralingsbelasting van de Belgische bevolking op basis van de radon dosis-conversie-coëfficiënt van het UNSCEAR rapport van 1993, de conversie-conventie van ICRP 65 (1993) (afgeleid uit het longkankerrisico van mijnwerkers) en het nieuwe long-dosimetrie-model van ICRP 66 (1994).

Programma

De *dosimetrische en epidemiologische benadering* van het radonrisico vormen het onderwerp van de twee eerste lezingen door H. Vanmarcke van het SCK·CEN en A. Poffijn van de UG. Daarna keren wij terug naar de Belgische context met een overzicht van het *actieprogramma* van de Federale Overheid (DBIS-SPRI) op dit vlak (J.P. Samain).

Sinds de radon-conferentie van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming te Luik in november 1993 hebben de Belgische laboratoria heel wat nieuwe gegevens verzameld over de radonblootstelling in België. F. Tondeur van het ISIB zal in zijn lezing een overzicht geven van de resultaten van deze *meetcampagnes* en van de *intercalibraties* van radondetectoren tussen de verschillende Belgische laboratoria. De laatste lezing handelt over *remediërende technieken*. A. Bossacr van het Wetenschappelijk en Technisch Centrum van het Bouwbedrijf (WTCB-CSTC) is goed geplaatst om ons aan de hand van concrete gevallen uit te leggen hoe de radonconcentratie in een woning kan verminderd worden.

Referenties

- BVS·ABR, Radon in our Euregio, in workplaces, dwellings and schools. Symposium te Luik op 4-6 november 1993. Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming. 19: nr. 1 en 2, 1994.
- International Commission on Radiological Protection. Protection against radon-222 at home and at work. Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication 65, Ann. ICRP 23, 1993.
- International Commission on Radiological Protection. Human respiratory tract models for radiological protection. Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication 66, Ann. ICRP 24, 1994.
- UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation). Sources and effects of ionizing radiation. Report to the General Assembly with annexes, E.94.IX.2. New York, United Nations, 1993.
- Vanmarcke H., Baugnet-Mahieu L., Culot J.P., Govaerts P., Holmstock L. Ioniserende straling: effecten van lage dosissen. NIRAS·ONDRAF, Brussel, NIROND-96-03, 1996.

OVERZICHT VAN HET NIEUWE ICRP LONGMODEL (PUBLICATIE 66) EN TOEPASSING VAN HET MODEL OP DE VERVALPRODUCTEN VAN RADON

H. Vanmarcke

SCK•CEN, Departement Stralingsbescherming
Boeretang 200, B-2400 Mol, België

Samenvatting

De longdosis veroorzaakt door de inademing van radioactieve stoffen kan niet rechtstreeks gemeten worden maar moet berekend worden aan de hand van modellen die de verschillende relevante processen in rekening brengen: inademing, depositie, eliminatie en radioactief verval in de verschillende weefsels van het ademhalingsstelsel.

ICRP publicatie 66 vervangt ICRP 30. In deze bijdrage zal een overzicht gegeven worden van de belangrijkste kenmerken van het nieuwe longmodel van de ICRP (publicatie 66). Het model werd uitgebreid tot alle leden van de bevolking waaronder baby's en kinderen en is toepasbaar voor radioactieve aërosolen en gassen.

De toepassing van het longmodel op de vervalproducten van radon levert veel hogere dosis-conversie-coëfficiënten op dan deze aangenomen in ICRP 65 op basis van het longkankerrisico bij mijnwerkers. Gevoeligheidsanalyses tonen aan dat het verschil tussen de dosimetrische en epidemiologische benadering niet kan verklaard worden door onzekerheden in de parameters van het longmodel. Dit impliceert systematische fouten in de aanbevolen waarden van één of meerdere van de ICRP risicofactoren:

- W_R : de radiologische gewichtsfactor van 20 voor alfastraling;
- W_T : de gewichtsfactor voor de longen van 0,12;
- D : de risicocoefficiënt voor hoge acute dosissen van $0,112 \text{ Sv}^{-1}$;
- $DDREF$: de dosis en dosistempo doeltreffendheidsfactor van 2.

1. Inleiding

De ICRP (International Commission on Radiological Protection) heeft met publicatie 66 (ICRP, 1994) een nieuw dosimetriemodel van het ademhalingsstelsel aangenomen. Het nieuwe longmodel vervangt niet alleen publicatie 30 (ICRP, 1979), het breidt ook het toepassingsgebied ervan gevoelig uit. Enkele belangrijke wijzigingen:

- Het model is toepasbaar voor alle leden van de bevolking. Er worden referentiewaarden gegeven voor baby's van 3 maanden, kinderen van 1, 5 en 10 jaar, meisjes en jongens van 15 jaar en volwassen mannen en vrouwen.
- Het model is niet alleen bruikbaar voor aërosolen maar ook voor gassen en dampen.
- Voor beroepshalve blootgestelde werknemers verschuift de referentiewaarde voor de mediaan van het ingeademde aërosol van 1 naar 5 μm .
- De dosis wordt ook berekend voor het gedeelte van het ademhalingsstelsel buiten de longen, met name de neus-, keel- en mondholte en het strottenhoofd.
- Het stralingsrisico wordt verdeeld over de verschillende stralingsgevoelige weefsels van het ademhalingsstelsel op een manier die overeenstemt met hun morfologische, fysiologische en radiobiologische kenmerken.

2. Structuur van het ademhalingsstelsel

Het ademhalingsstelsel wordt verdeeld in twee grote delen (zie figuur 1): de borstkas of longen (thorax, TH) en het gedeelte buiten de borstkas (extrathoracic region, ET). Het gedeelte buiten de borstkas bestaat uit:

- het voorste deel van de neus, ET_1 (anterior nose);
- het achterdeel van de neusholte, de keelholte, de mondholte en het strottenhoofd, ET_2 (posterior nasal passages, pharynx, mouth and larynx);
- de lymfeklieren buiten de borstkas, LN_{ET} (lymph nodes of the extrathoracic region).

De borstkas of longen bestaan uit:

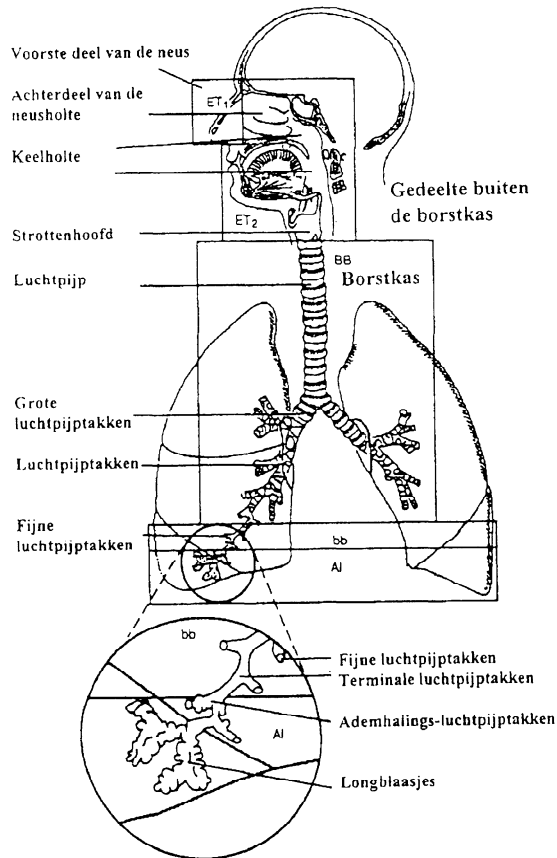
- de luchtpijp en de grote luchtpijptakken, BB (trachea and main bronchi);
- de fijne luchtpijptakken, bb (bronchioles);
- de gasuitwisselingszone: longblaasjes en bindweefsel, AI (alveoli and interstitial tissue);

- de lymfeklieren van de borstkas, LN_{TH} (lymph nodes of the thoracic region).

2.1 *Het deel van het ademhalingsstelsel buiten de borstkas, ET (extrathoracic region)*

De functie van dit gedeelte van het ademhalingsstelsel is driedelig:

- een vlotte passage van de in- en uitgeademde lucht verzekeren;
- de ingeademde lucht op lichaamstemperatuur en 100 % vochtigheid brengen;
- de ingeademde lucht filteren, dit is het verwijderen van deeltjes en gassen;



Figuur 1. Morfologisch model van het ademhalingsstelsel.

2.1.1 Het voorste deel van de neus, ET_1 (anterior nose)

Een vereenvoudigde voorstelling van de doorsnede van de wand van het voorste deel van de neus wordt gegeven in figuur 2.

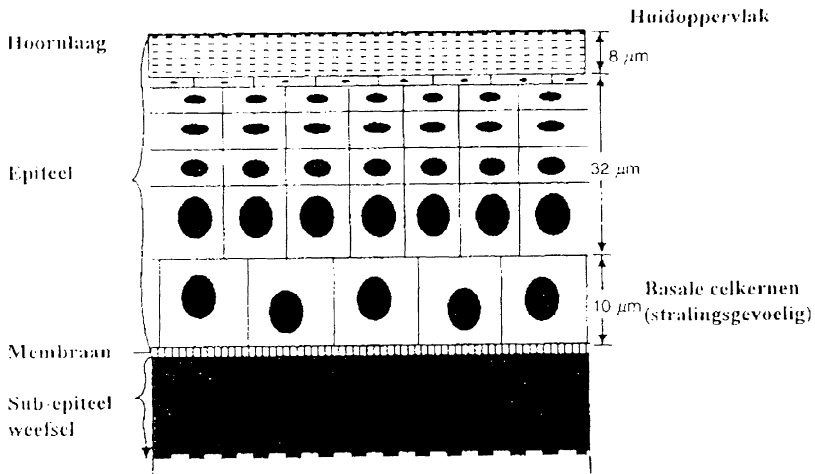


Fig 2. Model van de stralingsgevoelige basale cellen in het voorste deel van de neus, ET_1 .

Het voorste deel van de neus, ET_1 , heeft dezelfde structuur als de huid. Het epiteel wordt bovenaan afgesloten door een ondoordringbare hoornlaag, zodat de gedeponeerde activiteit de wand niet kan binnendringen en naar buiten wordt afgevoerd door externe middelen zoals het snuiten van de neus. Het zuiveringstempo wordt vastgelegd op 1 per dag, wat overeenstemt met een halveringstijd van 17 uur. De stralingsgevoelige basale celkernen bevinden zich op een diepte van 40 tot $50\ \mu\text{m}$ onder het huidoppervlak.

2.1.2 Het achterdeel van de neusholte, keelholte, mondholte en strottenhoofd, ET_2 (posterior nasal passages, pharynx, mouth and larynx)

De gedeponeerde activiteit komt terecht in een dikke slijmlaag (mucus) van gemiddeld $15\ \mu\text{m}$ dik die snel afgevoerd wordt naar het spijsverteringsstelsel met een transport constante van 100 per dag, dit is een halveringstijd van 10 minuten (zie figuur 3).

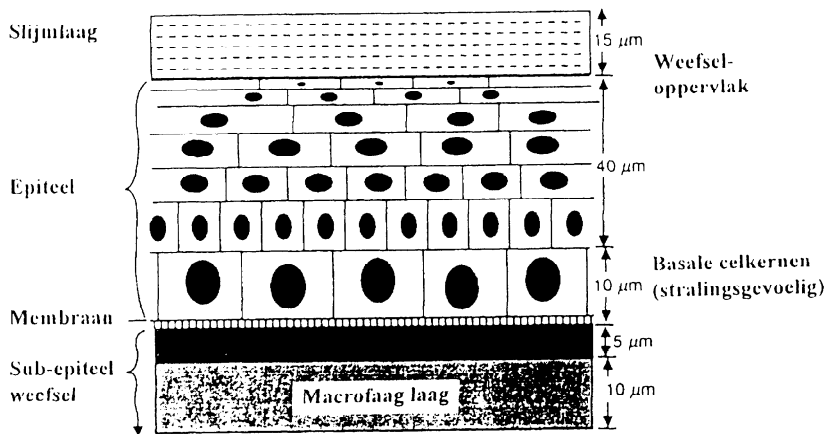


Fig. 3. Model van de stralingsgevoelige basale cellen in het achterdeel van de neusholte, keelholte, mondholte en strottenhoofd, ET_2 .

De gemiddelde diepte van de stralingsgevoelige basale celkernen is tussen de 40 en 50 µm.

Een zeer klein gedeelte van de gedeponeerde activiteit, 0,05 %, wordt in de wand vastgezet, meer bepaald in de macrofaag laag die zich op een diepte van 5 tot 15 µm onder het epiteel bevindt. Deze activiteit wordt heel traag afgevoerd naar de lymfeklieren buiten de borstkas, LN_{ET} , met een halveringstijd van ongeveer 700 dagen.

2.2 De borstkas of longen, TH (thorax)

2.2.1 De luchtpijp en de grote luchtpijptakken, BB (bronchial region)

Dit gedeelte van de longen bestaat uit de luchtpijp (trachea) en de grote luchtpijptakken, voorgesteld door de generaties 0 tot en met 8. Zoals aangegeven in figuur 4 zijn de luchtwegen bedekt met trilharen (cilia) met daarboven een slijm laag (mucus). De trilharen duwen de slijm laag naar de keelholte waar ze worden ingeslikt (mucociliair transport). Het grootste deel van de gedeponeerde activiteit wordt snel naar het spijsverteringsstelsel afgevoerd met een halveringstijd van 100 minuten, terwijl een kleiner deel tussen de trilharen terecht komt en veel trager de keel bereikt met een halveringstijd van 23 dagen.

Er zijn twee soorten stralingsgevoelige cellen. De secretory celkernen bevinden zich in het epiteel op een diepte van 10 tot 40 μm en de basale celkernen tussen 35 en 50 μm .

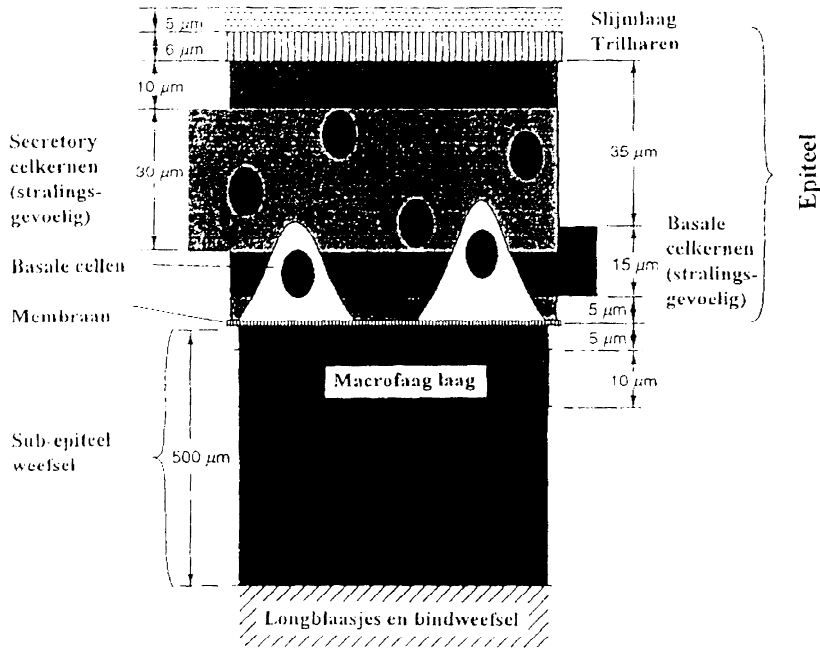


Fig. 4. Model van de stralingsgevoelige basale en secretory cellen van de luchtpijp en de grote luchtpijptakken. BB.

Een kleine fractie van de activiteit, 0,7 %, wordt in de macrofaag laag onder het epiteel van de luchtpijp vastgezet. Deze activiteit wordt traag gezuiverd naar de lymfeklieren van de borstkas, LN_{III}, met een halveringstijd van 70 dagen.

2.2.2 De fijne luchtpijptakken, bb (bronchiolar region)

De fijne luchtpijptakken omvatten de generaties 9 tot en met 15. De structuur is bijna dezelfde als voor de grote luchtpijptakken maar de weefsels zijn dunner (zie figuur 5). Het snel en traag mucociliair transport heeft een halveringstijd van respectievelijk 8 uur en 23 dagen.

Er is maar een soort stralingsgevoelige cellen, namelijk de secretory cellen, die zich op een diepte van 4 tot 12 μm bevinden.

Het deeltjestransport naar de lymfeklieren is analoog aan dat voor de grote luchtpijptakken.

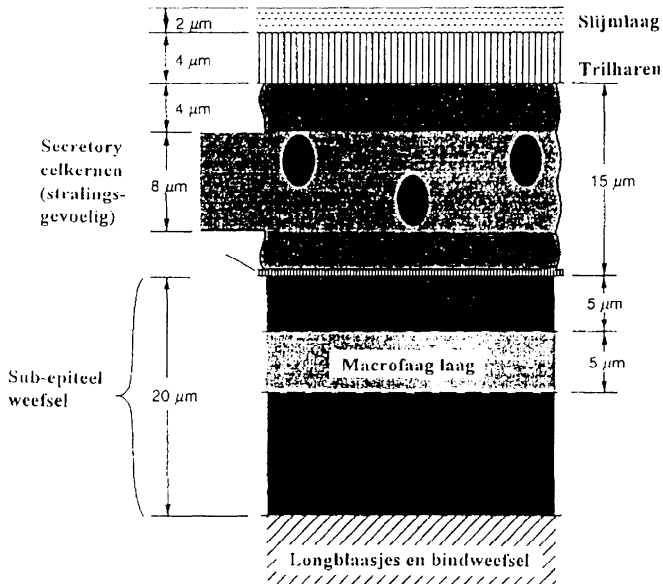


Fig. 5. Model van de stralingsgevoelige secretory cellen van de fijne luchtpijptakken, bb.

2.2.3 De gasuitwisselingszone: longblaasjes en bindweefsel, AI (alveoli and interstitieel tissue)

Menselijke longen bevatten ongeveer 300 miljoen longblaasjes, met een totale oppervlakte van 140 m^2 , die zorgen voor de opname van zuurstof (O_2) in het bloed en de afgifte van koolstofdioxide (CO_2). De structuren in de gasuitwisselingszone zijn zo dun dat men de verdeling van de stralingsgevoelige cellen als homogeen kan beschouwen.

De gedeponeerde activiteit wordt over drie compartimenten verdeeld die gezuiverd worden naar de fijne luchtpijptakken, bb:

- 30 % in AI_1 met een halveringstijd van 35 dagen;
- 60 % in AI_2 met een halveringstijd van 700 dagen;
- 10 % in AI_3 met een halveringstijd van 7000 dagen.

De activiteit in het laatste compartiment, AI_3 , wordt ook nog heel langzaam afgevoerd naar de lymfeklieren van de borstkas, LN_{TH} , met een transport constante van 0,00002 per dag, dit is een halveringstijd van ongeveer 100 jaar.

De lymfeklieren van de borstkas, LN_{TH} , en van buiten de borstkas, LN_{ET} , worden eveneens als homogene stralingsgevoelige weefsels beschouwd.

3. Fysiologisch model van het ademhalingsstelsel

De ademhalingsdebieten en de wijze van ademen, langs de neus of gedeeltelijk via de mond, bepalen in belangrijke mate de stralingsdosissen opgelopen door de verschillende weefsels van het ademhalingsstelsel. Voor werknemers en volwassen mannelijke leden van de bevolking gelden de volgende referentiewaarden in functie van de lichamelijke arbeid:

- slapen: 7,5 l/min of 0,45 m³/h;
- rusten, zitten: 9,0 l/min of 0,54 m³/h;
- lichte lichaamsinspanningen: 25 l/min of 1,5 m³/h;
- zware lichaamsinspanningen: 50 l/min of 3 m³/h.

Het combineren van de soorten activiteiten met de resultaten van studies over de levenswijze van mensen resulteert in referentiewaarden voor de hoeveelheid lucht die men per dag of per werkperiode inademt:

- Slapen, 8h per dag: $8 \times 0,45 = 3,6 \text{ m}^3$.
- Beroepshalve.
 - lichte arbeid: 5,5 h lichte inspanningen en 2,5 h rusten en zitten:
 $5,5 \times 1,5 + 2,5 \times 0,54 = 9,6 \text{ m}^3$, dit is gemiddeld 1,2 m³/h;
 - zware arbeid: 7 h lichte inspanningen en 1 h zware inspanningen:
 $7 \times 1,5 + 1 \times 3 = 13,5 \text{ m}^3$.
- Niet beroepshalve, 4 h rusten of zitten, 3 h lichte inspanningen en 1 h zware inspanningen:
 $4 \times 0,54 + 3 \times 1,5 + 1 \times 3 = 9,7 \text{ m}^3$.

De totale hoeveelheid ingeademde lucht per dag voor een referentiewerker met lichte arbeid komt op 23 m³ (3,6 + 9,6 + 9,7) en met zware arbeid op 27 m³ (3,6 + 13,5 + 9,7).

4. Gassen en dampen

In tegenstelling tot aërosolen blijven gassen en dampen bij contact meestal niet kleven aan de oppervlakken van het ademhalingsstelsel maar botsen terug. Hun gedrag wordt bepaald door de Brownse beweging, met als karakteristieke parameter de diffusiecoëfficiënt. Door hun kleine diameter bewegen de gasmoleculen zich heftig en komen daarbij dikwijls in contact met de wanden, zodat het vastgehouden gedeelte afhankelijk is van de oplosbaarheid en de reactiviteit van het desbetreffende gas. Het model verdeelt de gassen en dampen in 3 klassen. De indeling wordt schematisch voorgesteld in figuur 6.

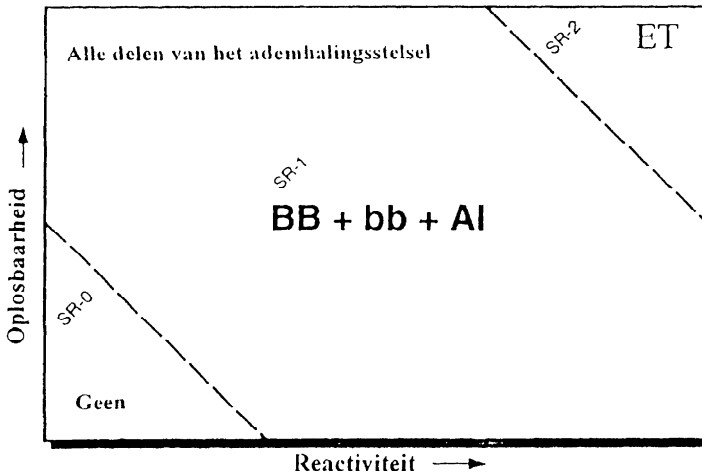


Fig. 6. De opname van gassen en dampen in de verschillende delen van het ademhalingsstelsel in functie van oplosbaarheid en reactiviteit.

De depositie en retentie van gassen en dampen wordt bepaald door hun chemische eigenschappen.

- SR-0, onoplosbare en niet reactieve gassen (*geen opname*):
Inerte gassen zoals H_2 , N_2 en SF_6 zijn vrijwel onoplosbaar in de vloeibare laag die de oppervlakken van het ademhalingsstelsel bekleedt. De stralingsdosis komt meestal neer op de berekening van de uitwendige blootstelling door onderdompeling in een half-oneindige wolk van het SR-0 gas.
- SR-1, oplosbare of reactieve gassen (*opname in alle delen van het ademhalingsstelsel*):
De gassen en dampen van deze klasse vertonen verschillende combinaties

van oplosbaarheid en reactiviteit, hetgeen resulteert in een ongelijke opname door de verschillende delen van het ademhalingsstelsel, waardoor ze een individuele evaluatie vereisen. Voorbeelden van dergelijke gassen zijn O_3 , NO_2 en H_2O . Wanneer er geen specifieke informatie beschikbaar is wordt voorzichtigheidshalve een opname van 100 % aangenomen met als standaardverdeling: 10 % ET_1 , 20 % ET_2 , 10 % BB, 20 % bb, en 40 % AI.

- SR-2, goed oplosbare en reactieve gassen (*volledige opname in ET*): Goed oplosbare en reactieve gassen worden volledig geabsorbeerd door de weefsels en het bloed van het gedeelte van het ademhalingsstelsel buiten de borstkas, ET. Voorbeelden van dergelijke gassen zijn SO_2 en HF.

5. De depositie van aërosolen in het ademhalingsstelsel

Het model laat toe de depositie van een aërosol in de verschillende delen van het ademhalingsstelsel te berekenen voor alle mogelijke diameters tussen 0,0005 en 100 μm . Het ademhalingsstelsel wordt daarbij beschouwd als een reeks opeenvolgende filters tijdens de inademing en vervolgens tijdens de uitademing (zie figuur 7).

Nieuw ten opzichte van ICRP 30 (1979) is de invoering van een voorfilter, met name de inhaleerbaarheid, die de efficiëntie waarmee deeltjes ingeademd worden in rekening brengt. Dit effect is pas belangrijk voor grote deeltjes vanaf 5 μm en is toe te schrijven aan de grotere inertie van deze deeltjes. In figuur 8 is te zien dat de inhaleerbaarheid geleidelijk afneemt vanaf een waarde van ongeveer 100 % voor 5 μm deeltjes tot ongeveer 50 % voor deeltjes van 50 μm of meer. Bij sterke wind is het effect kleiner.

Na de eerste filter, de inhaleerbaarheid, wordt een fractie van de activiteit gedeponeerd in de filters voor ET_1 , ET_2 , BB, bb en AI en vervolgens bij uitademing, in omgekeerde volgorde, in de filters voor bb, BB, ET_2 en ET_1 .

De fractie van de activiteit die terecht komt in de verschillende delen van het ademhalingsstelsel is sterk afhankelijk van de diameterverdeling van het ingeademde aërosol.

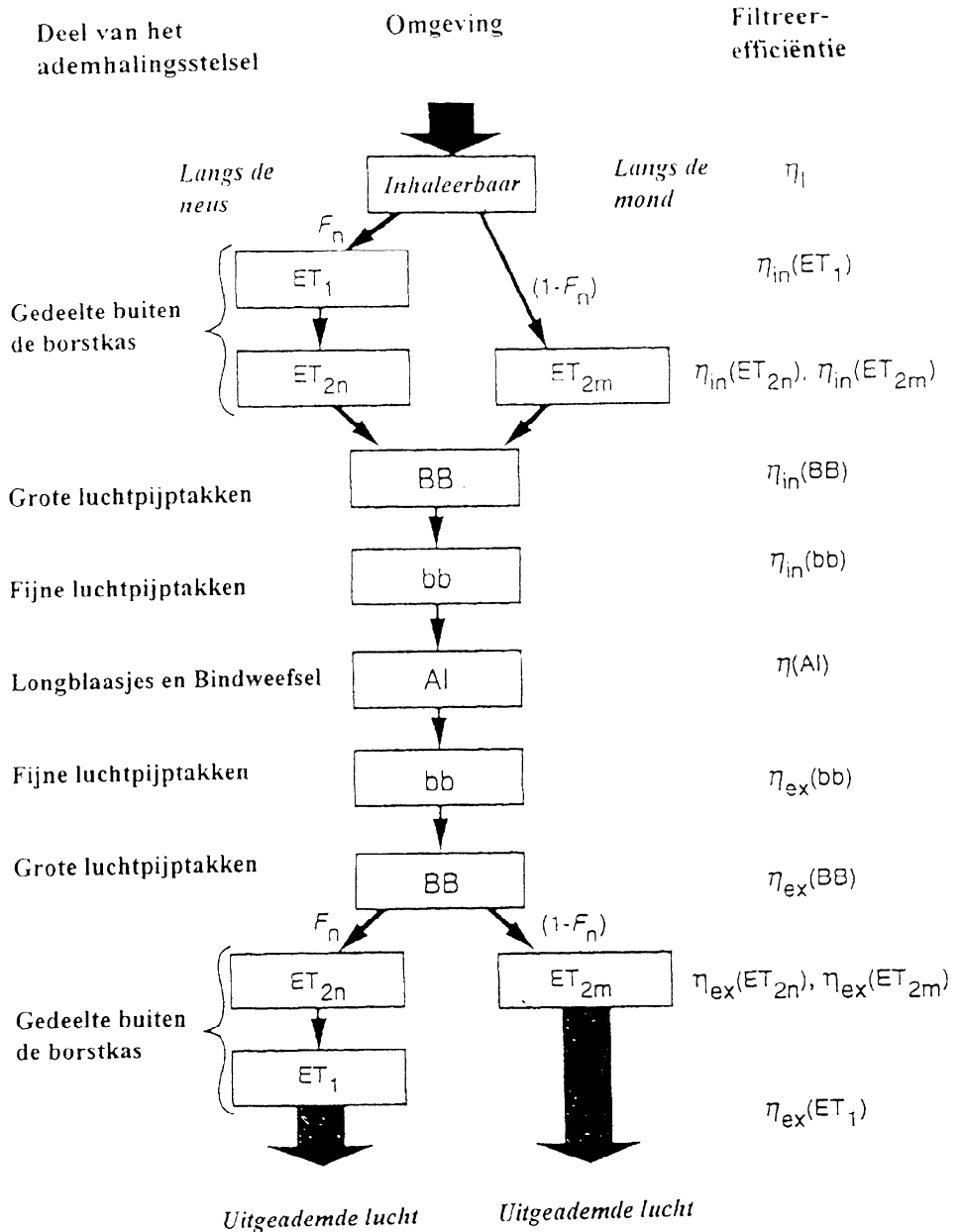


Fig. 7. Modelling onder de vorm van een reeks filters van inhaleerbaarheid en depositie van deeltjes in de verschillende delen van het ademhalingsstelsel tijdens het in- en uitademen, langs de neus of gedeeltelijk via de mond.

Diffusie is het dominerende proces voor zeer kleine deeltjes met een diameter van 0,1 μm of kleiner. Het gedrag van deze deeltjes wordt gekarakteriseerd door hun thermodynamische diameter, dit is de diameter van een bolvormig deeltje met dezelfde diffusiecoëfficiënt in lucht als het desbetreffende deeltje.

Impactie en sedimentatie zijn de dominerende processen voor deeltjes met een diameter van 1 μm of meer. Deze deeltjes worden gekarakteriseerd door hun aërodynamische diameter, dit is de diameter van een bolvormig deeltje met een dichtheid van 1 g/cm^3 dat dezelfde eindvalsnelheid in lucht heeft als het desbetreffende deeltje.

Voor deeltjesdiameters tussen 0,1 en 1 μm zijn zowel het thermodynamisch als het aërodynamisch transport belangrijk.

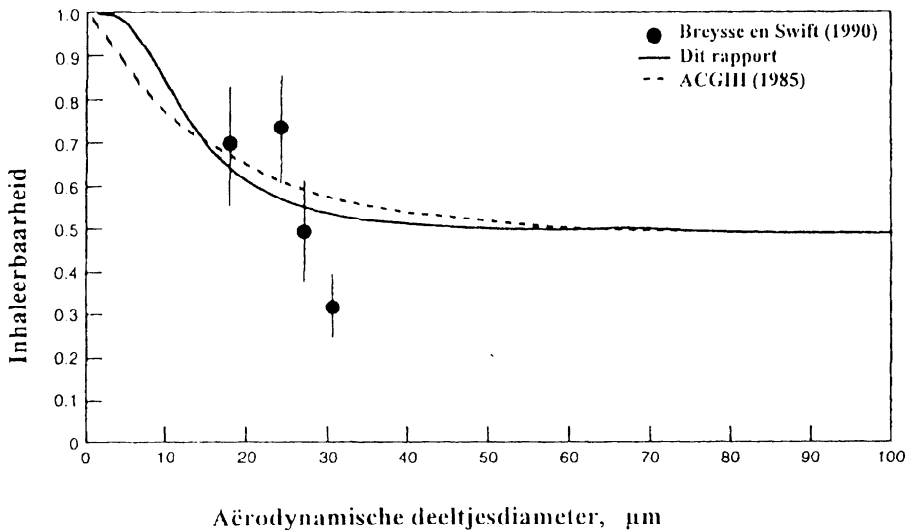


Fig. 8. De inhaleerbaarheid van deeltjes in stilstaande lucht gemeten door Breyse en Swift in 1990 in vier personen; de standaardkromme aanbevolen door de "American Conference of Governmental Industrial Hygienists" (ACGIH, 1985) en de kromme aangenomen door de ICRP in publicatie 66 (1994).

Het ingeademde aërosol wordt verondersteld log-normaal verdeeld te zijn. De geometrische standaard afwijking, σ_g , van de log-normale verdeling is uitgezet in figuur 9. De waarde van σ_g wordt gelijk gesteld aan 1 (monodispers aërosol) voor zeer kleine deeltjes en neemt toe tot 2,5 voor deeltjes van 1 μm of meer.

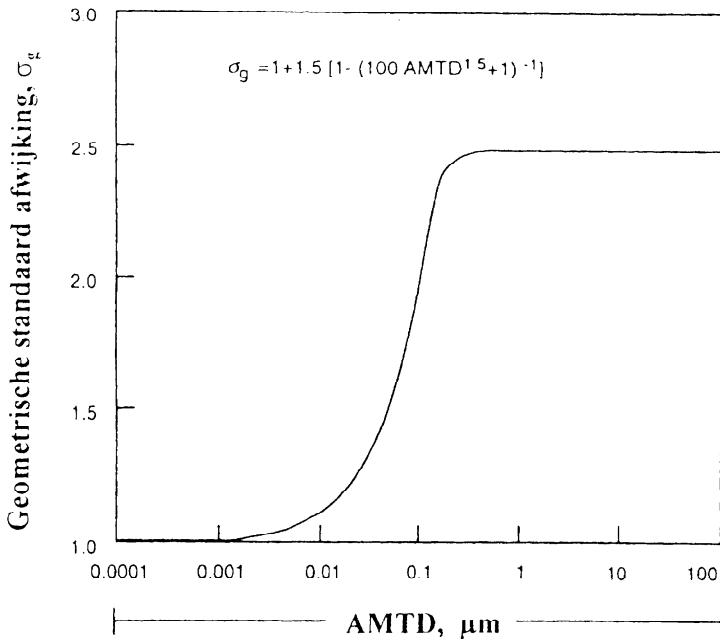


Fig. 9. Referentiewaarde voor de geometrische standaard afwijking, σ_g , in functie van de mediane diameter van het ingeademde aërosol.

Wanneer er geen specifieke informatie beschikbaar is over de fysische eigenschappen van het ingeademde aërosol worden de volgende referentiewaarden aanbevolen:

- AMAD = 5 μm ($\sigma_g = 2,5$) voor beroepshalve blootstelling;
- AMAD = 1 μm ($\sigma_g = 2,47$) voor de blootstelling van de bevolking;
- massadichtheid van de deeltjes, $\rho = 3 \text{ g/cm}^3$;
- vormfactor van de deeltjes, $\kappa = 1,5$.

Figuur 10 toont de depositie in het adembalingsstelsel in functie van de deeltjesgrootte voor beroepshalve blootgestelde werknemers. De resultaten voor een aantal belangrijke diameters worden gegeven in tabel 1.

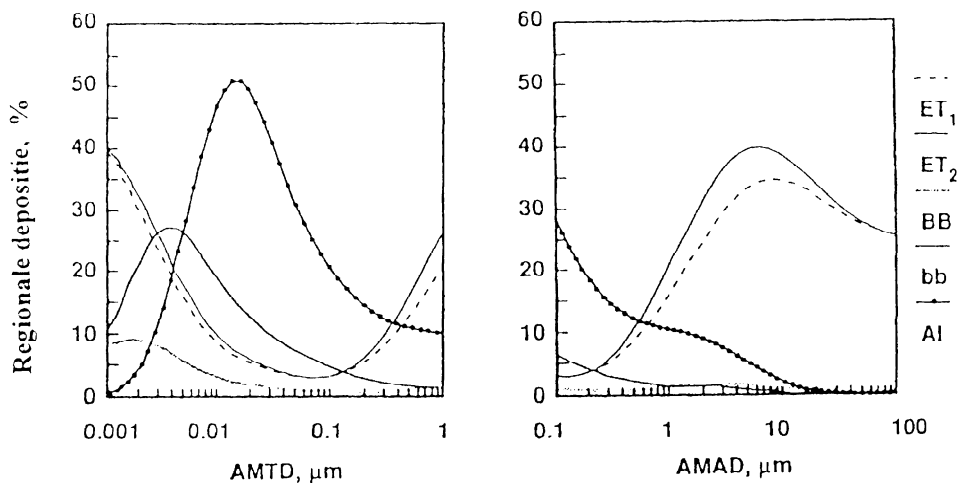


Fig. 10. Fractionele depositie in de verschillende delen van het ademhalingsstelsel voor een werknemer die lichte arbeid verricht en door de neus ademt met een ademhalingsdebiet van 1.2 m³/h. Voor zeer kleine deeltjes die neerslaan door diffusie wordt de AMTD (activity median thermodynamic diameter) gebruikt en voor grotere deeltjes, waarvoor impactie en sedimentatie de belangrijkste processen zijn, wordt de AMAD (activity median aerodynamic diameter) gebruikt.

Tabel 1. Fractionele depositie bij de referentiewaarden van 1 en 5 µm en bij de typische diameters voor radon vervalproducten in de binnenuisluucht: 0,001 µm voor de vrije vervalproducten en 0,2 µm voor de vervalproducten aangehecht aan het aërosol.

AMAD µm	ET ₁ %	ET ₂ %	BB _{fast+seq} %	BB _{slow} %	bb _{fast+seq} %	bb _{slow} %	AI %	Totaal %
0,001	40	40	4	4	4,8	4,8	0,37	99
0,2	5,5	6,1	0,33	0,33	1,5	1,5	15	30
1	17	21	0,66	0,58	0,84	0,81	11	51
5	34	40	1,2	0,59	0,66	0,44	5,3	82

6. De zuiveringssystemen van het ademhalingsstelsel

De activiteit neergezet in het voorste deel van de neus, ET_1 , wordt naar buiten afgevoerd door uitwendige middelen zoals het snuiten van de neus. De zuivering van de andere delen van het ademhalingsstelsel is een competitief proces tussen de absorptie in het bloed en het deeltjestransport naar het spijsverteringsstelsel en de lymfeklieren. De veronderstellingen voor de transfer constanten van de beide zuiveringssystemen zijn heel verschillend:

- Het deeltjestransport (het mucociliair transport en het transport naar de lymfeklieren) is:
 - voor alle chemische verbindingen hetzelfde;
 - afhankelijk van de plaats in het ademhalingsstelsel;
- De absorptie in het bloed is:
 - afhankelijk van de chemische eigenschappen van de verbinding;
 - dezelfde over het gehele ademhalingsstelsel.

6.1 *Het deeltjestransport (mucociliair transport en transport naar de lymfeklieren)*

Om de tijdsafhankelijke eliminatie van de activiteit te modelleren worden de verschillende delen van het ademhalingsstelsel opgesplitst in meerdere compartimenten waarop tijdsafhankelijke transfer constanten inwerken. Figuur 11 toont het compartimentenmodel voor het deeltjestransport.

De gedeponeerde activiteit wordt afgevoerd naar de keelholte waar ze wordt ingeslikt en in het spijsverteringsstelsel terecht komt. Er zijn evenwel experimentele aanwijzingen dat een kleine fractie van de activiteit vast komt te zitten in de wanden van het ademhalingsstelsel, meer bepaald in de macrofaag laag onder het epitheel, waar ze heel traag wordt afgevoerd naar de lymfeklieren. Deze fractie wordt in de figuur aangeduid met de compartimenten ET_{seq} , BB_{seq} en bb_{seq} (sequestration compartments).

De meeste activiteit in de luchtpijp en luchtpijptakken wordt in een tijdspanne van enkele uren naar het spijsverteringsstelsel afgevoerd. Dit snel mucociliair transport geeft aanleiding tot de compartimenten BB_1 en bb_1 . Een fractie van de activiteit komt evenwel tussen de trilharen terecht en wordt veel trager afgevoerd. Deze

fractie, f_s , wordt geschat op 50 % voor deeltjes kleiner dan enkele μm , en neemt af met toenemende deeltjesgrootte. Ze ligt aan de basis van de compartimenten BB_2 en bb_2 .

De tijdsafhankelijke retentie van activiteit in de gasuitwisselingszone kan gemiddeld worden met behulp van 3 compartimenten: AI_1 , AI_2 , en AI_3 met halveringstijden voor transport naar de fijne luchtpijptakken van respectievelijk 35, 700 en 7000 dagen. Het laatste compartiment wordt bovendien heel langzaam gedraïneerd naar de lymfeklieren met een halveringstijd van ongeveer 100 jaar.

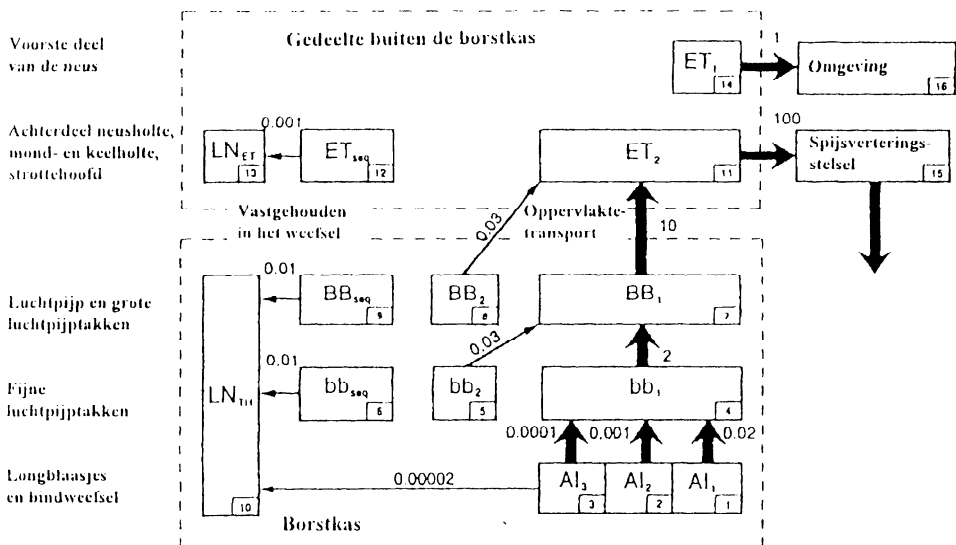


Fig. 11. Het compartimentenmodel voor het tijdsafhankelijke deeltjestransport vanuit de verschillende delen van het ademhalingsstelsel. De referentiewaarden voor de transport constanten worden naast de pijlen vermeld in de eenheid, per dag. De nummers onderaan rechts van elk compartiment worden gebruikt om de transportwegen aan te duiden. Het deeltjestransport bijvoorbeeld van BB_1 naar ET_2 wordt in tabel 2 aangegeven met $m_{7,11}$ en heeft een transport constante van 10 per dag, dit is een halveringstijd van 100 minuten.

De standaard waarden voor de parameters van het deeltjestransport worden gegeven in tabel 2 en de verdeling van de activiteit over de verschillende compartimenten in tabel 3.

Tabel 2. Referentiewaarden voor het modelleren van het tijdsafhankelijke deeltjes-transport vanuit de verschillende delen van het ademhalingsstelsel.

Transportweg	Van	Naar	Tempo (per dag)	Halveringstijd
$m_{1,4}$	AI ₁	bb ₁	0,02	35 d
$m_{2,4}$	AI ₂	bb ₁	0,001	700 d
$m_{3,4}$	AI ₃	bb ₁	0,0001	7000 d
$m_{3,10}$	AI ₃	LN _{TH}	0,00002	100 jaar
$m_{4,7}$	bb ₁	BB ₁	2	8 h
$m_{5,7}$	bb ₂	BB ₁	0,03	23 d
$m_{6,10}$	bb _{seq}	LN _{TH}	0,01	70 d
$m_{7,11}$	BB ₁	ET ₂	10	100 min
$m_{8,11}$	BB ₂	ET ₂	0,03	23 d
$m_{9,10}$	BB _{seq}	LN _{TH}	0,01	70 d
$m_{11,15}$	ET ₂	Spijsvertering	100	10 min
$m_{12,13}$	ET _{seq}	LN _{ET}	0,001	700 d
$m_{14,16}$	ET ₁	Omgeving	1	17 h

Tabel 3. Verdeling van de gedeponeerde activiteit over de verschillende compartimenten.

(f_s is de fractie die deelneemt aan het traag mucociliair transport; 0,5 voor kleine deeltjes en afnemend vanaf een diameter van ongeveer 2,5 μm).

Deel Ademhalingsstelsel	Compartiment	Fractie	Compartiment	Fractie	Compartiment	Fractie
ET ₁	ET ₁	1				
ET ₂	ET ₂	0,9995	ET _{seq}	0,0005		
BB	BB ₁	$0,993 - f_s$	BB ₂	f_s	BB _{seq}	0,007
bb	bb ₁	$0,993 - f_s$	bb ₂	f_s	bb _{seq}	0,007
AI	AI ₁	0,3	AI ₂	0,6	AI ₃	0,1

6.2 Absorptie in het bloed

Het andere belangrijke zuiveringsproces van het ademhalingsstelsel is de absorptie in het bloed. Het absorptieproces bestaat uit twee stappen die beide tijdsafhankelijk kunnen zijn:

1. Het oplossen van de deeltjes, dit is het uiteenvallen van deeltjes in stoffen die kunnen geabsorbeerd worden in het bloed.
2. De opname in het bloed, dit is de absorptie in het bloed van de opgeloste stoffen.

Het absorptietempo is hetzelfde over het gehele ademhalingsstelsel, met uitzondering van het voorste deel van de neus, ET_1 , waar geen absorptie plaats grijpt.

Het compartimentenmodel voor het oplossen van de gedeponeerde deeltjes veronderstelt een competitie tussen het snelle oplossen van het deeltje en het omzetten van het deeltje in een soort getransformeerde toestand met een trager oplostepmo. Het model wordt schematisch voorgesteld in figuur 12. Het oplostepmo neemt geleidelijk af, van een beginwaarde ongeveer gelijk aan s_p naar een eindwaarde bij benadering gelijk aan s_t .

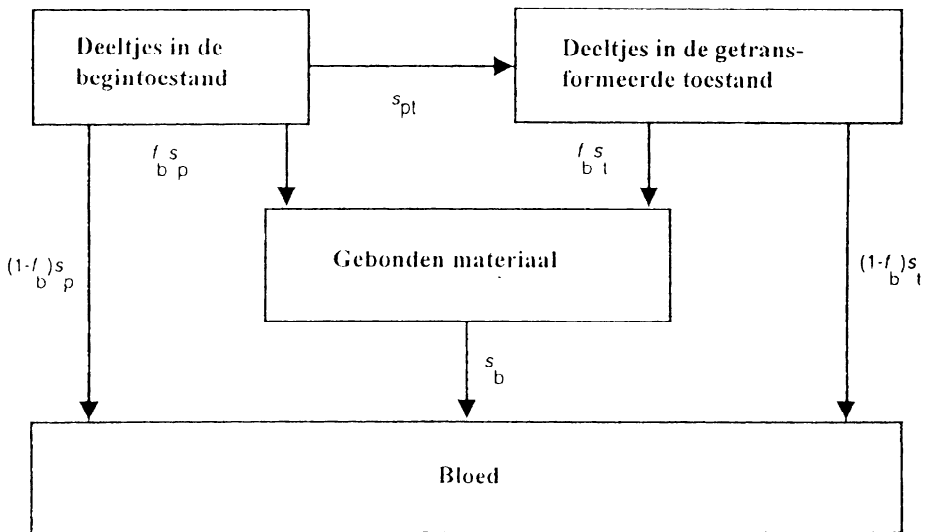


Fig. 12. Het compartimentenmodel voor de tijdsafhankelijke absorptie van de gedeponeerde activiteit in het bloed.

Om de tijdsafhankelijkheid van de opname in het bloed te simuleren wordt verondersteld dat een deel van de opgeloste activiteit, f_b , terecht komt in een gebonden toestand, terwijl de rest, $1 - f_b$, ogenblikkelijk oplost in het bloed. Er wordt verder aangenomen dat de gebonden fractie niet onderhevig is aan deeltjes-transport en dus enkel geëlimineerd wordt door absorptie in het bloed, gekarakteriseerd door de transfer constante s_b .

Voor de meeste chemische verbindingen zijn er te weinig gegevens beschikbaar voor het toepassen van het volledige model. Het model wordt in dat geval vereenvoudigd door f_b gelijk aan 0 te stellen, zodat het gebonden compartiment kan geschrapt worden. Een verdere vereenvoudiging is het opdelen van de chemische verbindingen in 3 groepen waaraan referentiewaarden worden toegekend: snel F(fast), gemiddeld M(moderate) en traag S(slow). De indeling stemt ongeveer overeen met deze van ICRP 30: dagen D(days), weken W(weeks) en jaren Y(years).

De absorptietempo's voor de 3 standaard types kunnen benaderend als halveringstijden uitgedrukt worden, inwerkend op een fractie van de gedeponeerde activiteit:

- Type *snel F(fast)*: 100 % van de gedeponeerde activiteit wordt snel opgenomen met een halveringstijd van 10 minuten:
Vrijwel al de activiteit gedeponeerd in de longen (BB, bb, AI) en de helft van de activiteit in ET_2 wordt snel geabsorbeerd in het bloed.
- Type *gemiddeld M(moderate)*: 10 % met 10 minuten halveringstijd en 90 % met 140 dagen halveringstijd:
Er is een snelle absorptie van 10 % van de longactiviteit en van 5 % van de ET_2 activiteit. Over een periode van ongeveer 1 jaar wordt ongeveer 70 % van de AI activiteit geabsorbeerd in het bloed.
- Type *traag S(slow)*: 0,1 % met 10 minuten halveringstijd en 99,9 % met 7000 dagen:
Er is heel weinig absorptie van de gedeponeerde activiteit in ET, BB en bb. Na vele jaren zal uiteindelijk ongeveer 10 % van de AI activiteit het bloed bereiken.

Figuur 13 toont de fractie van de ingeademde activiteit die in het bloed geabsorbeerd wordt voor de 3 groepen van chemische verbindingen.

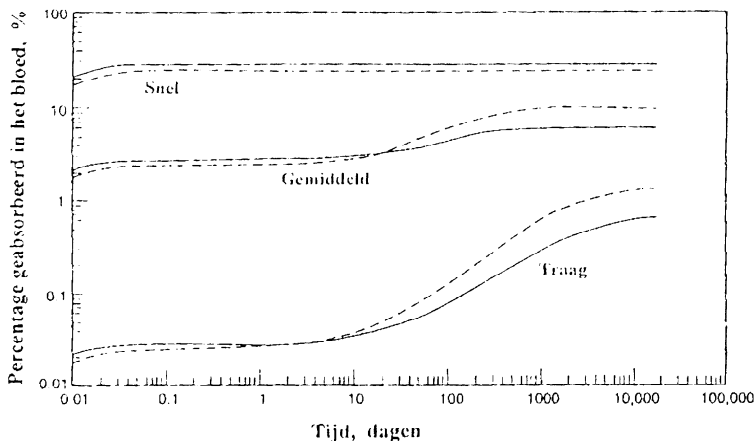


Fig. 13. Het verloop van de cumulatieve absorptie in het bloed voor de drie absorptietypes. De volle lijnen tonen de resultaten voor een aërosol met een AMAD van 5 µm (beroepshalve blootstelling), terwijl de streepjeslijnen gelden voor de inademing van een omgevingsaërosol met een AMAD van 1 µm door een volwassen man.

7. Dosisberekening

De berekening van de dosissen ontvangen door de verschillende stralingsgevoelige weefsels van het ademhalingsstelsel volgt de gewone aanpak van de ICRP. Die bestaat erin de gemiddelde geabsorbeerde dosis per massa-eenheid te berekenen en die vervolgens te vermenigvuldigen met de radiologische gewichtsfactor van de betrokken straling. In tabel 4 worden de referentiewaarden voor de stralingsgevoelige weefsels samengevat.

Epidemiologische studies bij mensen, aangevuld met de resultaten van dierproeven, tonen aan dat alle delen van het ademhalingsstelsel in min of meerdere mate stralingsgevoelig zijn. De fractionele waarschijnlijkheid voor longkanker in de algemene bevolking (Bair, 1991) is:

- luchtpijp en grote luchtpijptakken, BB: 0,80
- fijne luchtpijptakken, bb: 0,15
- longblaasjes en bindweefsel, AI: 0,05

ICRP 60 (1991) kent een gewichtsfactor aan de longen toe van 0,12. De verdeling van deze gewichtsfactor in ICRP 66 (1994) in drie gelijke delen is niet in overeenstemming met de verdeling van het longkankerrisico in de algemene bevolking.

De equivalente volgdozis voor de longen, $H(\text{TH})$, of voor het gedeelte van het ademhalingsstelsel buiten de borstkas, $H(\text{ET})$, wordt bekomen door de equivalente weefseldosissen, gewogen met hun deel van het stralingsrisico, op te tellen:

$$H(\text{TH}) = 0,1665 H(\text{BB}_{\text{secret}}) + 0,1665 H(\text{BB}_{\text{bas}}) + 0,333 H(\text{bb}) + 0,333 H(\text{AI}) + 0,001 H(\text{LN}_{\text{TH}})$$

$$H(\text{ET}) = 0,001 H(\text{ET}_1) + 1 H(\text{ET}_2) + 0,001 H(\text{LN}_{\text{ET}})$$

Tabel 4. Referentiewaarden voor de stralingsgevoelige weefsels met betrekking tot het type cellen, de plaats waar de celkernen zich bevinden, de massa stralingsgevoelig weefsel bij een volwassen man en de relatieve stralingsgevoeligheid van de weefsels.

Deel van het ademhalingsstelsel	Stralingsgevoelige cellen	Diepte celkernen μm	Massa weefsel g	Deel van het stralingsrisico
<i>Deel van het ademhalingsstelsel buiten de borstkas: de gewichtsfactor is 0,025^(*)</i>				
ET_1	Basaal	40 - 50	0,02	0,001
ET_2	Basaal	40 - 50	0,45	1
LN_{ET}	Gemiddelde weefseldosis		15	0,001

Borstkas: de gewichtsfactor voor de longen is 0,12

BB	Secretory	10 - 40	0,86	0,333 / 2
	Basaal	35 - 50	0,43	0,333 / 2
bb	Secretory	4 - 12	1,9	0,333
AI	Gemiddelde weefseldosis		1100	0,333
LN_{TH}	Gemiddelde weefseldosis		15	0,001

(*) ICRP 60 brengt het gedeelte buiten de borstkas (ET) onder bij de rest van het lichaam. Het krijgt dus enkel een gewichtsfactor van 0,025 toegekend indien de dosis er hoger is dan in elk van de 12 organen waarvoor in ICRP 60 (1991) een gewichtsfactor werd vastgelegd.

Het stralingsrisico in ET wordt bijna volledig toegekend aan ET_2 .

8. Gevolgen van de invoering van de nieuwe inhalatie-dosis-coëfficiënten

De ICRP heeft voor alle radionucliden en voor de verschillende leeftijdsklassen de effectieve volg dosis berekend per eenheid van inname. Voor de bevolking wordt uitgegaan van een aërosol met een AMAD van 1 μm en voor beroepshalve blootgestelde personen 5 μm .

De limieten voor jaarlijkse inname (ALI) van de huidige Belgische wetgeving (België, 1987) zijn overgenomen uit ICRP 30. Ze zijn berekend voor een effectieve volg dosis van 50 mSv op basis van een aërosol met een AMAD van 1 μm .

De nieuwe Europese richtlijn (EU, 1996) met betrekking tot de basisnormen stralingsbescherming neemt de dosis-coëfficiënten uit ICRP 66 over en verplicht de lidstaten deze in te voeren voor 13 mei 2000. De impact van deze nieuwe inhalatie-dosis-coëfficiënten voor werknemers wordt in tabel 5 gegeven voor een aantal belangrijke radionucliden. Vrijwel alle coëfficiënten zijn lager, in sommige gevallen zelfs veel lager. Oorzaken zijn de lagere longdepositie en de overgang naar een aërosol van 5 μm . De fractionele longdepositie voor inademing door een werknemer van het referentieaërosol is in het geval van ICRP 30 gelijk aan 32,9 % en met het nieuwe model slechts 8,2 %. Een lagere depositie heeft niet alleen een lagere longdosis tot gevolg maar ook een lagere opname in het lichaam. Bovendien worden voor de lang levende radionucliden van type S de hoogste dosissen bekomen voor de lymfeklieren van de borstkas (LN_{TH}) en voor de gasuitwisselingszone (AI), zodat de overgang van een gemiddelde longdosis, die door de grote massa van AI vrijwel gelijk was aan de dosis in AI, naar een verdeling over verschillende weefsels, resulteert in een lagere longdosis.

De verschuivingen op het vlak van de inhalatie-dosis-coëfficiënten door de invoering van de nieuwe wetgeving kunnen als volgt samengevat worden:

- Voor goed (F) en matig (M) oplosbare verbindingen voorspelt het nieuwe model ongeveer twee keer lagere waarden.
- Voor onoplosbare verbindingen (S) zijn de nieuwe waarden soms meer dan 10 keer zo laag.
- De verlaging is voor alfa stralers meestal groter dan voor bèta stralers.

Tabel 5. Vergelijking van de inhalatie-dosis-coëfficiënten voor werknemers tussen de huidige en toekomstige Belgische wetgeving. De huidige coëfficiënten werden gepubliceerd in het Belgisch Staatsblad van 12 maart 1987 in de vorm van limieten voor jaarlijkse inname (ALI) door inademing, in navolging van ICRP 30. Gezien 1 ALI overeenstemt met een effectieve volgdozis van 50 000 μSv werden de coëfficiënten in de tabel afgeleid door de limietdosis van 50 000 μSv te delen door de ALI (in Bq). De Belgische wetgeving moet voor 13 mei 2000 de inhalatie-dosis-coëfficiënten van de Europese richtlijn overnemen. De referentiewaarde voor de mediane diameter van het ingeademde aërosol voor werknemers werd gewijzigd van 1 μm naar 5 μm .

Radionuclide	Halveringstijd	Effectieve dosis per eenheid van inname				Verhouding Toekomstige Huidige
		Huidige wet		Toekomstige wet		
		Type	$\mu\text{Sv/Bq}$	Type	$\mu\text{Sv/Bq}$	
Alfa stralers						
Po-210	138 dagen	D	2,5	F	0,71	0,28
		W	2,5	M	2,2	0,88
Th-232	14 miljard jaar	W	1250	M	29	0,023
		Y	500	S	12	0,024
U-238	4,47 miljard j.	D	1,0	F	0,58	0,58
		W	1,7	M	1,6	0,94
		Y	25	S	5,7	0,23
Pu-239	24 100 jaar	W	250	M	32	0,13
		Y	100	S	8,3	0,083
Am-241	432 jaar	W	250	M	27	0,11
Bèta stralers						
P-32	14,3 dagen	D	0,0017	F	0,0011	0,65
		W	0,0050	M	0,0029	0,58
Co-60	5,27 jaar	W	0,0083	M	0,0071	0,86
		Y	0,050	S	0,017	0,34
I-131	8,04 dagen	D	0,025	F	0,011	0,44
Cs-137	30,0 jaar	D	0,0083	F	0,0067	0,81

In algemene termen kan gesteld worden dat de omzetting van ICRP 60 en ICRP 66 in onze wetgeving weinig gevolgen zal hebben voor de controle van de inwendige besmetting. De verlaging van de limieten voor beroepshalve blootgestelde werknemers van 50 mSv/jaar naar 20 mSv/jaar en voor leden van de bevolking van 5 mSv/jaar naar 1 mSv/jaar wordt namelijk gecompenseerd door een vergelijkbare verlaging van de inhalatie-dosis-coëfficiënten.

9. Toepassing van het nieuwe longmodel op de vervalproducten van radon

Een deel van de vervalproducten van radon blijft bij inademing achter in de longen, waar ze door hun korte halveringstijden vervallen, vooraleer ze afgevoerd kunnen worden door deeltjestransport en absorptie in het bloed. Hierbij worden twee alfa deeltjes uitgestuurd die de stralingsgevoelige weefsels van het ademhalingsstelsel kunnen beschadigen. Het nieuwe longmodel lijkt dus het aangewezen instrument om deze longdosis te berekenen.

Anderzijds is er rechtstreekse informatie beschikbaar over het longkankerrisico dank zij de epidemiologische studies van mijnwerkers blootgesteld aan de vervalproducten van radon. De ICRP verkiest in publicatie 65 (1993) deze rechtstreekse aanpak boven het gebruik van het nieuwe longmodel waarvan de risicofactoren voornamelijk berusten op de studie van de overlevenden van de atoombommen op Hiroshima en Nagasaki. De toename van de longkankermortaliteit bij chronische blootstelling van mijnwerkers aan de vervalproducten van radon wordt geschat op $8.0 \cdot 10^{-5}$ per mJ h m^{-3} . Hoewel de blootstellingsomstandigheden in mijnen en woningen erg verschillend zijn (bijvoorbeeld een hoger ademhalingsdebiet en een lagere vrije fractie in mijnen), compenseren ze elkaar, zodat voor blootstelling in woningen dezelfde waarde voor de longkankermortaliteit wordt aangenomen.

De dosis-conversie-coëfficiënt (door de ICRP aangeduid als conversie-conventie) wordt bekomen door de toename van de longkankermortaliteit te delen door de schade per eenheid van effectieve dosis. De waarde die in ICRP 60 wordt toegekend aan de schade per eenheid van effectieve dosis is groter voor leden van de bevolking ($7.3 \cdot 10^{-5}$ per mSv) dan voor werknemers ($5.6 \cdot 10^{-5}$ per mSv), hetgeen resulteert in een lagere conversie-conventie voor de bevolking in vergelijking tot werknemers ($8 \cdot 10^{-5} / 7.3 \cdot 10^{-5} = 1,1$ mSv per mJ h m^{-3} versus $8 \cdot 10^{-5} / 5.6 \cdot 10^{-5} = 1,4$ mSv per mJ h m^{-3}).

De toepassing van het nieuwe longmodel op de vervalproducten van radon voor de typische blootstellingsomstandigheden in mijnen levert een dosis-conversie-coëfficiënt op van 5 mSv per mJ h m^{-3} (Birchall, 1994; Hopke, 1995; James, 1995). Om deze waarde in overeenstemming te brengen met de aanbevolen waarde van ICRP 65, 1,4 mSv per mJ h m^{-3} , is het noodzakelijk om een normalisatiefactor van 0,3 in te voeren (Hopke, 1995). De effectieve dosis, E_{long} (mijnen), wordt bijgevolg gegeven door:

$$E_{\text{long}} (\text{mijnen}) = H_{\text{long}} w_{\text{long}} \times 0,3$$

met w_{long} de gewichtsfactor voor de longen van 0,12 en H_{long} de equivalente longdosis.

Ondanks de verschillen in blootstellingsomstandigheden tussen mijnen en woningen blijft de longdosis ongeveer behouden waardoor de normalisatiefactor voor het woonmilieu komt op 0,23 (1,1 mSv per mJ h m^{-3} / 5 mSv per mJ h m^{-3}). De effectieve dosis, E_{long} (woning), opgelopen door de blootstelling aan de vervalproducten van radon in het woonmilieu, wordt bijgevolg gegeven door:

$$E_{\text{long}} (\text{woning}) = H_{\text{long}} w_{\text{long}} \times 0,23$$

Met het nieuwe longmodel kan men de effectieve dosis berekenen over de volledige diameterverdeling van 0,0005 μm (atomaire dimensies) tot 100 μm (grote aerosoldeeltjes). De bekomen dosis-conversie-coëfficiënten worden voorgesteld in figuur 14 voor een volwassen man met een ademhalingsdebiet van 1,2 m^3/h en 0,78 m^3/h , representatief voor werknemers en leden van de bevolking. Voor de onderlinge verhouding van de activiteiten van de radon vervalproducten in de ingeademde lucht werden voor deeltjes groter dan 0,02 μm de volgende waarden verondersteld: ^{218}Po : ^{214}Pb : ^{214}Bi gelijk aan 0,8: 0,4: 0,2 en voor kleinere deeltjes 0,8: 0,02: 0,0. De beide krommen werden proportioneel verminderd met een normalisatiefactor van 0,3 (Solomon, 1997).

10. De dosimetrische benadering is niet in overeenstemming met de epidemiologische benadering

De toepassing van het nieuwe longmodel op de vervalproducten van radon levert dus veel hogere dosis-conversie-coëfficiënten op dan deze aangenomen in ICRP 65 op basis van epidemiologische studies bij mijnwerkers. Experimentele studies in woningen en werkplaatsen (Hopke, 1995; Hanninger, 1996; Reineking, 1994; Solomon, 1997; Wasiolek, 1995) en onzekerheidsanalyses (Birchall, 1994; Zock, 1996) tonen aan dat het verschil tussen deze twee benaderingen niet kan verklaard worden door onzekerheden in de parameters van het longmodel. Dit impliceert systematische fouten in de aanbevolen waarden van één of meerdere van de ICRP risicofactoren:

- W_R : de radiologische gewichtsfactor van 20 voor alfastraling;
- W_T : de gewichtsfactor voor de longen van 0,12;
- D: de risicocoefficiënt voor hoge acute dosissen van $0,112 \text{ Sv}^{-1}$ (afgeleid uit de studie van de overlevenden van de atoombommen op Hiroshima en Nagasaki);
- DDREF: de dosis en dosistempo doeltreffendheidsfactor van 2 (voor lage en matige dosissen en dosistempo's).

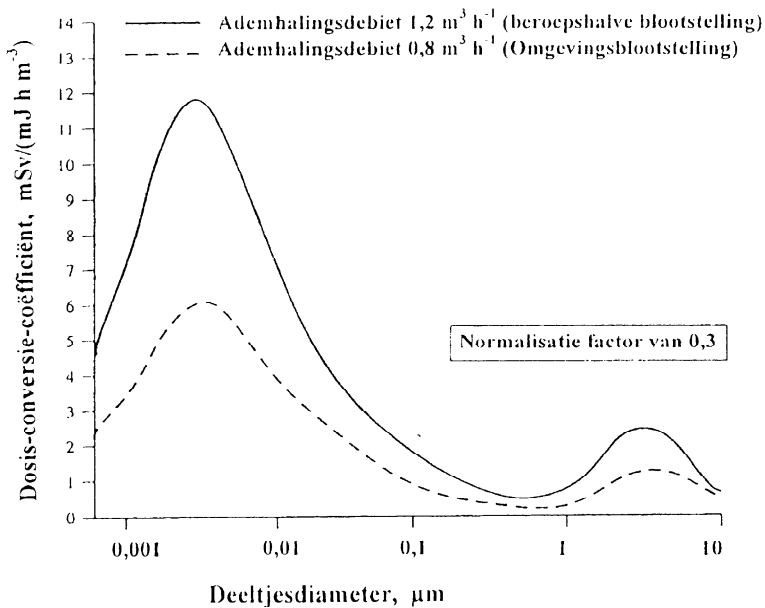


Fig. 14. Dosis-conversie-coëfficiënten voor radon vervalproducten in functie van de deeltjesdiameter, berekend met het nieuwe ICRP longmodel (Solomon, 1997). De berekende waarden werden met een factor 0,3 aangepast om ze in overeenstemming te brengen met de risicoschattingen van de mijnwerker-studies.

De dosimetrise en epidemiologische benaderingen worden samengevat in figuur 15. De epidemiologische benadering leidt tot een risico op fatale longkanker voor een mijnwerker van $8,0 \cdot 10^{-5}$ per mJ h m^{-3} . De dosimetrise aanpak maakt voor het berekenen van het risico gebruik van een aantal correctiefactoren (W_R , W_T , D en DDREF). Ze resulteert in een waarde van $28 \cdot 10^{-5}$ per mJ h m^{-3} . Het verschil tussen de twee benaderingen vereist de invoering van een normalisatiefactor.

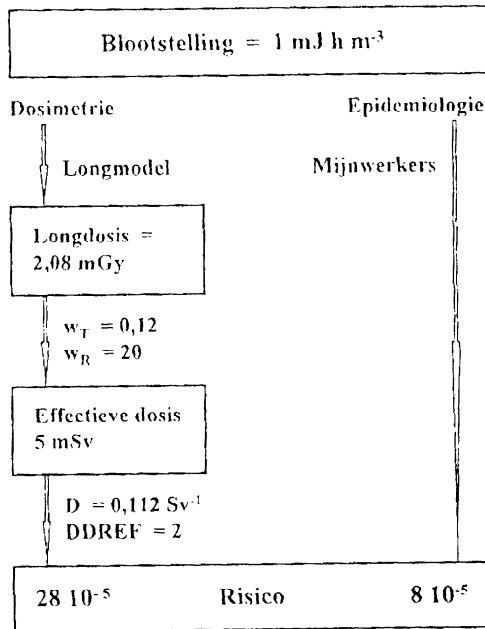


Fig. 15. Vergelijking van de epidemiologische met de dosimetrische benadering voor mijnwerkers blootgesteld aan de vervalproducten van radon. Een blootstelling van 1 mJ h m^{-3} stemt overeen met $1,8 \cdot 10^5 \text{ Bq h m}^{-3}$ of een gemiddelde radonconcentratie van 250 Bq/m^3 bij een evenwichtsfactor van 0,4 gedurende een werkjaar van 1800 h ($250 \times 0,4 \times 1800$).

Zoals eerder vermeld, wordt de dosis-conversie-coëfficiënt bekomen door de totale stralingsschade per eenheid van effectieve dosis gelijk te stellen met het risico op het induceren van een fatale longkanker bij mijnwerkers. De hogere waarde van de stralingsschade per eenheid van effectieve dosis voor leden van de bevolking ($7,3 \cdot 10^{-5}$ per mSv) in vergelijking tot werknemers ($5,6 \cdot 10^{-5}$ per mSv) resulteert in een lagere dosis-conversie-coëfficiënt voor leden van de bevolking (1,1 versus 1,4 mSv per mJ h m^{-3}). Dit leidt tot vreemde situaties. In een klaslokaal met hoge radonconcentraties bijvoorbeeld loopt de leerkracht een hogere dosis op dan zijn studenten. Indien bij de berekening, de lagere waarden van de schade per eenheid van effectieve dosis uit publicatie 26 waren gebruikt, dan verviervoudigen de dosis-conversie-coëfficiënten (Vanmarcke, 1994; Vanmarcke, 1996). Ook een verlaging van de radiologische gewichtsfactor voor alfa straling of een verhoging van de DDREF verkleint het verschil.

Naar mijn mening wordt de radondosis onderschat. Enerzijds door de longkanker-mortaliteit bij mijnwerkers te delen door de totale stralingsschade (inclusief niet fatale kankers en erfelijke afwijkingen) in plaats van enkel de kankermortaliteit in rekening te brengen en anderzijds door de voorzichtigheid in ICRP 60 bij de extrapolatie van de risicocoefficiënt voor hoge acute dosissen naar lage en matige dosissen en dosistempo's.

Hoewel de ICRP goede redenen heeft om de mijnwerkergegevens te verkiezen boven de Hiroshima-Nagasaki studie, lijkt het mij wetenschappelijk niet correct om de doeltreffendheid van de longdosis alleen maar voor radon vervalproducten (^{218}Po en ^{214}Po) te verminderen en niet voor andere alfa stralers zoals ^{212}Po en ^{210}Po . Gezien de dosisberekeningen niet met elkaar in overeenstemming te brengen zijn, lijkt het mij niet correct om radondosissen samen met dosissen van andere alfa stralers op één figuur of tabel voor te stellen. Bovendien, waarom moeten de longdosissen van alle alfa stralers berekend worden met het nieuwe gedetailleerde longmodel terwijl voor radon vervalproducten een simpele conversie-conventie volstaat ?

Referenties

- ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists). Air sampling procedures: Particle size - selective sampling in the workplace, Cincinnati, Ohio, 1985.
- Bair W.J. Overview of ICRP respiratory tract model. *Rad. Prot. Dosim.* 38: 147-152, 1991.
- België, Belgisch Staatsblad van 12 maart 1987, bijlage 2.
- Birchall A., James A.C. Uncertainty analysis of the effective dose per unit exposure from radon progeny and implications for ICRP risk-weighting factors. *Rad. Prot. Dosim.* 53: 133-140, 1994.
- Breyse P.N., Swift D.L. Inhalability of large particles into the human nasal passage: In vivo studies in still air. *Aerosol Sci. Technol.* 13: 459-464, 1990.
- Europese Unie. Richtlijn 96/29/Euratom van de Raad van 13 mei 1996 tot vaststelling van de basisnormen voor de bescherming van de gezondheid der bevolking en der werkers tegen de aan ioniserende stralen verbonden gevaren. *Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen van 29 juni 1996*, L 159/1, 1996.
- International Commission on Radiological Protection. Limits for intakes of radionuclides by workers. Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication 30, *Ann. ICRP* 2(3/4), 1979.
- International Commission on Radiological Protection. 1990 Recommendations of the ICRP. Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication 60, *Ann. ICRP* 21, 1991.
- International Commission on Radiological Protection. Protection against radon-222 at home and at work. Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication 65, *Ann. ICRP* 23, 1993.
- International Commission on Radiological Protection. Human respiratory tract models for radiological protection. Oxford: Pergamon Press; ICRP Publication 66, *Ann. ICRP* 24, 1994.
- James A.C., Birchall A. New ICRP lung dosimetry and its risk implications for alpha emitters. *Rad. Prot. Dosim.* 60: 321-326, 1995.
- Hanniger T. Measurements of the size distribution of short-lived radon progeny (GSF). Personal communication, 1996.

- Hopke P.K., Jensen B., Li C.S., Montassier N., Wasiolek P., Cavallo A.J., Gatsby K., Socolow R.H., James A.C. Assessment of the exposure to and dose from radon decay products in normally occupied homes. *Environ. Sci. Technol.* 29: 1359-1364, 1995.
- Reineking A., Knutson E.A., George A.C., Solomon S.B., Kesten J., Butterweck G., Porstendörfer J. Size distribution of unattached and aerosol attached short-lived radon decay products: some results of intercomparison measurements. *Rad. Prot. Dosim.* 56: 113-118, 1994.
- Solomon S.B. A radon progeny sampler for the determination of effective dose. *Rad. Prot. Dosim.* 72: 31-42, 1997.
- Vanmarcke H. Lack of consistency in the ICRP approach on protection against ^{222}Rn at home and at work. *Health Phys.* 67: 668, 1994.
- Vanmarcke H., Govaerts P., Oberstedt S. Manageability, the clue to the ICRP radon approach. *Environment International.* 22: S1105-S1109, 1996.
- Wasiolek P.T., Cheng Y.S. Measurements of the activity weighted size distributions of radon decay products outdoors in central New Mexico with parallel and serial screen diffusion batteries. *Aerosol Sci. Technol.* 23: 401-410, 1995.
- Zock C., Porstendörfer J., Reineking A. The influence of biological and aerosol parameters of inhaled short-lived radon decay products on human lung dose. *Rad. Prot. Dosim.* 63: 197-206, 1996.

Summary

As the lung dose caused by the inhalation of radioactive materials can not be measured directly, it has to be assessed by means of models taking all the relevant processes into account: inhalation, deposition, clearance and radioactive decay in the different tissues of the respiratory tract.

ICRP publication 66 replaces ICRP 30. In this contribution an overview is given of the most important characteristics of the new lung model of the ICRP (publication 66). The model was extended to all members of the public, including infants and children and is applicable to assessing doses from exposures to both radioactive particles and gases.

The use of the lung model for the inhalation of radon decay products results in much higher dose conversion coefficients than those adopted in ICRP 65 on the basis of the lung cancer risk of miners. Sensitivity analyses indicate that the difference between the dosimetric and epidemiological approach can not be explained by uncertainties in the parameters of the lung model. The implication is that there may be systematic errors in at least one of the ICRP recommended values for the risk-weighting factors:

- W_R : the radiation weighting factor of 20 for alpha particles;
- W_T : the tissue weighting factor of 0.12 for the lungs;
- D : the total detriment at high dose rate of 0.112 Sv^{-1} ;
- DDREF: the dose and dose-rate effectiveness factor of 2.

Résumé

La dose pulmonaire causée par l'inhalation de substances radioactives ne peut pas être mesurée directement mais doit être calculée à partir de modèles qui prennent en compte les différents processus importants comme l'inhalation, la déposition, l'élimination et la décroissance radioactive dans les différents tissus du système respiratoire.

La publication 66 de la CIPR remplace la publication 30. Dans cette contribution on trouve une vue générale des caractéristiques les plus importantes du nouveau modèle pulmonaire de la CIPR (publication 66). Le modèle a été élargi pour y incorporer tous les membres du public y compris les bébés et les enfants. Il est applicable pour les aérosols radioactifs et les gaz.

L'application du modèle pulmonaire pour les descendants du radon donne des coefficients de doses beaucoup plus élevés que ceux adoptés dans la publication 65 de la CIPR sur base du risque de cancer du poumon chez les mineurs. Une analyse de sensibilité montre que la différence entre l'approche dosimétrique et épidémiologique ne peut pas être expliquée par des incertitudes quant aux paramètres du modèle pulmonaire. Ceci implique des erreurs systématiques dans au moins une des valeurs des facteurs de risques recommandées par la CIPR:

- W_R : le facteur de pondération radiologique pour les rayonnements alpha est 20;
- W_T : le facteur de pondération pour les poumons est 0,12;
- D: le coefficient de risque pour des doses élevées et aiguës est 0,112 Sv⁻¹;
- DDREF: le facteur d'efficacité de dose et débit de dose est 2.

EPIDEMIOLOGISCH ONDERZOEK NAAR HET RISICO VAN RADONBLOOTSTELLING BINNENSHUIS

A. Poffijn

Laboratorium voor Kernfysica
Universiteit Gent

Samenvatting

Epidemiologische studies van ondergrondse mijnwerkers hebben duidelijk aangetoond dat radon longkanker veroorzaakt. De verschillende modellen welke gebruikt werden voor de extrapolatie van het risico naar lage blootstellingsgraad komt overeen met de directe gegevens voor de groep van minder blootgestelde mijnwerkers. Meer, het voorspelde lage niveau risico uit de mijnwerkers studies is in goede overeenstemming met het resultaat van de analyse van de studies van de getuigegevallen van radon binnenshuis. Er wordt algemeen aangenomen dat de studies van mijnwerkers een solide basis vormen voor gezondheidsevaluatie van de bevolking.

1. Inleiding

Bij bepaalde categorieën van mijnwerkers werd reeds lang geleden vastgesteld dat de incidentie van longkanker er veel hoger was dan bij de algemene bevolking. Doorgedreven epidemiologisch onderzoek bij die specifieke groepen, alsook dierenproeven hebben duidelijk het causaal verband tussen radonblootstelling en het voorkomen van longkanker aangetoond. Dit alles doet de vraag rijzen of radonblootstelling binnenshuis - bij niveaus die doorgaans veel lager zijn dan bij de mijnwerkers en dierenproeven - eventueel een oorzaak van longkanker onder de bevolking kan zijn.

Recentelijk heeft J. Lubin (1) een detail-analyse gemaakt van die mijnwerkers waarvoor de gecumuleerde exposie lager was dan 100 WLM en de aldus bekomen risico-schatting vergeleken met de uitkomsten bekomen door extrapolatie van de algemene mijnwerkersstudies en met de schatting bekomen uit de meta-analyse van 8 gevallen-controle studies (2).

Gelet op het belang van dit onderzoek - het vormt de basis voor het BEIR VI rapport "The Health Effects of Exposure to Indoor Radon" - zal een overzicht gegeven worden van de belangrijkste kenmerken en bevindingen.

2. Globale analyse mijnwerkersstudies

2.1 Omschrijving

- 11 cohorten uit 7 landen (US, Canada, Frankrijk, Zweden, Tjechië, Australië en China)
- Mijnwerkers uit uranium-, tin-, ijzer- en fluorspaatmijnen
- Totale populatie: 68.000
- Exclusief mannelijke populatie met enkel in China veel jongeren (<10-15j)
- Totaal van 2784 longkanker-gevallen, waarvan 115 bij niet op het werk blootgestelden en 64 bij niet-rokers
- 40% van de longkanker-incidentie (mogelijks) te wijten aan radon
- Gemiddelde cumulatieve blootstelling bij de longkanker-gevallen is 494 WLM tegenover 162 WLM voor de gehele groep
- Gemiddelde duur van de blootstelling voor de longkanker-gevallen is 14 jaar tegenover 7 jaar voor de hele groep.

2.2 Belangrijkste waarnemingen

- Alle individuele studies vertonen lineair dosis-effect verband
- Beste fit: $RR=1 + 0.0049 \times WLM$
- $ERR/WLM = 0.49\%$ met (0.2-1.0) voor het 95% confidentie-interval
(*ter vergelijking ICRP-65 : $ERR/WLM = 1.34\%$ met (0.8-2.1) als 95% CI*)
- Interactie radon-roken (bijna) multiplicatief
- RR voor niet-rokers $\sim 3 \times$ RR voor rokers
(*het gaat hier enkel om het relatief risico !!! & grote onzekerheid wegens zee klein aantal niet-roker gevallen*)
- Risico neemt af in loop der tijd (time since last exposure effect)
(*in tegenstelling met vaststellingen bij de Hiroshima-Nagasaki studie*)
- Blootstelling op jonge leeftijd niet extra gevaarlijk
(*nu ook waargenomen in H-N studie, althans voor longkanker*)
- Voor eenzelfde cumulatieve blootstelling is langdurige blootstelling aan lage niveaus schadelijker dan korte blootstelling aan hoge niveaus
- Soms (tijdelijk) verhoogd voorkomen van andere kankers.
(*bijvoorbeeld initieel verhoogd voorkomen van larynx-kanker in de Franse studie. Geen verband met blootstellingsniveau **P** geen stralingseffect*)

2.3 Problemen

- Moeilijkheden voor exposie-reconstructie
- Onvolledige rookgegevens
- Heterogeniteit van de cohorten
- Invloed co-factoren: arseen (tinmijnwerkers), gamma-blootstelling, uraniumhoudend stof, dieseldampen.

3. Detailanalyse lage exposies (< 100 WLM)

3.1 Omschrijving

- Relatieve bijdrage individuele cohorten \neq bijdrage tot de globale studie
- 677 gevallen van longkanker (LK)
- Gemiddelde cumulatieve blootstelling van de LK is 40 WLM
- Gemiddelde duur van de blootstelling van de LK is 7 jaar.

3.2 Belangrijkste waarnemingen

- Lineaire fit voldoet
- De impact van beïnvloedende factoren zoals de tijd verlopen sinds de blootstelling,..., is nu statistisch niet-significant
- Resultaten consistent met schattingen bekomen op basis van extrapolaties vanuit hoog exposie-gebied.

Voor mijnwerkers zijn de modellen bekomen voor het hoge exposie-gebied goed toepasbaar voor de hele waaier van cumulatieve exposies !!!

4. Meta-analyse bevolkingsstudies

Bij de extrapolaties van mijnen naar woningen treden er verscheidene moeilijkheden op. Zo zijn er duidelijke verschillen tussen beide groepen naar samenstelling in geslacht, blootstellingsduur en niveau, aërosolcondities,... Daarom wordt momenteel in verscheidene landen rechtstreeks onderzoek onder de bevolking verricht. In tegenstelling tot de mijnwerkers gaat het hier niet om cohortstudies maar om gevallen-controle studies. Elke studie op zich beschikt doorgaans over te weinig data over de hele waaier van blootstellingsniveaus om tot statistische significante resultaten te komen. Net zoals bij de mijnwerkers is er slechts een zeer klein aantal gegevens omtrent niet-rokers. Dit alles maakt meta-analyse noodzakelijk.

4.1 Omschrijving

- 8 gevallen-controle studies uit 5 landen: US, Canada, China, Finland en Zweden
- 2500 longkankers
- Veel radonniveaus < 150 Bq/m³
- Individuele studie-uitkomsten zeer heterogeen
- 1 pure niet-rokersstudie inbegrepen
(geen effect gevonden; zeer lage radonwaarden)

4.2 Belangrijkste waarnemingen

- Lineaire trend
- $RR = 1.14$ met (1.01-1.3) als 95% C.I. Dit voor een blootstelling gedurende 30 jaar aan 150 Bq/m^3 . (berekening op basis model mijnwerkers geeft $RR = 1.15$)
- De Zweedse nationale studie heeft groot gewicht op eindresultaat door haar relatief grote aantallen. Analyse zonder deze studie leidt tot vergelijkbare resultaten.

5. Besluit

Mijnwerkersstudies vormen een solide basis voor het uitstippelen van een beleid i.v.m. radon.

Het bestaan van een drempelwaarde lijkt weinig waarschijnlijk.

Zowel door de mijnwerkersstudies als door de analyse van de gevallen-controlestudies wordt het negatieve ecologische regressie-model van B.L. Cohen weerlegd.

Referenties

1. J.H. Lubin et al., "Estimating Lung Cancer Mortality from Residential Radon Using Data for Low Exposures of Miners". *Radiation Research* 147, 126-134 (1997).
2. J.H. Lubin and J.D. Boice, "Lung cancer risk from residential radon : meta-analysis of eight epidemiological studies". *J. Natl. Cancer Inst.* 89, 49-57 (1997).

Résumé

Les études épidémiologiques parmi les mineurs ont clairement démontré que le radon induit le cancer du poumon. Les prédictions des modèles, utilisés pour estimer le risque à faible dose, sont tout à fait consistantes avec l'estimation du risque, obtenue d'une façon directe du groupe des mineurs exposé à des taux faibles. En plus, les extrapolations des études des mineurs sont en bon accord avec les résultats obtenus de l'analyse des études du type cas-témoin sur le radon à l'intérieur des maisons.

Tout ceci indique que les études parmi les mineurs forment une base solide pour l'évaluation du risque parmi la population.

Summary

The epidemiological studies among underground miners have clearly demonstrated that radon causes lung cancer. The different models used for risk extrapolation to the low exposure range give risk estimates that are consistent with the directly obtained results for the group of low exposed miners. Moreover, the predicted low-level risk estimates from the miner studies are in good agreement with the result obtained from the meta-analysis of the published indoor case-control studies.

It is generally concluded that the miner studies form a solid basis for public health evaluations.

LE PROGRAMME D'ACTION DU SERVICE DE PROTECTION CONTRE LES RADIATIONS IONISANTES SUR LE RADON DANS LES HABITATIONS EN BELGIQUE

J.P. Samain, E. Cottens, A. Poffijn

Service de Protection contre les Radiations Ionisantes (SPRI/DBIS)
Ministère des Affaires Sociales, de la Santé Publique et de l'Environnement

Résumé

En 1995, le Service de protection contre les Radiations Ionisantes du Ministère des Affaires Sociales, de la Santé Publique et de l'Environnement a lancé un important programme de recherche sur le radon dans les habitations. Les différents thèmes, l'état de la question et les projets pour le futur sont envisagés.

Le fait que le radon est nocif pour la santé a été établi univoquement. En effet, une analyse toute récente de J. Lubin (1) portant sur plus de 68000 mineurs a clairement quantifié le risque de radon à partir de 100 WLM (correspondant à une exposition de vie à 400 Bq/m³).

Il est par contre beaucoup plus difficile de prouver l'effet du radon à des taux plus bas, comme on trouve dans la grosse majorité des habitations en Belgique. Les études en phase de finalisation en Angleterre, en Allemagne et dans nos propres Ardennes trouvent des indications sur le risque de cancer du poumon suite à une exposition prolongée à des taux de l'ordre de 100 à 200 Bq/m³. Les observations faites dans ces études sont en accord complet avec les résultats obtenus par l'extrapolation des observations des études des mineurs.

A base de toutes ces données, les recommandations prescrites par l'Union de l'Europe, fixant à 400 Bq/m³ la concentration de référence à partir de laquelle des aménagements devraient être envisagés tout en respectant le principe ALARA, sont tout à fait bien fondées. Le SPRI n'a pas attendu les conclusions définitives des études épidémiologiques pour agir, mais a depuis 1995 développé une stratégie en matière de radon, qui s'est concrétisée dans un programme d'action s'articulant autour de 5 éléments-clé :

- l'information du public
- la rédaction d'une carte radon sur la répartition du radon en Belgique
- l'information et la formation des architectes et des entrepreneurs
- l'information sur les techniques de remédiation et de prévention
- la réglementation et le contrôle de qualité.

Avant de lancer la campagne, un groupe de travail au sein du Conseil Supérieur d'Hygiène (CSH), comprenant des spécialistes des sciences exactes et des sciences humaines a étudié et formulé des recommandations sur les critères auxquels devrait satisfaire l'information du public en matière de radon. Début 1995 une brochure d'information a été achevée. Au cours du programme des études de perception ont été effectuées parmi des groupes cibles de la population. Les conclusions de ces études sont actuellement prises en compte dans la rédaction d'une nouvelle brochure d'information.

La campagne de mesure est organisée avant tout pour localiser avec précision les zones les plus touchées par le radon. Elle porte sur 10000 mesures et va s'achever en décembre 1998. La plus grosse partie des mesures est effectuée en Wallonie. En effet, la connaissance sur la répartition du radon sur le territoire belge, au moment de lancer le programme, indiquait clairement que la partie sud du pays est beaucoup plus touchée que la partie nord. Cette différence est essentiellement liée à des diversités dans la nature du sol. De là, le rôle important des études géologiques exécutées dans le cadre de ce programme.

Les résultats disponibles montrent clairement qu'il y a un vrai problème radon dans certaines parties des Ardennes, où 5 à 10% des maisons ont des taux de radon dépassant 400 Bq/m³. Dans les autres parties de la Wallonie des maisons à haute concentration ont aussi été repérées, mais beaucoup moins fréquemment. L'interprétation géostatistique démontre nettement que la grosse majorité des maisons à problème se situe dans le Dévonien inférieur et plus particulièrement dans le Gedinnien et le Siegénien. Comme co-facteurs, la paléoaaltération et le métamorphisme sont à prendre en considération.

Comme l'expertise concernant les différentes techniques à appliquer en cas de problème ou avant de construire était insuffisante parmi les architectes et entrepreneurs, une série de journées d'étude technique a été organisée dans la deuxième partie de 1997 et la première partie de 1998. A notre demande, cet aspect du programme est pris en charge par le Centre Scientifique et Technique de la Construction (CSTC). En 1999 une note technique sur le radon va sortir.

A partir de tous ces résultats, des normes de construction à respecter seront proposées pour les zones à risque ["radon prone areas" (2)] où plus de 1% des maisons ont (ou sont supposées avoir) une concentration dépassant 400 Bq/m³. Une approche préventive reste, à long terme, la pierre angulaire de toute politique de santé. Il n'est pas indiqué d'améliorer tout ou partie des habitations existantes sans envisager la prévention pour les nouvelles constructions. L'action de remédiation a comme objectif pratique de diminuer le risque individuel estimé ou ressenti trop élevé par les habitants et ceci pour des valeurs dépassant largement la valeur moyenne, qui est de 50 Bq/m³(3). Ces interventions n'auront qu'un effet limité et à long terme sur le risque collectif de la population. En effet, la majorité du risque (de l'ordre de 90%) est

encourue par les habitants de maisons dont les concentrations ne dépassent pas 100 Bq/m³ et qui sont considérées comme tout à fait “normales”.

Le succès d'une politique de prévention et de sensibilisation dépend en grande partie de l'existence d'un cadre réglementaire général, qui intègre un système de normes pour le radon dans l'ensemble des prescriptions sanitaires relatives à la salubrité des habitations. Bien qu'il s'agisse là de compétences régionales, des recommandations formulées en matière de protection par des instances fédérales constituent certainement un soutien scientifique indéniable aux autorités régionales.

Références

1. J.H. Lubin et al., "Estimating Lung Cancer Mortality from Residential Radon Using Data for Low Exposures of Miners". *Radiation Research* 147, 126-134 (1997).
2. ICRP Publication 65, "Protection Against Radon-222 at Home and at Work". *Annals of the ICRP*, Vol 23 No 2 (1993).
3. A. Poffijn et L. Van Bladel, "The approach of the Radon Problem in Belgium". *Annales de l'Association belge de Radioprotection*, Vol 21 No 1 (1996).

Samenvatting

In 1995 werd door de Dienst voor Bescherming tegen Ioniserende Stralingen (DBIS/SPRI) van het Ministerie van Sociale Zaken, Volksgezondheid en Milieu een omvangrijk onderzoeksprogramma omtrent radon in woningen opgezet. De verschillende thema's, de stand van zaken en de plannen voor de toekomst worden in het kort besproken.

Summary

In 1995 the Radiation Protection Service of the Ministry of Social Affairs, Public Health and Environment (DBIS/SPRI) launched a huge programme about radon in dwellings. A brief overview is given of the main topics, the present status and the plans for the future.

**MESURES DE RADON DANS LES BATIMENTS PAR LES
LABORATOIRES BELGES:
RESULTATS D'INTERCOMPARAISONS ET DE CAMPAGNES
DE MESURES MENEES DEPUIS 1993**

François Tondeur

Institut Supérieur Industriel de Bruxelles
150 rue Royale, 1000 BRUXELLES

Résumé :

Cet article dresse un rapide panorama des résultats obtenus par les laboratoires belges actifs dans le domaine des mesures de radon depuis la conférence de Liège (1993) [11]. Il se concentre sur deux aspects: le contrôle de la qualité des mesures de ces laboratoires, dont témoignent les résultats de plusieurs exercices d'intercomparaison au niveau national et européen, et les résultats de campagnes de mesures réalisées par certains des laboratoires, indépendamment de la campagne nationale du Ministère de la Santé Publique.

1. LABORATOIRES BELGES ACTIFS DANS LES MESURES DE RADON

Six laboratoires belges procèdent en routine à des mesures de radon dans les bâtiments: l'Université de Gand (UG), le Centre d'Etude de l'Energie Nucléaire à Mol (SCK-CEN), l'Institut de Santé Publique Louis Pasteur (ISP), l'Institut Supérieur Industriel de Bruxelles (ISIB), l'Institut National des Radio-Éléments (IRE) et un laboratoire privé, les Ateliers du Film (ADF) qui distribue des détecteurs pour la firme française Dosirad. Des mesures sont aussi faites occasionnellement par la Faculté Polytechnique de Mons (FPMS) plus orientée toutefois vers les mesures de radon dans le sol.

L'IRE, l'ISIB, ADF et l'ISP ont participé à des degrés divers à la campagne de mesures organisée par le Ministère de la Santé Publique, qui a toutefois confié la majorité des mesures à l'UG. Par ailleurs, le SCK-CEN, l'ISIB, l'ISP et ADF ont procédé à des campagnes de mesure distinctes et d'ampleurs très inégales, dont il sera question plus loin dans cet article. Celui-ci ne prétend pas être exhaustif à ce sujet, et reste tributaire des informations communiquées à l'auteur.

Afin d'assurer une bonne cohérence entre leurs mesures, cinq laboratoires (UG, SCK-CEN, ISP, ISIB, IRE) ont également participé à plusieurs exercices d'intercomparaison organisés au niveau belge en 1994 et 1996. Ils ont aussi, de même que Dosirad, participé à des intercomparaisons organisées au niveau européen par le NRPB.

2. INTERCOMPARAISONS BELGES DE MESURES DE RADON

2.1 Chambres de calibration

Quatre des laboratoires cités plus haut (UG, SCK-CEN, ISIB, ISP) possèdent une ou plusieurs chambres de calibration des détecteurs de radon. Nous ne reprenons pas ici la description de ces chambres [2,3] qui ont d'ailleurs évolué au cours de la période couverte par ce rapport. Il s'agit généralement de chambres de volume limité, impliquant des facteurs d'équilibre assez bas, qui ne conviennent pas pour calibrer des détecteurs sensibles aux descendants du radon comme les détecteurs Kodalpha de Dosirad. Seuls des détecteurs sensibles au gaz radon proprement dit doivent y être exposés.

Trois types de chambres existent en Belgique:

- a) chambre à accumulation: la chambre, de volume connu, est vidée de son radon par un balayage gazeux, puis on y introduit les détecteurs avec une source de radon calibrée et on ferme la chambre de façon parfaitement étanche. La production de radon étant connue, son accumulation dans le volume connu est aisément calculable. Un moniteur contrôle en continu la concentration du radon.
- b) chambre à flux continu: le radon produit par une source calibrée est dilué dans un flux d'air de débit constant mesuré, ce qui permet de déterminer aisément la concentration du radon. L'air chargé en radon balaye la chambre d'exposition où se trouvent les détecteurs. Un moniteur contrôle en continu la concentration du radon.
- c) chambre à décroissance: un air de concentration en radon connue, fourni par un dispositif similaire à celui du point b, est enfermé hermétiquement avec les détecteurs dans la chambre d'exposition. La concentration suit la simple loi de décroissance radioactive. Un moniteur contrôle cette concentration en continu.

Dans tous les cas, le laboratoire a le choix de prendre comme référence, soit l'activité de la source de radon calibrée, soit une calibration du moniteur de contrôle effectuée dans un laboratoire de référence.

2.2 Les détecteurs utilisés

A l'exception de ADF/Dosirad, tous les laboratoires belges utilisent un même type de détecteur pour les mesures de longue durée: le détecteur Makrofol, placé dans une petite chambre à diffusion (système Karlsruhe [4,5]). Dosirad commercialise des détecteurs ouverts [6], qui sont sensibles aux produits de filiation du radon, et ne peuvent être testés dans les chambres d'exposition de petites dimensions. Les intercomparaisons belges ont porté exclusivement sur les détecteurs Makrofol. On notera que, hormis ADF, les laboratoires dont il est question ont aussi recours à d'autres types de détecteurs (charbon actif, électrets,...) qui n'ont pas été testés par les intercomparaisons décrites ici.

2.3 Exercices d'intercomparaison belges de 1994

Les premiers exercices d'intercomparaison ont été organisés en 1994 [2]. Des ensembles de 10 détecteurs provenant de chacun des laboratoires participants (UG, SCK-CEN, ISIB, ISP) ont été exposés ensemble dans une des chambres d'exposition, puis renvoyés au laboratoire d'origine pour le développement. Les expositions ont eu lieu successivement à l'UG (deux fois), à l'ISP, et au SCK-CEN (où deux expositions ont été réalisées dans le cadre d'un même exercice).

Ces exercices ont été pour chacun des laboratoires l'occasion de contrôler et tester les procédures et les calibrations. A la suite des exercices, tous ont peu ou prou modifié leur calibration et recalculé leurs résultats. Le tableau 1 donne, pour chaque exercice et chaque laboratoire, l'exposition mesurée qui est la moyenne des dix détecteurs. Le nombre indiqué donne en kBq.h. m³ l'exposition déterminée avec la calibration finale, le nombre entre parenthèses donnant la valeur initialement déterminée, sans connaissance des résultats des autres laboratoires. Le tableau donne aussi pour chaque exercice la moyenne des expositions des quatre laboratoires, et la valeur de référence signalée par le laboratoire gérant la chambre utilisée. Ces valeurs de référence sont basées, comme on l'a vu, soit sur la calibration d'une source, soit sur celle d'un moniteur, et ne sont donc pas nécessairement bien cohérentes entre elles.

Tableau 1 : résultats de l'intercomparaison 1994 entre laboratoires belges

Exercice	1	2	3	4a	4b
Exposition à	UG	UG	ISP	SCK-CEN	SCK-CEN
Labo					
UG	- (439)	680 (640)	581 (-)	885 (870)	954 (950)
SCK-CEN	460 (530)	647 (746)	554 (639)	935 (1079)	975 (1125)
IHE	428 (406)	595 (565)	469 (-)	891 (-)	931 (-)
ISIB	450 (470)	630 (710)	570 (650)	880 (idem)	940 (idem)
Moyenne	444	638	544	898	952
Référence	438	640	465	853	883

Les réévaluations de calibration réalisées après diffusion partielle ou complète des résultats vont de 4 à 13%, ce qui reste assez modeste. L'erreur standard sur les résultats du tableau 2 va de 2,5% pour les expositions voisines de 1000 kBq.h. m³ à 4% pour les valeurs proches de 400 kBq.h.m³.

A l'issue des quatre exercices de 1994, un bon accord se dessinait donc entre les quatre laboratoires impliqués, mais cet accord n'avait été obtenu qu'après que tous aient eu connaissance des résultats, ce qui n'était pas vraiment satisfaisant.

2.4 Intercomparaison NRPB de 1995

En 1995, cinq laboratoires (ISIB,ISP,UG,SCK-CEN et IRE) ont participé à l'intercomparaison européenne du NRPB [7], avec les mêmes détecteurs. Trois groupes de 10 détecteurs ont été exposés au NRPB, et trois groupes de 5 détecteurs dans des habitations en Suède, Italie et Luxembourg.

Les résultats obtenus se révélèrent plus que décevants: chaotiques. L'accord entre les quatre laboratoires belges relevé au point 2.3 (donc sans l'IRE) n'a pas été retrouvé, sauf pour les expositions en Suède et au Luxembourg. Pour ces expositions, les résultats de ces 4 laboratoires étaient aussi en accord raisonnable (mieux que 15%) avec la valeur de référence mesurée par un moniteur calibré, les résultats de l'IRE étant par contre plus bas de 28% en moyenne, et Dosirad sous-estimant les expositions de 7 et 20%. Pour les expositions NRPB, des désaccords atteignant plus de 200% entre laboratoires belges, sans tendance systématique, ont semblé peu crédibles après le bon accord décrit plus haut, et les laboratoires ont conclu à une anomalie liée à un traitement non-standard des détecteurs au NRPB, sans que la cause de cette anomalie soit identifiée.

2.5 Intercomparaison belge de 1996

L'IRE, l'ISP, l'ISIB, le SCK-CEN et l'UG ont participé à une intercomparaison belge en 1996, avec exposition au SCK-CEN. Le tableau 2 donne les résultats et montre des écarts ne dépassant pas 15% entre les quatre laboratoires qui avaient pu s'accorder en 1994, et qui sont ceux disposant d'une chambre de calibration. L'IRE, qui n'avait pas de moyen de contrôle de sa calibration, a donné en 1996 un résultat inférieur de 16% à la moyenne des quatre autres.

Tableau 2: résultats de l'intercomparaison 1996 entre laboratoires belges

Laboratoire	Exposition (kBq.h.m ⁻³)
UG	877
SCK-CEN	823
ISIB	911
IHE	953
Moyenne 4 labos	891
IRE	752 (840)
Moyenne 5 labos	863 (880)
Référence	841

Contrairement à 1994, cet exercice n'a généralement pas amené les laboratoires à réajuster leur calibration, sauf l'IRE qui a appliqué dès 1997 une correction augmentant de 12% ses expositions mesurées et les ramenant à l'intérieur de la fourchette des résultats des autres laboratoires.

2.6 Intercomparaison NRPB de 1997

Les résultats de 1996 confirmant l'accord de 1994 et par voie de conséquence, la suspicion à l'égard des résultats NRPB de 1995, il restait essentiel de tenter de raccrocher la « calibration belge » à un standard international. Ceci a été fait par trois laboratoires (UG, SCK-CEN, ISIB) participant à l'intercomparaison européenne du NRPB en 1997. Il a été demandé au NRPB de ne plus appliquer le traitement suspect lors de la manutention des détecteurs.

Les résultats en sont donnés dans le tableau 3. Ils confirment le bon accord entre ces trois laboratoires et l'excellent accord (mieux que 4%) entre leur moyenne et la valeur de référence. On notera que Dosirad obtient aussi un excellent résultat dans des conditions normales d'équilibre (exposition 11), mais peut s'écarter de la valeur de référence de 20 à 30% pour des valeurs extrêmes du facteur d'équilibre.

Tableau 3 : résultats des laboratoires actifs en Belgique à l'intercomparaison CEC 1997

laboratoire	Exposition I F= 0.82	Exposition II F= 0.41	Exposition III F= 0.23
UG	293	232	288
SCK-CEN	293	232	265-278
ISIB	309	221	310
Moyenne 3 labos	300	221	290
DOSIRAD	369	226	227
Référence	312	227	294

2.7 Conclusion des intercomparaisons

En conclusion, les exercices de 1996 et 1997 ont permis de vérifier la bonne cohérence entre les mesures de radon des laboratoires actifs en Belgique et leur bon accord avec une référence internationale. Indirectement, ces résultats apportent la preuve de la fiabilité des chambres de calibration utilisées par quatre des laboratoires belges.

3. CAMPAGNES DE MESURE

3.1 Le radon à Bruxelles: étude ISIB-ISP

L'ISIB et l'ISP ont réalisé chacun une campagne de mesure en région Bruxelloise. Les techniques utilisées étant voisines (mesure par charbon actif [9, 10] en situation partiellement confinée), les deux instituts ont estimé raisonnable de regrouper leurs données en une étude commune [8]. Celle-ci porte sur un total de 278 bâtiments, ce qui est un nombre raisonnable pour étudier une région d'extension limitée comme la région Bruxelloise. Un total de 364 mesures ont été effectuées, comme le montre le tableau 4.

Tableau 4: résultats globaux de l'étude ISIB-ISP pour Bruxelles: nombre de cas N et moyenne géométrique des concentrations du radon (en Bq/m³), selon le niveau.

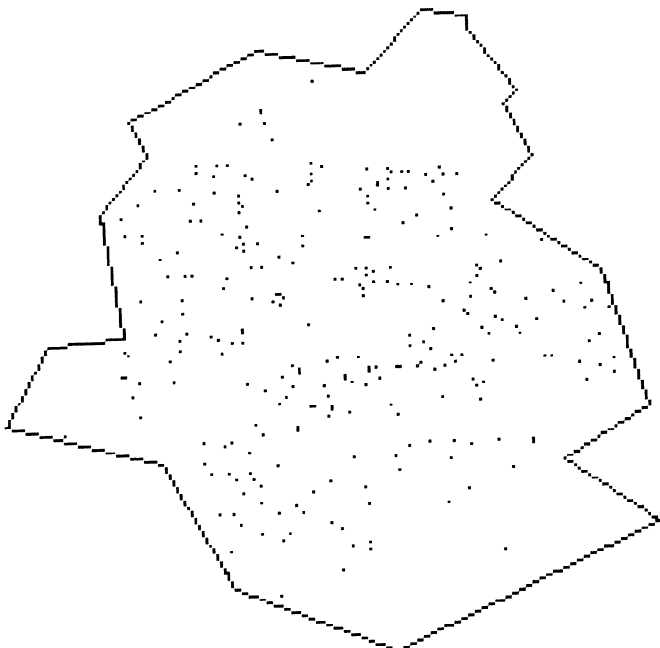
	N	M.GEOM
Cave	116	31.2
Rez-de-chaussée	188	19.0
Etage	60	17.6

Ce tableau suggère qu'à Bruxelles, la contribution du radon provenant du sous-sol existe, comme le montre le résultat plus élevé des caves, mais n'est pas dominante. Il s'agit là toutefois de la situation moyenne, et cette conclusion n'est pas uniformément valable.

La région a été explorée de façon assez homogène, à l'exception de zones encore quasi agricoles à l'ouest, de la zone industrielle du nord et de la forêt au sud-est, comme le montre la figure 1.

Chaque bâtiment examiné a été situé avec précision sur la carte géotechnique au 1/5000 de Bruxelles [11], ce qui a permis d'établir avec un grand degré de certitude la succession des formations géologiques sous-jacentes. La figure 2 indique une claire corrélation entre la nature du terrain et la concentration moyenne relevée en cave et au rez-de-chaussée. Cette corrélation n'est pas retrouvée pour les étages, ce qui indique que la part du radon provenant du sous-sol et atteignant l'étage est peu importante. La moyenne géométrique des mesures à l'étage (17 Bq/m³) pourrait donc être considérée comme typique de la contribution des matériaux de construction. Curieusement, sur les sols alluvionnaires, on trouve des moyennes plus basses encore à la cave et au rez-de-chaussée (10 Bq/m³), un résultat que nous interprétons par la meilleure ventilation de ces niveaux. Sur les alluvions, terrain moyennement riche en radium, l'infiltration de radon depuis le sous-sol est très probablement inhibée par la saturation en eau, la nappe aquifère étant présente à faible profondeur (0 à 6 mètres).

Figure 1: localisation des maisons où les mesures de radon ont été effectuées par l'ISIB ou l'ISP à Bruxelles



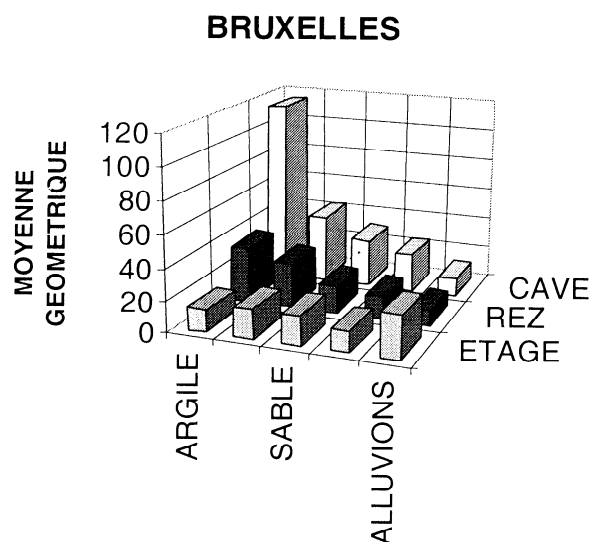


Figure 2: relation entre la concentration moyenne géométrique du radon (Bq/m^3) et nature du sous-sol à Bruxelles

Sur d'autres terrains, on constate des concentrations en radon plus importantes au rez-de-chaussée comme en cave, ce qui peut être expliqué par une entrée de radon plus importante depuis le sous-sol. La contribution du sous-sol reste modeste pour les remblais et les sables, mais devient dominante sur les terrains limoneux (loess) et argileux (ceux-ci restant peu fréquents). Cette constatation resterait sans conséquence, car la concentration moyenne au rez-de-chaussée reste modeste même sur ces sols (loess: 28 Bq/m^3) si d'autres facteurs de risque ne venaient amplifier le phénomène.

Tableau 5: Influence des caves ou vides ventilés sous le local de mesure à Bruxelles.

	Nombre de cas	Moyenne géom. (Bq/m^3)
Sans cave ni vide	36	38.7
Avec cave ou vide	124	16.1

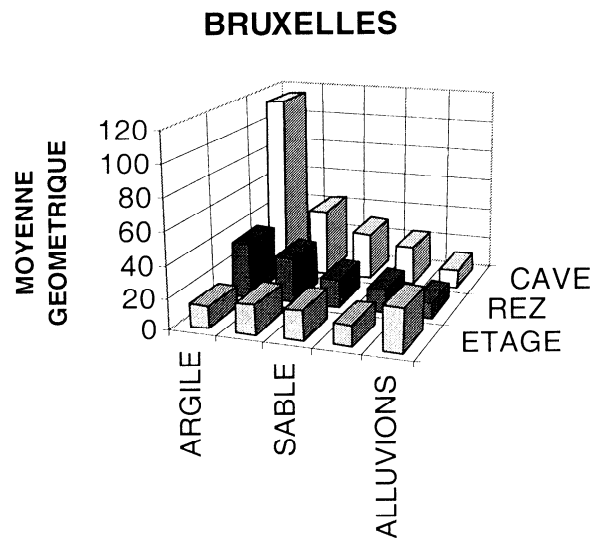


Figure 3: Concentration du radon en moyenne géométrique (Bq/m^3) pour les rez-de-chaussée à Bruxelles.

Parmi ceux-ci, la présence ou non de caves ou vides sanitaires est clairement mise en évidence (tableau 5). En combinant les deux facteurs de risque, terrain loessique et absence de cave ou vide, on isole (fig.3) une catégorie où la moyenne géométrique au rez-de-chaussée atteint 77 Bq/m^3 , et où un tiers des cas dépasse 200 Bq/m^3 . Cette catégorie est relativement rare (6%) dans l'échantillonnage. A l'opposé, en combinant les facteurs de sûreté, terrain de remblais et présence de cave ou vide sous le local de mesure, on isole une sous-catégorie dont la moyenne géométrique est comparable à celle trouvée sur les alluvions (10 Bq/m^3). Ces résultats sont confirmés par l'analyse de résultats relevés en périphérie de Bruxelles, où la catégorie à risque est cependant beaucoup plus représentée (40% des cas). Il semble donc que pour un certain type de construction (sans cave ni vide) sur un certain type de sol (loess), la probabilité de dépasser la norme de conception recommandée par l'union européenne est importante, ce qui pourrait justifier une intervention au niveau réglementaire.

3.2 Le radon au Limbourg: étude IHGL-SCK-LISEC

Dans cette étude [12,13], 500 détecteurs solides de traces (Makrofol) ont été exposés pendant un an, donnant lieu à 487 données. La moyenne géométrique, pondérée ici par la population, est significativement plus élevée qu'à Bruxelles (36 Bq/m³). La figure 4 montre que des valeurs un peu plus élevées sont observées au sud et sud-ouest de la province. Elles sont associées à des facteurs de risques mis en évidence par l'analyse statistique:

- le type de sol: le loess (limon) est retrouvé ici aussi comme terrain augmentant le risque, comparé au sable
- la profondeur de la nappe aquifère, une nappe peu profonde (<5m) inhibant les infiltrations de radon
- l'absence de caves s'étendant sous toute la maison, dont l'effet est cependant nettement moins marqué qu'à Bruxelles (mais l'étude n'a pas distingué entre les bâtiments avec cave partielle, avec vide sanitaire ou sans vide sanitaire).

Corrélations statistiquement significatives: Limbourg

(moyennes arithmétiques)

SOL	Limon (56 Bq/m ³)	> Sable (39 Bq/m ³)	p<0.00001
NAPPE AQUIFERE	> 5m(50 Bq/m ³)	<5m (41 Bq/m ³)	p≈ 0.0005
GYPSE	Oui (48 Bq/m ³)	> Non (35 Bq/m ³)	p≈ 0.004
CAVE	Non (47 Bq/m ³)	> Oui (43 Bq/m ³)	p≈ 0.014

Par ailleurs, une relation significative entre le concentration du radon et l'utilisation de gypse dans le construction a été mise en évidence.

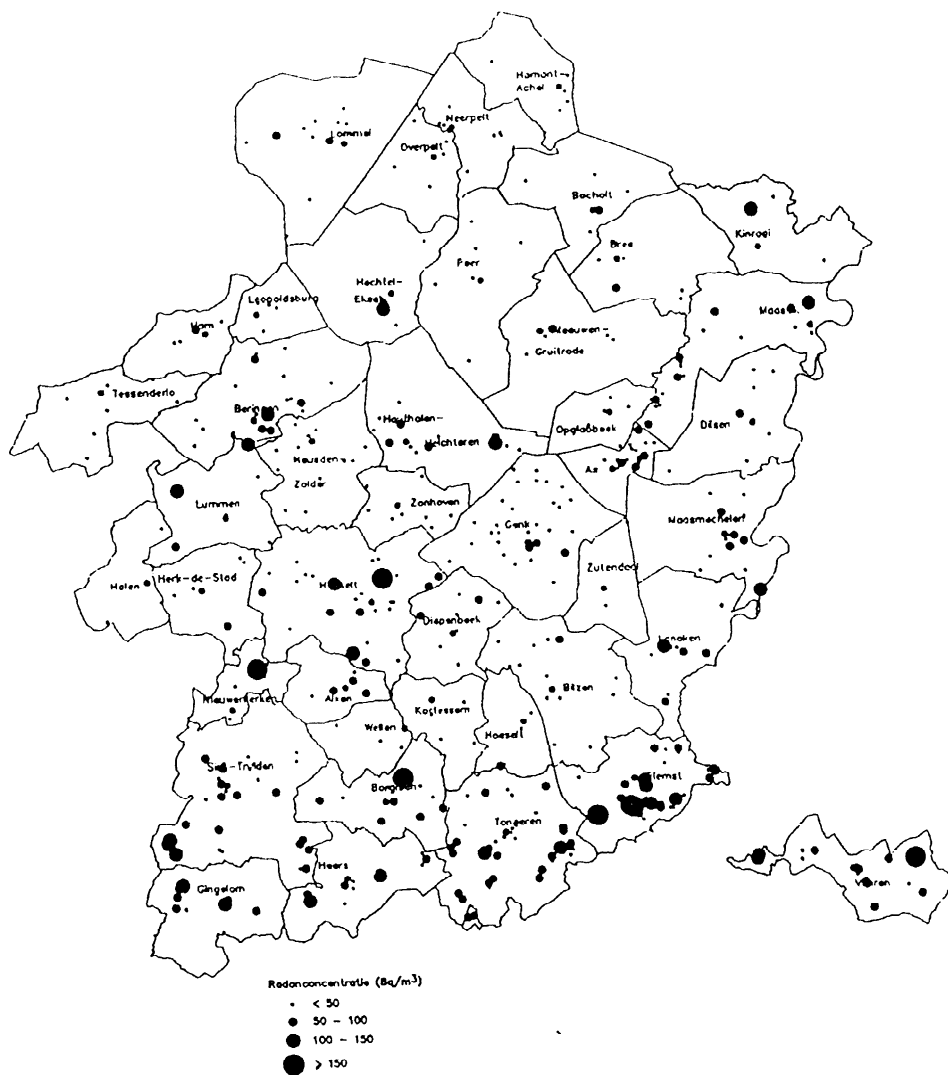


Figure 4: Carte des résultats des mesures de radon en province de Limbourg.

3.3 Cartographie du radon en Wallonie : études de l'ISIB et de la FPMS

L'ISIB a réuni en quelques années une base de données « radon » concernant 1766 bâtiments en Wallonie, localisés dans la figure 5 (qui contient aussi les points de mesure de l'ISIB à Bruxelles et en périphérie). Il s'agit de mesures par charbon actif de 3 à 4 jours [9] en semi-confinement (pas d'ouverture des fenêtres). Cette base a été utilisée pour établir une carte du radon en région wallonne, d'une part par l'ISIB, d'autre part par la FPMS [14], en utilisant deux méthodes différentes.

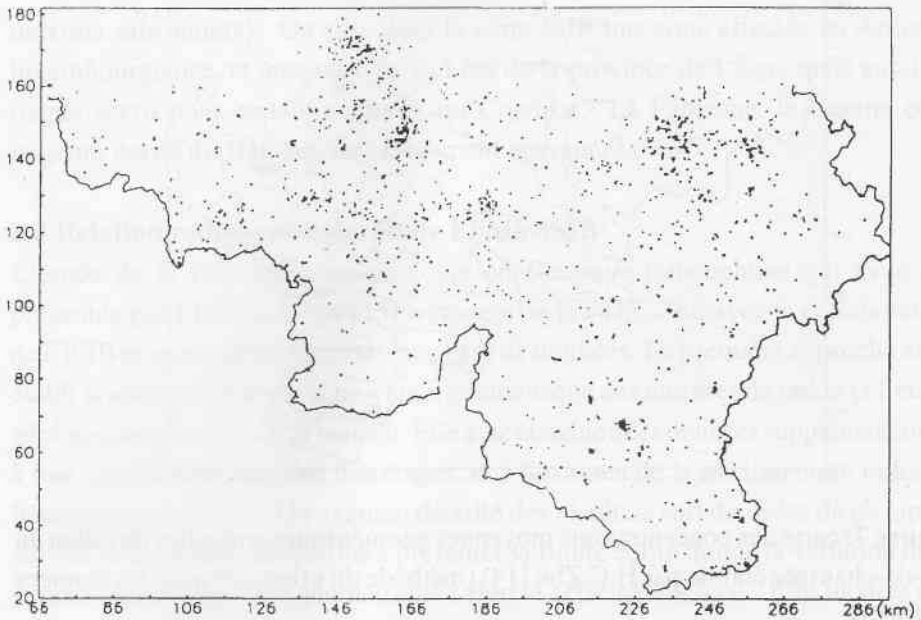


Figure 5: distribution géographique des mesures ISIB au rez-de-chaussée.

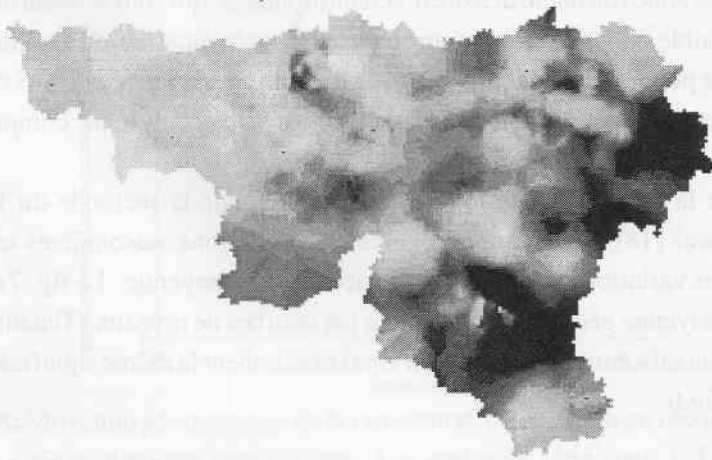


Figure 6: carte de la concentration moyenne géométrique du radon au rez-de-chaussée en Wallonie établie par l'ISIB.

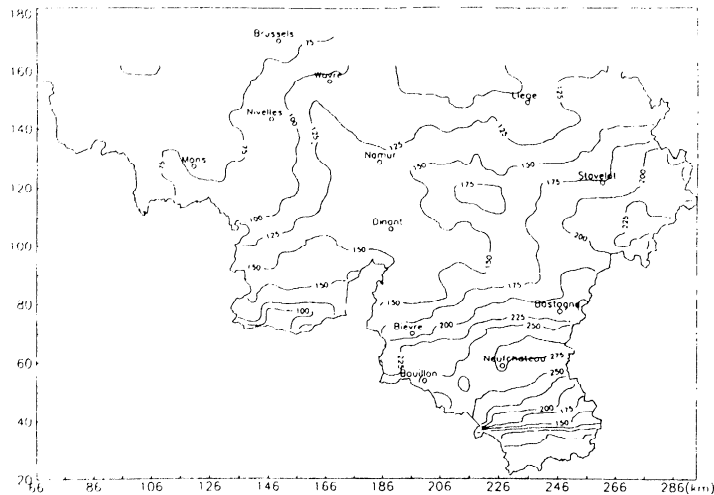


Figure 7: carte des concentrations moyennes géométriques annuelles du radon au rez-de-chaussée établie par H.C.Zhu [14] (méthode du krigeage) avec les données de l'ISIB.

La carte de l'ISIB (fig. 6) représente par un code de couleurs la moyenne géométrique calculée en chaque point d'une maille kilométrique, pour l'ensemble des 20 mesures les plus proches. Ces mesures sont pondérées de façon inversement proportionnelle à la densité locale des mesures, pour éviter de donner un poids excessif à des zones de haute densité d'échantillonnage, qui sont souvent des zones à moyenne faible (villes) ou au contraire élevée (zones à risque bien échantillonnées). Une seconde pondération, décroissant avec la distance, est introduite lors du calcul de la moyenne. Aucune correction n'est introduite pour tenir compte de la variabilité saisonnière des mesures.

H.C.Zhu de la FPMs a traité les mêmes données par la méthode du krigeage spatiotemporel [18], qui permet d'évaluer les variations saisonnières en même temps que les variations spatiales de la concentration moyenne. La fig. 7 donne la carte de la moyenne géométrique annuelle par courbes de niveaux. Tenant compte de la variation saisonnière, cette carte n'a pas exactement la même signification que celle de la fig.6.

On retrouve les mêmes structures principales dans les deux cartes. La carte ISIB montre plus de détails, mais tous ceux-ci ne sont sans doute pas significatifs. A l'inverse, certaines petites structures bien prouvées, comme le point chaud de Court St Etienne, sont lissées dans la carte

FPMs (il apparaît cependant dans la carte des maxima saisonniers). On note dans la carte ISIB une zone affectée en Ardenne luxembourgeoise, et une autre au sud-est de la province de Liège, mais aussi un risque accru pour certaines parties du Condroz. La Famenne, la Gaume et la majeure partie du Hainaut sont largement épargnées.

3.4 Relation radon-géologie: étude FPMS-ISIB

L'étude de la relation radon-géologie en Belgique francophone qui avait été présentée par l'ISIB à Liège [15] a été reprise par H.C.Zhu avec la collaboration de l'ISIB et en travaillant sur la même base de données. La première approche avait établi la corrélation entre la moyenne géométrique des mesures de radon et l'étage géologique sous-jacent à la maison. Elle a été étendue à des données supplémentaires, à une subdivision plus fine des étages, et à l'examen de la relation entre radon et lithologie [14,16,17]. Un examen détaillé des résultats sort du cadre de ce rapide survol, et nous nous limiterons à présenter la figure 8, qui donne la variation de la concentration moyenne géométrique selon la série géologique. Elle montre une décroissance globale quand on passe des terrains anciens aux terrains récents. De fait, la transition est plus marquée quand on examine une division géologique plus fine, et a lieu au cours du Carbonifère, entre le Namurien et le Westphalien. Des écarts par rapport à cette tendance globale sont cependant notés, comme une certaine remontée pour les niveaux les plus récents, hormis les terrains alluviaux, concernant en particulier le loess.

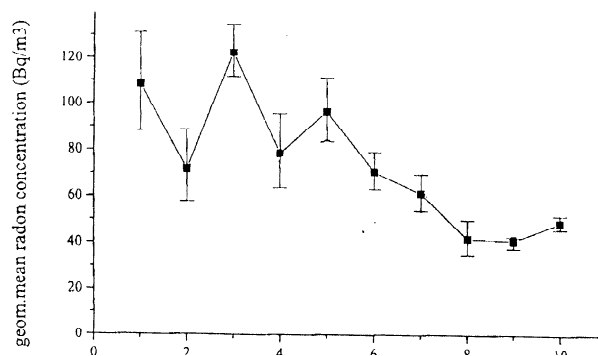


Figure 8: Moyenne géométrique de la concentration du radon au rez-de-chaussée, selon la série géologique sous-jacente. Les codes de série sont: 1: Cambrien, 2: Ordovicien + Silurien, 3: Dévonien inférieur, 4: Dévonien moyen, 5: Dévonien supérieur, 6: Carbonifère Permien, 7: Triasique + Jurassique, 8: Crétacé, 9 Eocène + Oligocène, 10: Quaternaire

3.5 Le cas particulier du loess : étude ISIB

L'ISIB a accordé une attention particulière au cas des maisons construites sur le loess. Bien que les régions loessiques ne présentent pas de risque de pollution élevée par le radon, elles sont apparues ci-dessus comme un facteur de risque modéré. Les dépôts de loess sont des dépôts éoliens récents, datant des dernières glaciations, présents surtout en moyenne Belgique, et dont l'épaisseur varie de 1 à plus de 20 mètres. Ils y couvrent essentiellement des formations calcaires en Hesbaye liégeoise (zone est), des sables en Brabant et province de Namur (centre), des argiles en province de Hainaut (ouest) (fig. 9).

Une augmentation significative de la concentration moyenne géométrique du radon a été notée lorsqu'on passe de l'ouest à l'est [19]. Une analyse détaillée a permis d'écarter comme causes possibles de cette variation, une éventuelle variation des paramètres suivants [20]:

- la concentration du radium et du radon dans le loess
- la perméabilité du loess
- la structure des bâtiments l'échantillonnage (cave/vide ou pas)
- l'épaisseur du loess.

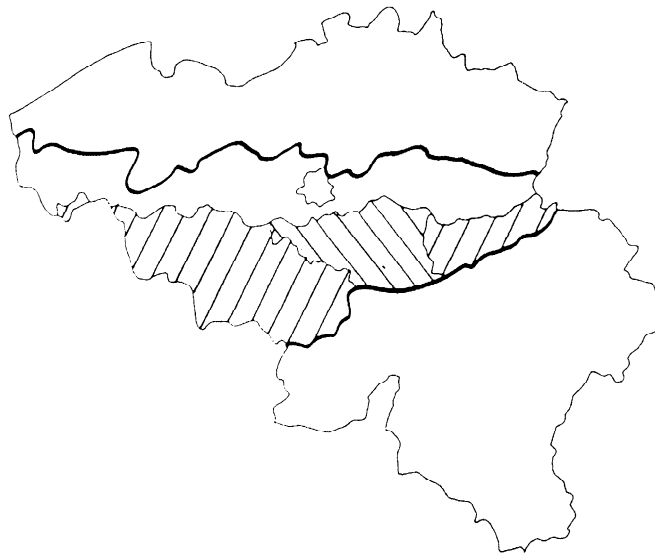


Figure 9: régions de dépôts loessique en Wallonie et délimitation des zones Ouest, centre et Est.

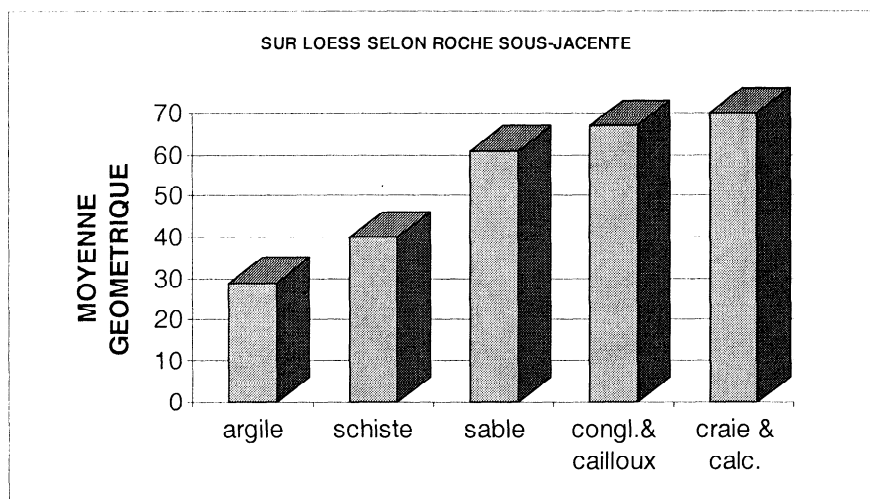


Figure 10 : Concentration moyenne géométrique (Bq/m³) du radon au rez-de-chaussée de maisons wallonnes construites sur du loess, selon la nature de la roche présente sous le loess.

Par contre, une corrélation intéressante avec la nature de la formation géologique présente sous le loess a été mise en évidence [21] (fig. 10). Il apparaît assez clairement que les concentrations plus élevées sont retrouvées sur le loess quand la couche sous-jacente est très perméable (sable, calcaire et craie, conglomérats et cailloux, ...) mais pas quand elle est elle-même associée à une pollution par le radon (schiste). Cette intervention d'une couche parfois profonde de plus de 10 mètres est assez inhabituelle dans la problématique du radon, où l'idée reçue est que seuls les premiers mètres de sous-sol peuvent contribuer à la pollution. Elle serait rendue possible par la présence d'un bouchon saturé en eau à la surface du loess (1-2m) autour de la maison, empêchant le passage d'air atmosphérique vers les soubassements, alors que l'assèchement du loess sous la maison y créerait une zone plus perméable atteignant la formation sous-jacente. L'air souterrain s'échappant de celle-ci si elle est perméable, se chargerait en radon au travers du loess (fig. 11).

La base de données de l'ISIB contient des indices d'autres situations particulières liées à certaines formations superficielles, et sans doute aussi à l'ancienne exportation houillère, que le nombre trop restreint de données ne permet pas d'analyser au stade actuel [221].

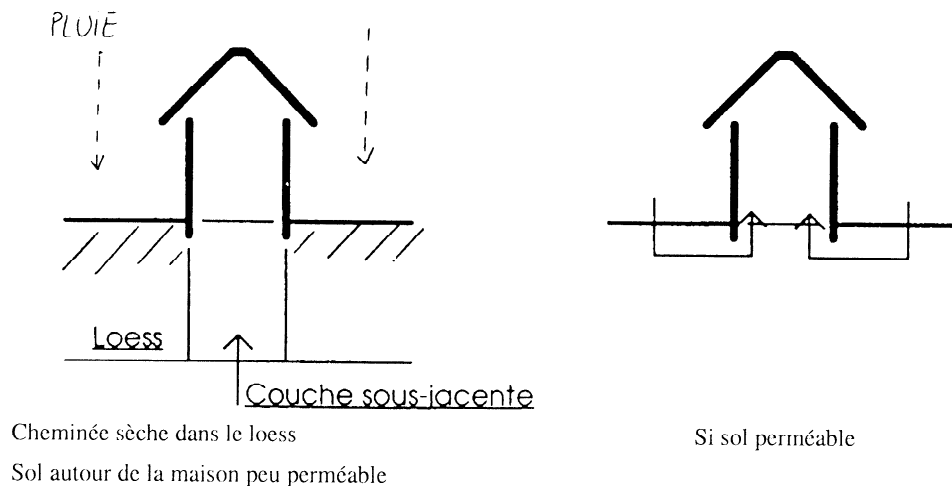


Figure 11: mécanismes d'arrivée d'air à travers les soubassements d'une maison.

3.6 Le radon dans les maisons, écoles et lieux de travail: étude de l'ISIB

L'ISIB a comparé ses résultats de mesures obtenus en province du Luxembourg [23], respectivement pour des habitations, des écoles et des lieux de travail (fig. 12). La province a été séparée, sur base de la géologie, en une zone à risque élevé (Ardenne) et une zone à risque plus faible (Famenne et Gaume). Dans les deux zones, on constate un niveau de concentration du radon plus élevé dans les habitations, et plus faible sur les lieux de travail, la situation des écoles étant intermédiaire. Il est à noter que, vu le type d'économie de la province, les lieux de travail ne comprennent pas de grands hangars industriels, mais essentiellement des PME, des bureaux et des commerces.

La différence notée entre les différents types de bâtiments confirme, si besoin est, que c'est sur les maisons particulières que doit porter prioritairement l'effort de dépistage du radon. Elle pourrait impliquer, moyennant confirmation, une différenciation des zones affectées selon le type de bâtiment visé.

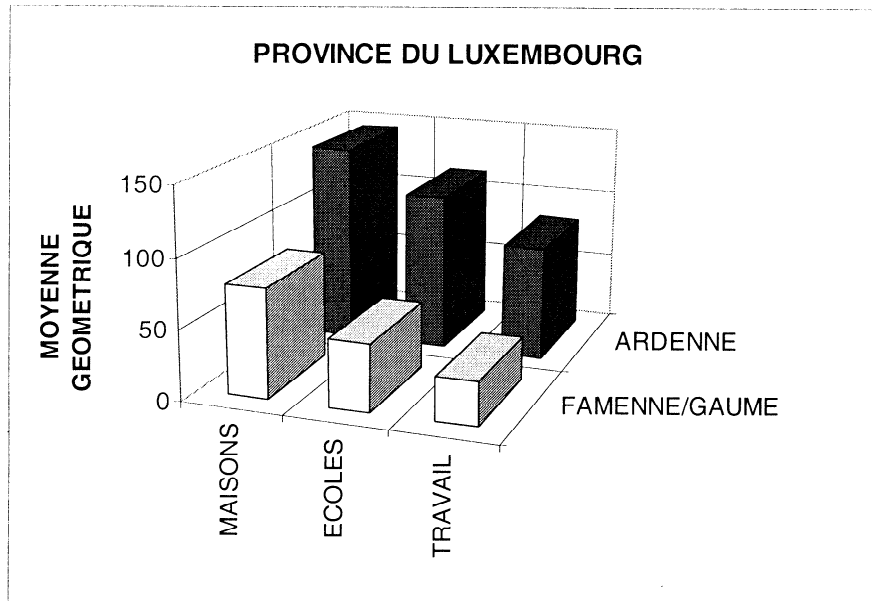


Figure 12: Moyenne géométrique des concentrations du radon (Bq/m) en province du Luxembourg, pour habitations, écoles et lieux de travail.

3.7 Les écoles de Paliseul et environs: une étude ponctuelle des ADF

Les ateliers du film ont réalisé une étude à vocation essentiellement pédagogique, au sein des écoles de la commune de Paliseul et de certaines localités voisines [24]. Soutenue par une information dirigée vers le public des enfants (bande dessinée, fig.13), l'action a impliqué la mesure du radon dans les classes, d'une part par un détecteur ouvert en permanence, d'autre part par un second détecteur ouvert seulement durant les heures de classe. L'information a beaucoup insisté sur la ventilation des locaux, et il a été recommandé d'accentuer celle-ci pendant les heures de classe. Cette idée de double mesure est bien adaptée aux écoles et lieux de travail, compte tenu de l'observation souvent faite que la concentration du radon y est plus élevée pendant la nuit, lorsque personne n'y est présent. Aussi, par exemple, les concentrations présentées au paragraphe précédent pour des écoles et lieux de travail

surestiment-elles sans doute la concentration réellement subie par les occupants.

Curieusement, l'effet bénéfique de la ventilation accrue n'apparaît pas nettement dans les résultats obtenus par ADF (fig. 14). Par ailleurs, ces résultats sont statistiquement compatibles avec ceux obtenus par l'ISIB pour des écoles Ardennaises (même contexte géologique), mais en semi-confinement. Tout cela tendrait à montrer qu'une action d'aération simple, ne s'appuyant pas sur une étude des mouvements d'air dans le bâtiment, a beaucoup de chances d'être peu efficace pour diminuer la pollution par le radon.

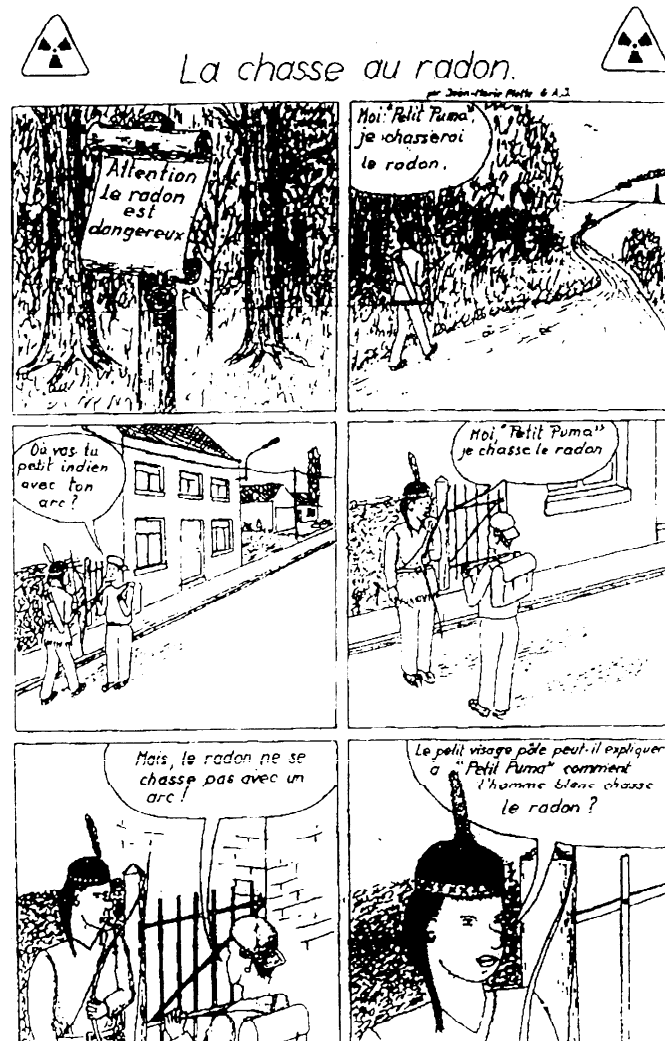


Figure 15: Extrait de la bande dessinée de sensibilisation distribuée par ADF

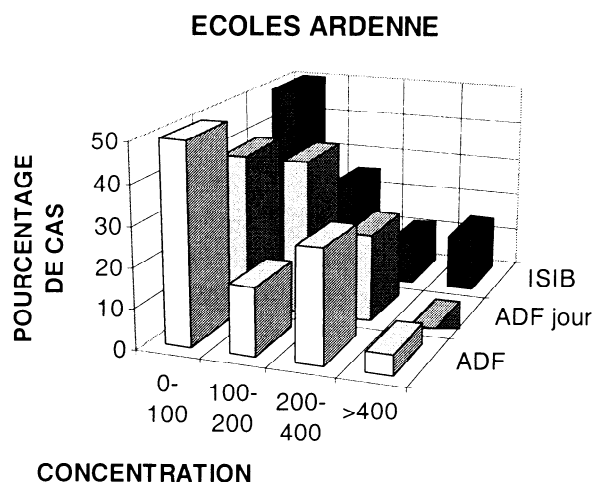


Figure 14: Mesures ADF dans les écoles de Paliseul et environs. Les mesures « jour » ont été effectuées avec une aération accrue.

3.8 Une étude communale: Herbeumont (étude ISP)

L'ISP a examiné de façon détaillée la situation dans quelques communes-test comme Olen, Visé et Herbeumont. Les mesures faites à Herbeumont en 1994-95 combinent un premier dépistage par charbon actif (système pico-rad) dans des bâtiments choisis au hasard (séjour et/ou cave), et des mesures de longue durée par détecteur Makrofol dans les salles de séjour des bâtiments où des concentrations élevées ont été obtenues (plus de 400 Bq/m³ à la cave ou de 150 Bq/m³ dans la pièce de séjour). Ces habitations reconstruites représentent 50% de l'échantillonnage total. En supposant que les habitations non reconstruites n'auraient pas présenté de concentration supérieure à 200 Bq/m³ l'ISP évalue les pourcentages de maisons dépassant 200, 400 ou 1000 Bq/m³ donnés au tableau 5. Ces chiffres indiquent que la commune fait clairement partie d'une région affectée.

Tableau 5 : pourcentages des maisons à forte concentration de radon à Herbeumont.

Séjour avec plus de	% parmi les maisons reconstruites	% estimé dans la commune
200 Bq/m ³	75	38
400 Bq/m ³	36	18
1000 Bq/m ³	6	3

3.9 Campagnes de mesures: conclusions

Les campagnes de mesures du radon menées, souvent sans subvention, par les laboratoires belges, ont permis d'accumuler un ensemble très significatif de données et de connaissances, en Wallonie, à Bruxelles, et en province du Limbourg. La campagne nationale de mesures du ministère de la santé devrait permettre d'affiner ces connaissances, mais sans doute pas de les bouleverser.

4. REMERCIEMENTS

Cet article est le reflet de l'activité de l'ensemble des laboratoires belges actifs dans le domaine des mesures de radon. L'auteur souhaite transmettre ses remerciements les plus vifs à tous ceux qui ont collaboré à l'un ou l'autre des points qui ont été évoqués et tout particulièrement à André Poffijn et Geert Meesen (UG), Hans Vanmarcke, Stefan Oberstedt et Johan Paridaens (SCK-CEN), Michel Verlaak (IHGL), Serge Hallez et Jean-Marie Flémal (ISP), Jean Marie Charlet et Hui Chao Zhu (FPMs), Antoine Debauche et Carlo de Lellis (IRE), Albert Jacques (ADF), ainsi qu'à ses collaborateurs plus directs à l'ISIB Isabelle Gerardy, Renaud Perreaux, Nathalie Gerardy et Dominique Christiaens. Sa gratitude va aussi à J. P. Dam, qui a mis à sa disposition des données non publiées de la carte géotechnique de Bruxelles.

5. REFERENCES

1. Radon in our Euregio, in Workplaces, Dwellings and Schools, Annales de l'Association Belge de Radioprotection, vol. 19,1-2 (1994)
2. Poffijn A., Meesen G., Hallez S., Flemal J.M., Vanmarcke H., Oberstedt S., Paridaens J., Tondeur F., Gerardy I., The 1994 Belgian Intercomparison of solid state radon detectors, RUG/IHE/SCK/ISIB internal report, 1996
3. Tondeur F., Gerardy I., Poffijn A., Meesen G., Vanmarcke H., Oberstedt S., Paridaens J., Hallez S., Flemal J.M., Debauche A., De Lellis C., Proc. Int. Conf. on protection against radon at home and at work, Czech Technical University, Praha, 1997, p. 262
4. Urban M., Piesch E., Rad.Prot.Dos. 1, 1981, p. 97
5. Vanmarcke H., Toya A., Oberstedt S., Rad.Prot.Dos.,56, 1994, p239
6. Dosirad, Villa Parc Le Chêne, rue Walesa, F77185 Lognes, FRANCE
7. Miles J.C.H., Algar R.A., Howarth C.B., Hubbard L.M., Risica S., Kies A., Poffijn A., European Commission, DG XII, Report EUR 16949 EN, 1996
8. Tondeur, P., Gerardy I., Christiaens D., Flemal J.M., Hallez S., Le radon dans la région bruxelloise, Rapport interne ISIB-ISP, english version submitted for publication
9. Cohen B.L., Nason R., Health Phys. 50,1986, p457
10. Schroeder M.C., Vanags U., Hess C.T., Health Phys 57, 1989, p43
11. Dam J.P., Brussels geotechnical map, Brussels Inter-University geotechnical mapping centre, Brussels Free University, 1979-1992
12. Radon in woonhuizen in de provincie Limburg, Hogeschool Limburg, Hasselt, 1995
13. Vanmarcke H., Verlaak M., Paridaens J., Proc.Int.Conf. on Protection against Radon at Home and at Work, Czeeh Technical University, Praha, 1997, p276
14. Zhu H.C., Thèse de doctorat, Faculté Polytechnique de Mons, 1997
15. Tondeur F., Gerardy I., Licour C., Dubois N., Ann. Ass. Bel. Rad. 19, 205 (1994)
16. Zhu H.C., Charlet J.M., Tondeur F., soumis pour publication, 1998
17. Tondeur P., Zhu H.C., Charlet J.M., Gerardy I., Perreaux R., Env. Int., 22, 1996, pS535

18. Zhu H.C., Charlet J.M., Tondeur F., Radon investigations in the Czech Republic VI, 1996, p51
19. Tondeur F., Gerardy I., Gerardy N., Radon investigations in the Czech Republic VI, 1996, p31
20. Gerardy N., Mémoire ISIB, 1996
21. Christiaens D., Mémoire ISIB, 1998
22. Rapports ISIB « le radon en province de ... », Liège (1996), Namur (1996) Hainaut (1997), ISIB , unité nucléaire, 150 rue Royale, Bruxelles
23. Tondeur F., Gerardy I., Proc.Int.Conf. on Protection against Radon at Home and at Work, Czech Technical University, Praha, 1997, p257
24. Jacques A., communication privée

Summary

This paper gives a rapid overview of the results obtained by Belgian laboratories active in the field of radon measurements since the Liège conference (1993). It is focused on two aspects: the quality control of the measurements, through the results of several intercomparison exercises at national and European level, and the results of measurements campaigns that have been performed by some of the laboratories, independently from the national campaign of the Ministry of Public Health.

Intercomparison of radon measurements by solid state detectors used by five Belgian laboratories (UG, SCK-CEN, ISIB, ISP, IRE) have been organised in 1994 and 1996. The laboratories have also participated to European intercomparisons organised by NRPB in 1995 and 1997. From the results obtained during this period, it can be concluded that there is a good coherence between the measurements of the Belgian laboratories and the NRPB reference.

A study of indoor radon in the region of Brussels has been undertaken by ISIB and ISP. It shows that, in a region globally unaffected by indoor radon (geometrical mean concentration = 19 Bq/m³ on the ground floor) there is a category of houses at risk: those having no basement or crawl space and built on loess deposits. In this category, the geometrical mean concentration reaches 77 Bq/m³, and one third of the houses show a concentration above 200 Bq/m³. At the opposite, houses built on alluvial grounds, where the watertable is at small depth (< 6 m) show a geometrical mean concentration as low as 10 Bq/m³.

A study of indoor radon in the province of Limburg performed by IHGL with SCK-CEN and LISEC gives a higher geometrical mean (36 Bq/m³) than in Brussels. Significant correlations are found with the nature of the subsoil (loess giving more radon than sand), the depth of the watertable, the existence of a basement, and the use of gypsum.

Indoor radon data gathered by ISIB for the Walloon region have been used to produce maps of the radon risk by two different methods by ISIB and FPMS. Although globally similar, the two maps considerably differ in describing local structures. The same data have been used to establish the correlation between indoor radon and the underlying geological formation.

A more detailed study of indoor radon on loess deposits, undertaken by ISIB, suggests that the moderate problems encountered on these grounds might be related to the blocking of air migration by wet loess around the buildings, while air coming from the deeper underlying formation could reach the building through a column of drier loess under the house.

In another study using its own database, ISIB has found a significant decrease of the indoor radon concentration in workplaces compared to dwellings, schools being found in intermediate position. The paper finally presents actions of local interest that have been undertaken by ADF in Paliseul and by ISP in Herbeumont.

Samenvatting

Deze bijdrage geeft een beknopt overzicht van de resultaten bekomen door de Belgische laboratoria op het vlak van radonmetingen sinds de conferentie te Luik (1993). Twee aspecten komen vooral

aan bod: de kwaliteitscontrole van de metingen dank zij de deelname aan verschillende intervergelijkingen op nationaal en internationaal vlak en de resultaten van de meetcampagnes die door bepaalde laboratoria werden uitgevoerd, los van de nationale meetcampagne van het Ministerie van Volksgezondheid.

Intervergelijkingen van radonmetingen met sporendetectoren werden door vijf Belgische laboratoria (UG, SCK-CEN, ISIB, ISP, IRE) georganiseerd in 1994 en 1996. De laboratoria hebben ook deelgenomen aan Europese intervergelijkingen georganiseerd door het NRPB in 1995 en 1997. Uit de bekomen resultaten blijkt een goede onderlinge samenhang tussen de resultaten van de Belgische laboratoria en een goede overeenstemming met het NRPB (referentie).

Een onderzoek naar de radonconcentraties in woningen van het Brusselse gewest werd uitgevoerd door ISIB en ISP. In deze streek waar zich globaal gezien weinig problemen stellen (geometrisch gemiddelde waarde op het gelijkvloers = 19 Bq/m^3) is er één categorie van woningen met een verhoogd risico: woningen zonder kelder of kruipkelder gebouwd op een leembodem. De geometrisch gemiddelde waarde van deze categorie is 77 Bq/m^3 , waarbij de radonconcentratie in een derde van de woningen hoger is dan 200 Bq/m^3 . Anderzijds worden in woningen gebouwd op alluviale bodems met een oppervlakkige watertafel (<6 m) lage waarden gemeten met een geometrisch gemiddelde waarde van slechts 10 Bq/m^3 .

Een onderzoek naar de radonconcentraties in woningen in de provincie Limburg, uitgevoerd door het IHGL samen met SCK-CEN en LISEC, toont een hogere geometrisch gemiddelde waarde (36 Bq/m^3) dan te Brussel. Statistisch betekenisvolle verbanden werden gevonden voor het type bodem (leem geeft meer radon dan zand), de diepte van de watertafel, de aanwezigheid van een kelder en het gebruik van gips.

De ISIB gegevens met betrekking tot de radonconcentraties in woningen in Wallonië werden gebruikt voor het opstellen van radon-risico-kaarten door ISIB en FPMs op basis van verschillende methodes. Hoewel de beide kaarten globaal gezien hetzelfde beeld tonen, verschilt de beschrijving van lokale structuren aanzienlijk. Dezelfde gegevens werden gebruikt voor het opstellen van een verband tussen de radonconcentraties in woningen en de onderliggende geologische formaties.

Een meer gedetailleerde studie van de radonconcentraties in woningen gebouwd op leembodems, uitgevoerd door het ISIB, wijst erop dat de beperkte problemen met deze bodems zouden kunnen toegeschreven worden aan de blokkering van de luchtstroming door de aanwezigheid van natte leem rond de woningen terwijl de lucht afkomstig van de onderliggende geologische formatie het gebouw kan bereiken langs de drogere leem onder de woning.

In een andere ISIB studie op basis van hetzelfde gegevensbestand werd een gevoelig lagere waarde gevonden in werkplaatsen in vergelijking tot woningen, waarbij scholen een gemiddelde positie innemen. Het laatste onderdeel van deze bijdrage beschrijft de acties van lokaal belang die ondernomen werden door de ADF te Paliseul en door het ISP te Herbeumont.

RADON IN GEBOUWEN: METHODES VOOR REMEDIERING EN PREVENTIE GEILLUSTREERD AAN DE HAND VAN CONCRETE GEVALLEN

A. Bossaer

WTCB, Avenue P. Holoffe 21, B - 1342 Limelette

A. Poffijn

DBIS-SPRI, RAC, Vesaliusgebouw 2/3, B - 1010 Brussel

Samenvatting

Omwille van gezondheidsaspecten is het raadzaam dat de radonconcentratie in woningen en gebouwen onder een bepaalde grens blijft. In België worden aanbevelingen gegeven die gebaseerd zijn op de richtlijnen van de Europese Gemeenschap: concentratie in ilieusbouw $< 200 \text{ Bq/m}^3$ en concentratie in bestaande woningen $< 400 \text{ Bq/m}^3$.

De radonconcentratie in een woning is afhankelijk van een hele reeks factoren: het type ondergrond, de kwaliteit van de bouwdelen in contact met de grond, de manier van ventileren, ... Bij het zoeken naar een methode om de concentratie te verlagen zal met deze verschillende aspecten rekening dienen gehouden te worden. De verschillende methodes zijn gebaseerd op één (of een combinatie van) de 3 volgende principes: creëren van een barrière tegen radon, extra ventileren en controleren van het drukverschil tussen de ondergrond en de woning.

De meest doeltreffende manier om een woning te beschermen tegen hoge radonconcentraties bestaat erin om tijdens de bouw reeds preventieve maatregelen te treffen. Het is raadzaam om in risicogebieden hiermee rekening te houden.

1. SITUERING ONDERZOEK

In het kader van het Belgisch Radon Programma van het Ministerie van Volksgezondheid (1994-1999) voert het WTCB onderzoek uit naar methodes ter remediëring en preventie van radonproblemen. Een deel van dit onderzoek bestaat uit het testen van verschillende mogelijke technieken in reële situaties. Het uiteindelijke doel van de deelname van het WTCB aan het Belgisch Radon Programma is de voorlichting van de bouwwereld en de publicatie van een technische voorlichtingsnota waarin de bouwtechnische aspecten van remediëring en preventie in detail besproken worden.

In wat volgt worden de verschillende methodes eerst bondig besproken en vervolgens telkens geïllustreerd aan de hand van een concreet geval.

2. RADON IN GEBOUWEN

In België bestaan geen eisen in verband met maximale radonconcentraties. Vandaar dat men zich baseert op de richtlijn die bestaat in de Europese Unie: 200 Bq/m^3 voor nieuwbouwwoningen en 400 Bq/m^3 voor bestaande woningen.

Om hoge radonconcentraties in gebouwen tegen te gaan is het in eerste instantie belangrijk te begrijpen van waar de radon afkomstig is en hoe de infiltratie gebeurt.

Er zijn 3 mogelijke bronnen die kunnen verantwoordelijk zijn voor de aanvoer van radon in een woning:

⇒ de bouwmaterialen

⇒ het sanitaire water

⇒ de ondergrond

De in België gebruikte bouwmaterialen zijn van die aard dat ze enkel in ondergeventileerde vertrekken hoge radonconcentraties kunnen geven [1]. Ook het sanitaire water vormt enkel in uitzonderlijke gevallen een probleem. Dit maakt dat bijna in alle gevallen met concentraties hoger dan 400 Bq/m^3 de ondergrond kan aangewezen worden als veruit de belangrijkste bron van radon.

In wat volgt zal daarom enkel ingegaan worden op deze problematiek.

Het transport van radon uit de ondergrond naar de woning kan op 2 manieren gebeuren:

◆ Diffusie:

De drijvende kracht achter dit transport is het verschil in concentratie tussen 2 plaatsen, waardoor een radonstroom zal ontstaan naar de locatie met de laagste concentratie. Belangrijke parameters bij dit transport zijn de diffusieconstante van de materialen die zich tussen de twee plaatsen bevinden en de dikte van de materialen.

Bij moderne woningen hebben de wanden die in contact zijn met de grond over het algemeen een vrij hoge diffusieweerstand, waardoor de infiltratie van radon door diffusie in die gevallen vrij laag is. Bij oude woningen daarentegen komt het vaak voor dat de kwaliteit van de bouwdelen in aanraking met de grond beperkt is (ontbreken van een vloerplaat, muren bestaande uit natuursteen met grote spleten tussen de voegen, ...) en in die gevallen kan het gebeuren dat diffusie een belangrijke rol speelt in de radonproblematiek.

◆ Convectie:

De drijvende kracht achter dit transport is het drukverschil tussen 2-plaatsen. Gedurende het grootste deel van het jaar staat een gebouw onderaan in onderdruk ten opzichte van de ondergrond. Daardoor wordt lucht onderaan in de woning aangezogen, doorheen spleten en kieren onder deuren en vensters. Indien er spleten zijn tussen de woning en de ondergrond (bvb. scheuren in de vloer), dan zal ook lucht vanuit de ondergrond in de woning infiltreren en zal er bijgevolg een aanvoer van radon plaatsvinden. De intensiteit van deze radoninfiltratie hangt in sterke mate af van de concentratie in de ondergrond. Het bestaan van de onderdruk onderaan in de woning is te wijten aan het schouweffect veroorzaakt door het temperatuurverschil tussen binnen en buiten en de werking van de wind op het gebouw.

3. TECHNIEKEN TER REMEDIËRING

Het kiezen van een geschikte techniek om de radonconcentratie in een gebouw te verlagen is afhankelijk van een hele reeks factoren, zoals:

- ◆ de gemeten concentratie: sommige technieken hebben slechts een beperkte invloed en zijn dan ook niet te gebruiken wanneer de concentraties zeer hoog zijn;
- ◆ het type ondergrond: indien men de druk in de ondergrond wenst te wijzigen dan moet er een voldoende permeabiliteit zijn;
- ◆ de aanwezigheid van een kelder of een kruipkelder;
- ◆ de luchtdichtheid van de woning, van de kelder: indien men de druk in de woning of in de kelder (kruipkelder) wil wijzigen dan moet de luchtdichtheid voldoende groot zijn.
- ◆ de ventilatiemogelijkheden;
- ◆ de gebruikte materialen;
- ◆ ..

Het is de beschouwing van al deze aspecten die uiteindelijk moet toelaten de beste techniek te kiezen.

Uit wat volgt zal blijken dat bij verschillende technieken gebruik gemaakt wordt van een ventilator. Naast de kostprijs voor de installatie, moet in die gevallen ook rekening gehouden worden met de "running cost", die het elektriciteitsverbruik en het onderhoud omvat.

- ◆ het elektriciteitsverbruik (voor een centrifugale ventilator) is gesitueerd tussen 200 en 500 kWh/jaar; in het geval van een slechte keuze van ventilator kan het echter nog hoger zijn;
- ◆ een typische ventilator gaat gemiddeld ongeveer 8 jaar mee [2], waarna hij dus zal moeten hersteld of vervangen worden.

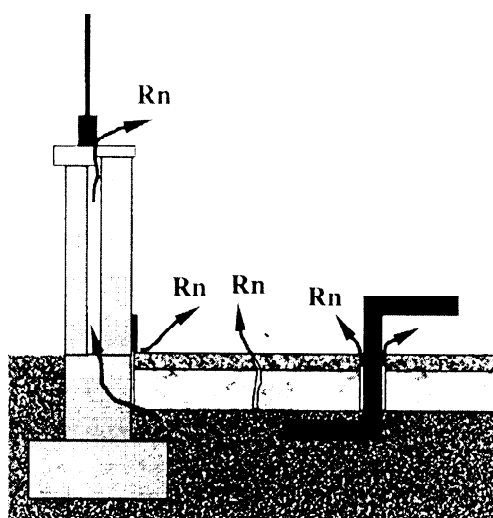
Het is evident dat, indien mogelijk, het gebruik van een ventilator zoveel mogelijk dient vermeden te worden. Soms zijn er echter geen andere efficiënte oplossingen.

3.1 Afdichten van mogelijke wegen waarlangs radon kan infiltreren

3.1.1 Principe

Het convectief transport van radon kan enkel plaatsvinden als er passages zijn tussen de ondergrond en de woning. Het afdichten van die openingen lijkt dus een logische oplossing. In de uitvoering is het echter vaak allerminst evident. Remediëringswerken in het buitenland hebben aangetoond dat de invloed van dit soort ingrepen meestal eerder beperkt is [3].

Eerst een vooraf komt het erop aan alle mogelijke wegen te determineren. Zoals blijkt uit Figuur 1 is dit niet altijd even duidelijk. Daarna moeten al deze openingen afgedicht worden; hierbij is vooral de duurzaamheid een cruciaal punt; de dikte van veel spleten en scheuren varieert in de tijd en deze bewegingen moeten door het dichtingsmateriaal kunnen opgevangen worden.



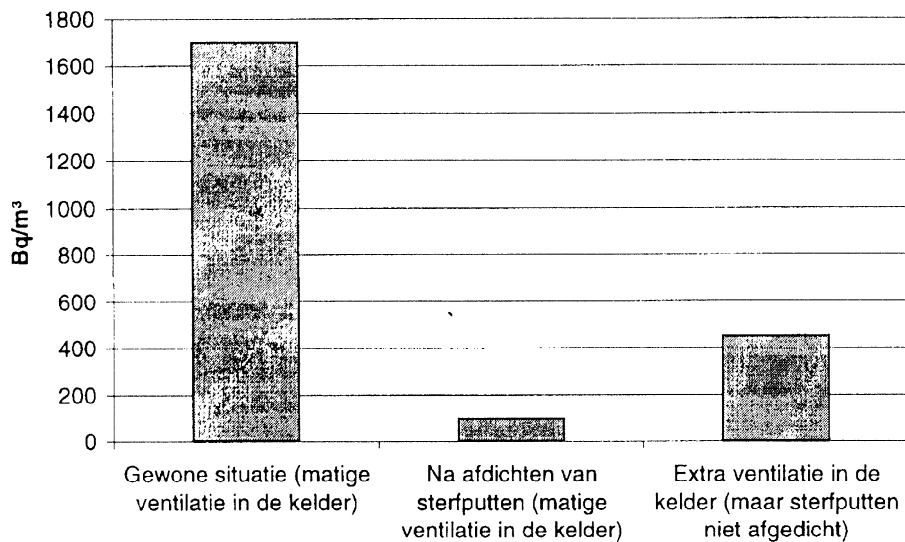
Figuur 1: Voorkomen van wegen waarlangs radon kan infiltreren

Mogelijke technieken zijn de oppervlaktebehandeling van opening met siliconen of harsen en ide behandeling in de diepte door een injectie van 2-componentenproducten op basis van PUR of PE. Deze laatste methode is echter vrij duur en gezien de beperkte invloed die vaak slechtsbekomen wordt, is ze enkel aangewezen in specifieke gevallen (bijvoorbeeld indien er één duidelijke spleet is).

3.1.2 Gevalstudie

In één geval dat onderzocht werd in het kader van het Belgisch Radon Programma werden zeer goede resultaten bekomen met het afdichten van openingen. Het gaat om een vrij recente woning met een volledige kelder. In de kelder bevinden zich een aantal sterfputten voor de afvoer van water. Via een toezichtput staan deze sterfputten in verbinding met de drainage die zich rond de woning bevindt. Bij het bezoek ter plaatse werd vastgesteld dat deze sterfputten droog stonden, waardoor radonrijke lucht via de drainage kon aangezogen worden. De remediëring bestond eruit de sterfputten te vullen met water. In Figuur 2 wordt het resultaat getoond van deze ingreep op de radonconcentratie in de keuken.

Wanneer het resultaat van deze eenvoudige ingreep vergeleken wordt met het effect van het toepassen van extra (natuurlijke) ventilatie in de kelder (door het openen van alle keldervensters), dan valt het op dat het afdichten van de sterfputten veruit het beste resultaat oplevert.



Figuur 2: Invloed van het afdichten van de sterfputten op de radonconcentratie in de keuken van een woning

3.2 Ventileren

3.2.1 Ventilatie van het bewoonde deel van de woning

3.2.1.1 Algemeen

De aanvoer van verse lucht in de woonruimtes van een woning is onontbeerlijk voor het verzekeren van een goede algemene luchtkwaliteit. Vroeger gebeurde deze ventilatie vaak door spleten en kieren in het schrijnwerk. Sinds de oliecrisis is echter naast het beter isoleren van woningen ook de neiging ontstaan om spleten zoveel mogelijk af te dichten (beter sluitend schrijnwerk, tochtstrips onder deuren, ...) om energieverliezen te verminderen. Daardoor nam echter ook de luchtkwaliteit in de woning in sterke mate af. Het is evident dat het ventileren van de woning gedurende het stookseizoen energie zal kosten aangezien men warme binnenlucht vervangt met koudere buitenlucht. Het zal er dus op aankomen op een zodanige manier te ventileren dat een aanvaardbare luchtkwaliteit bekomen wordt met een minimum aan energieverlies. In deze optiek werd in 1992 in België de ventilatienorm NBN D50-001 ("Ventilatievoorzieningen in woongebouwen") [4] gehomologeerd. Deze norm beschrijft de vereisten van de voorzieningen die in een nieuwbouwwoning dienen aangebracht te worden om een goede luchtkwaliteit te kunnen garanderen. Volgens de norm bestaat een goede basisventilatie uit de volgende onderdelen: toevoer van verse lucht in de 'droge' ruimtes (woonkamer, slaapkamer, ...), afvoer van beoedelde lucht in de 'natte' ruimtes (badkamer, toilet, keuken,...) en doorstroming van de lucht van de droge ruimtes naar de natte ruimtes via de gang.

Toevoer en afvoer kunnen zowel op natuurlijke als op mechanische wijze gebeuren en de norm beschrijft 4 vereenvoudigde typesystemen die voorgesteld zijn in Figuur 3.

Wat betreft de uitvoering in de praktijk kunnen volgende voorzieningen geplaatst worden:

- ◆ natuurlijke toevoer: via raamroosters of muurroosters
- ◆ natuurlijke afvoer: via verticale kanalen die uitmonden op het dak

- ◆ mechanische toevoer: met behulp van een centrale ventilator en een kanalsysteem kan verse lucht verdeeld worden over de verschillende (droge) ruimtes
- ◆ mechanische afvoer: met behulp van puntafzuigingen (1 ventilator per natte ruimte aangesloten op een kanaal naar buiten) of een centrale ventilator die via een kanalsysteem de lucht afvoert uit alle natte ruimtes tegelijkertijd.

Voor meer informatie in verband met de uitvoering van de ventilatienorm in de praktijk wordt verwezen naar [5].

	Natuurlijke toevoer	Mechanische toevoer
Natuurlijke Afvoer	SYSTEEM A	SYSTEEM B
Mechanische Afvoer	SYSTEEM C	SYSTEEM D

Figuur 3: Ventilatiesystemen volgens NBN D50-001

3.2.1.2 Ventilatie van de woning als oplossing tegen hoge radonconcentraties

In ondergeventileerde woningen kan het toepassen van extra ventilatie een oplossing bieden voor het radonprobleem. Het heeft echter geen zin de ventilatiedebieten overdreven groot te maken aangezien dit anders gepaard zal gaan met overdreven warmteverliezen.

De plaatsing en het gebruik van ventilatievoorzieningen kan op 2 manieren ingrijpen op de radonconcentratie:

⇒ Verdunning:

In stationaire omstandigheden is de volgende relatie geldig:

$$C = S/Q$$

Met:

C De radon concentratie in Bq/m³

S De toevoer van radon in Bq/s

Q Het debiet aan verse lucht in m³/s

Men kan zien dat de concentratie omgekeerd evenredig is met het debiet aan verse lucht: wanneer het ventilatiedebiet verdubbelt, zal de concentratie dus halveren.

⇒ Wijzigen van de druk in de woning:

Vooral mechanische ventilatie kan een invloed hebben op de druk in de woning. Deze invloed zal des te groter zijn naarmate de luchtdichtheid van de woning hoger is. Hierbij is het ook belangrijk er rekening mee te houden dat mechanische toevoer de druk in de woning zal doen toenemen waardoor de convectieve toevoer van radon vermindert, terwijl mechanische afvoer net het omgekeerde effect heeft. Het toepassen van een systeem met mechanische toevoer (systeem B of

D) zal dus in principe een beter effect hebben dan de ventilatiesystemen met natuurlijke toevoer (systeem A of C), gezien de positieve invloed op de druk.

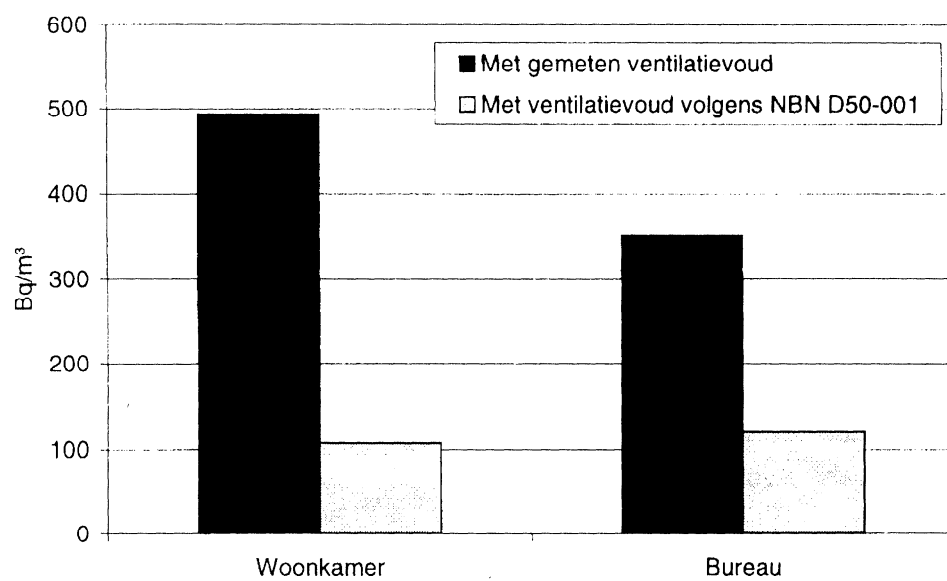
Het is zeer belangrijk op te merken dat het openen van vensters zeker niet geschikt is om te zorgen voor een goede basisventilatie en dus ook geen geschikte strategie is tegen hoge radonconcentraties. De bedoeling van de voorzieningen voor de basisventilatie is dat er continu verse lucht kan toegevoerd worden zonder daarbij enige hinder te ondervinden. Vensters voldoen daar zeker niet aan:

- ◆ het debiet is veel te groot waardoor onnodige warmteverliezen optreden;
- ◆ er is kans op tocht/hinder en binnenregenen;
- ◆ er is geen akoestische demping van geluiden afkomstig van buiten;
- ◆ niet veilig tegen inbraak;
- ◆

De norm is enkel van toepassing voor nieuwbouwwoningen. Het is een feit dat de installatie van ventilatievoorzieningen in bestaande woningen niet altijd even evident is (en meestal duurder dan in nieuwbouwwoningen). Nochtans kan het in bepaalde gevallen sterk overwogen worden. Zo zijn veel oudere woningen nog voorzien van enkel glas; het vervangen door dubbel glas kan gecombineerd worden met de plaatsing van raamroosters.

3.2.1.3 Gevalstudie

In een bepaalde woning werd door middel van spoorgassen het ventilatievoud opgemeten in de verschillende lokalen. Hieruit bleek dat vooral op de benedenverdieping de toevoer van verse lucht ontoereikend was. In Figuur 4 wordt voor 2 leefruimtes op het gelijkvloers de gemeten radonconcentratie volgens de bestaande situatie vergeleken met de (berekende) radonconcentratie die men zou bekomen bij de toevoer van verse lucht volgens de norm. Hierbij werd enkel rekening gehouden met het effect van verdunning. Het valt op dat een aanzienlijke daling kan bekomen worden. In het geval de lucht mechanisch toegevoerd zou worden kan de concentratie nog verder afnemen.



Figuur 4: Invloed (berekend) van het toepassen van ventilatie volgens de norm NBN D50-001 in een woning

3.2.2 Ventilatie van kelderkruipkelder

3.2.2.1 Principe

Net zoals bij de ventilatie van de woonruimtes kan ook het toepassen van extra ventilatie in de kelder of de kruipkelder van een woning een belangrijke invloed hebben op de radonconcentratie. Het verschil met de woonruimtes is dat er in een (kruip-)kelder geen strenge comforteisen zijn, waardoor de debieten hoger kunnen zijn.

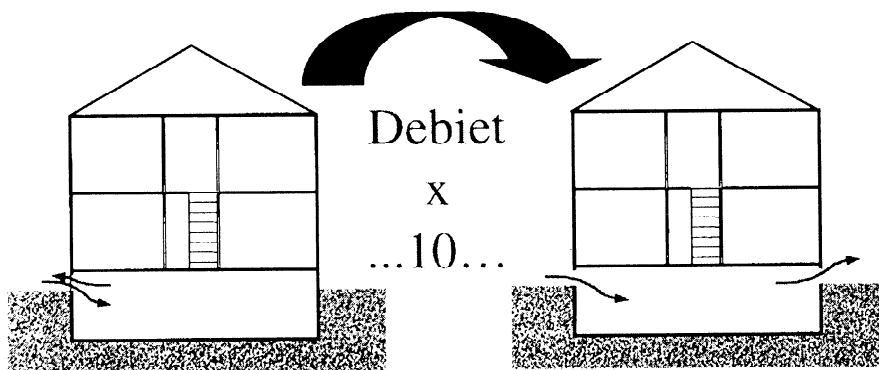
Ook hier kan de daling van de radonconcentratie te wijten zijn aan verdunning en/of aan de verandering van de druk.

Verdunning:

Het komt erop aan openingen te creëren in de wanden van de (kruip-)kelder.

- ◆ In kruipkelders kan dit gedaan worden door (extra) verluchttingsroosters te voorzien op geregelde afstanden.
- ◆ In kelders kan men naast roosters ook gebruik maken van (eventueel reeds bestaande) keldervensters. Aangezien de comforteisen minder streng zijn dan in de woning vormen de hoge debieten minder problemen. Dit zal ook tot gevolg hebben dat de impact op de radonconcentratie een stuk hoger kan zijn dan bij het toepassen van ventilatie in de woning volgens de norm NBN D50-001.

Een belangrijk aspect is dat openingen in tegenover elkaar gelegen wanden een veel groter debiet geven dan een opening die zich slechts in 1 wand bevindt. Dit wordt voorgesteld in Figuur 5. Daartegenover staat natuurlijk dat in het tweede geval de kelder meer zal afkoelen waardoor de kans op vorstproblemen toeneemt.



Figuur 5: Vergelijking tussen enkelzijdige ventilatie en doorstroomventilatie.

Wijziging van de druk:

De ventilatie in de (kruip-)kelder kan ervoor zorgen dat de druk in belangrijke mate beïnvloedt wordt. Een onderscheid dient gemaakt te worden tussen 2 situaties:

- ◆ Verlagen van de druk in de kelder

Dit kan zowel mechanisch als natuurlijk gebeuren:

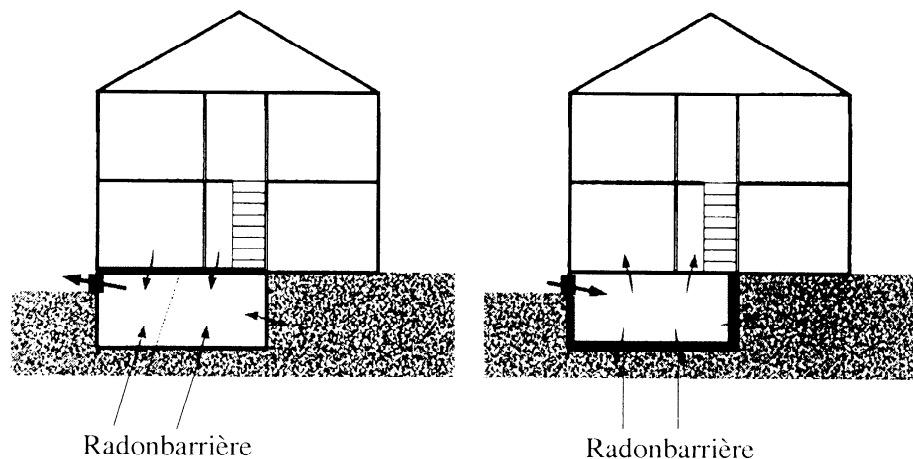
⇒ Natuurlijk: door gebruik te maken van een vertikaal kanaal naar het dak; in dit geval zal de drukdaling veroorzaakt worden door het schouweffect (onder invloed van wind en temperatuursverschillen); de gemiddelde invloed op de druk is eerder beperkt.

⇒ Mechanisch: door de plaatsing van een ventilator in een opening in de wand van de kelder of op een vertikaal kanaal (dat uit de kelder komt) op het dak.

- ◆ Verhogen van de druk in de kelder: dit kan in principe enkel mechanisch gebeuren.

Er is een belangrijk verschil in principe tussen het verlagen en het verhogen van de druk in de kelder. Bij een drukverhoging is het de bedoeling te verhinderen dat radon uit de ondergrond in de kelder infiltreert, terwijl het verlagen van de druk tot doel heeft te vermijden dat radon vanuit de kelder in de woning infiltreert. In het laatste geval kan de concentratie in de kelder in belangrijke mate toenemen, wat echter geen probleem is indien de kelder niet bewoond is.

In de onderstaande figuur worden beide situaties met elkaar vergeleken.



Figuur 6: Vergelijking tussen mechanische toevoer en mechanische afvoer in de kelder

Het debiet dat gerealiseerd dient te worden om een voldoende invloed te hebben op de radonconcentratie hangt af van de specifieke situatie en vooral van de luchtdichtheid van de kelder. Hoe luchtdichter de kelder (t.t.z. hoe minder lekken tussen kelder en woning / buitenomgeving), hoe kleiner het debiet dat nodig is om een bepaald drukverschil te realiseren. Uit ervaring blijkt dat oude kelders vaak een slechte luchtdichtheid hebben, waardoor soms vrij grote debieten nodig zullen zijn (een veelvoud van 100 m³/h). Dit heeft natuurlijk een belangrijke invloed op het energieverbruik voor verwarming aangezien een groot deel van de lekken zich situeren tussen de kelder en de woning. Het zal er dus op aankomen de kelder zo luchtdicht mogelijk te maken om de energieverliezen te beperken.

Aan beide technieken zijn een aantal min of meer belangrijke nadelen verbonden:

◆ Mechanische afvoer:

- ⇒ toename van de temperatuur in de kelder tengevolge van de aanvoer van warme lucht uit de woning: dit kan een nadeel zijn indien de kelder bijvoorbeeld gebruikt wordt om voedingswaren op te slaan;
- ⇒ eventuele stijging van de radonconcentratie in de kelder;
- ⇒ verhoogd condensatierisico in de kelder doordat vochtige, warme lucht uit de woning aangevoerd wordt;
- ⇒ in het geval er in de kelder een open verbrandingstoestel aanwezig is, dan moet de mechanische extractie in de kelder vermeden worden, aangezien anders de goede werking van het toestel en de afvoer van de verbrandingsgassen verhinderd kunnen worden, wat gevaar kan opleveren voor CO vergiftiging.

◆ Mechanische toevoer

- ⇒ afname van de temperatuur in de kelder tengevolge van de - aanvoer van koude buitenlucht: dit kan eventueel vorstproblemen veroorzaken wat kan vermeden worden door een goede thermische isolatie van sanitaire leidingen;
- ⇒ aanvoer van geuren uit de kelder;
- ⇒ verhoogde kans op tochtthinder ter hoogte van spleten tussen de kelder en de woning;
- ⇒ kans op verplaatsing van het radonprobleem in het geval van een partiële kelder.

3.2.2.2 Gevalstudie

In deze paragraaf worden twee gevallen bekeken: een waar het radonprobleem opgelost werd met natuurlijke ventilatie en een met mechanische ventilatie.

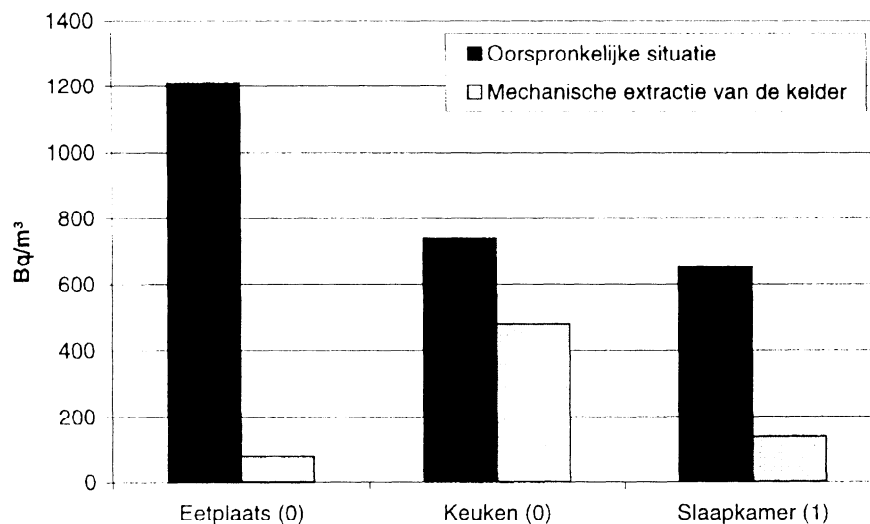
Natuurlijke ventilatie:

Het betreft een woning met een gedeeltelijke kelder. In de kelder bevindt zich een ongebruikt schouwkanaal naar het dak. Oorspronkelijk werden in de woning radonconcentraties gemeten tot 1000 Bq/m³. Gedurende deze metingen was het (kleine) keldervenster open; het schouwkanaal was echter verstopt door vuil. Om de radonconcentratie in de woning te verlagen werd de schouw 'ontstopt' en werd het keldervenster gesloten. Tengevolge van het schouweffect ontstaat een

natuurlijke afvoer doorheen het kanaal waardoor de druk in de kelder afneemt en dus ook de aanvoer van radonrijke lucht uit de kelder. Het gevolg is een daling van de radonconcentratie in de woonkamer tot 30 Bq/m^3 ! Door de daling van de druk in de kelder stijgt echter wel de radonconcentratie in de kelder van 10.000 tot 18.000 Bq/m^3

Mechanische ventilatie:

In een woning met een gedeeltelijke kelder werden radonconcentraties gemeten tot meer dan 1000 Bq/m^3 . In de kelder is geen betonnen vloerplaat aangebracht en de bodem bestaat uit rotsachtig materiaal. Dit maakt het zeer waarschijnlijk dat de kelder een belangrijke bron is van radon voor de woning. Als oplossing voor het radonprobleem werd in het keldervenster een ventilator aangebracht die een continue onderdruk creëert in de kelder. In Figuur 7 wordt het resultaat getoond van deze ingreep op de radonconcentratie in verschillende vertrekken.



Figuur 7: Invloed van de mechanische extractie van de kelder op de radonconcentraties in een woning

De volgende bemerkingen kunnen hierbij gemaakt worden:

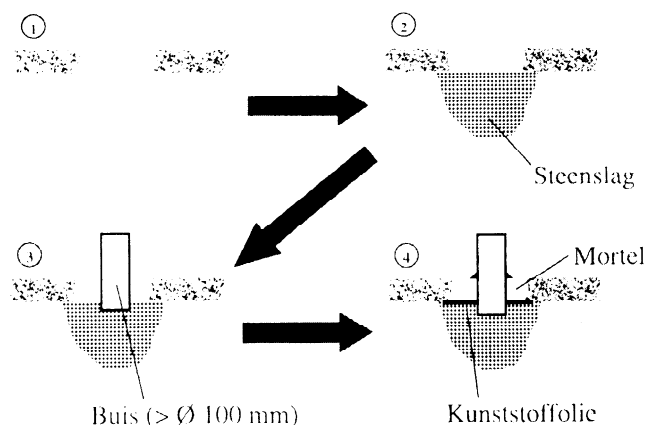
- ◆ de eetkamer bevindt zich net boven de kelder, waardoor de invloed op de concentratie zeer groot is;
- ◆ de keuken daarentegen bevindt zich op volle grond en het valt op dat de radonconcentratie slechts in beperkte mate afneemt; dit bewijst dat een belangrijk deel van de radon in de keuken niet afkomstig is van de kelder maar rechtstreeks infiltreert uit de ondergrond;
- ◆ de concentratie in de kelder neemt toe van ongeveer 2000 Bq/m^3 tot meer dan 10.000 Bq/m^3

3.3 Wijzigen van de druk onder de vloerplaat

3.3.1 Principe

Een zeer interessante techniek die ook in buitenland met succes vaak toegepast wordt ([6], [7]), bestaat uit het wijzigen van de druk onder de vloerplaat van een woning door middel van een ventilator. Meestal wordt gekozen voor een extractie onder de vloer. Het principe bestaat eruit dat men de convectieve infiltratie van radon tegengaat door het verminderen van de overdruk onder de vloerplaat (t.o.v. de zone erboven) die ontstaat tengevolge van het schouweffect.

In de praktijk wordt dit gedaan door de vloerplaat te perforeren (1), een extractieput te maken met behulp van steenslag (2), daarin een buis aan te brengen die naar buiten geleid wordt (3) en tenslotte op het uiteinde van die buis een ventilator aan te sluiten. De gemaakte perforatie dient achteraf natuurlijk terug dichtgemaakt te worden (4). Dit wordt schematisch voorgesteld in Figuur 8



Figuur 8: Aanbrengen van een extractieput onder een vloerplaat (langs binnen).

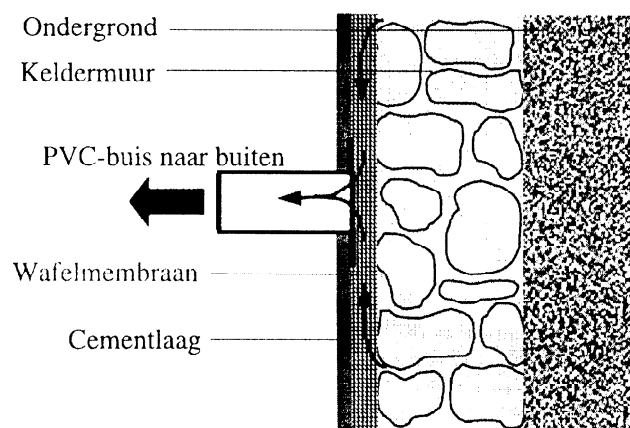
Het gaat hierbij om een installatie langs binnen in de woning. Soms kan het echter interessanter zijn de plaatsing uit te voeren langs de buitenkant, door het perforeren van de funderingsmuur. Zulk een installatie wordt voorgesteld op de foto in § 3.3.2, eerste gevalstudie.

De goede werking van een dergelijke installatie is afhankelijk van een aantal factoren, waarvan de belangrijkste de permeabiliteit is van de ondergrond: dit systeem zal normaalgezien zeer goed functioneren wanneer er zich onder de vloerplaat een permeabele laag (bijvoorbeeld steenslag, grof zand, ...) bevindt; is de ondergrond echter rotsachtig dan is succes niet altijd gegarandeerd.

Ook de keuze van de ventilator heeft een belangrijke invloed op de werking van het systeem. Het komt er vooral op aan een ventilator te kiezen met een voldoende grote opvoerhoogte (dit is het drukverschil dat kan gerealiseerd worden). Het debiet dat de ventilator kan leveren is best zo klein mogelijk, aangezien anders het elektriciteitsverbruik onnodig zal toenemen.

In woningen met een kelder volstaat het aanbrengen van een extractieput onder de vloerplaat niet altijd. Dit is te wijten aan het feit dat er ook infiltratie kan optreden van radon doorheen de muren van de kelder. In dit geval is een bijkomende ingreep ter hoogte van de muren soms noodzakelijk. Een goede oplossing kan eruit bestaan een luchtspouw te creëren tegen de muur, welke dan in onderdruk kan gebracht worden door middel van een ventilator (eventueel aangesloten op dezelfde ventilator als deze die gebruikt wordt voor de extractie onder de vloer). In Figuur 9 wordt dit schematisch weergegeven.

In dit geval wordt de luchtspouw gecreëerd door het aanbrengen van een wafelmembraan achter een cementlaag.



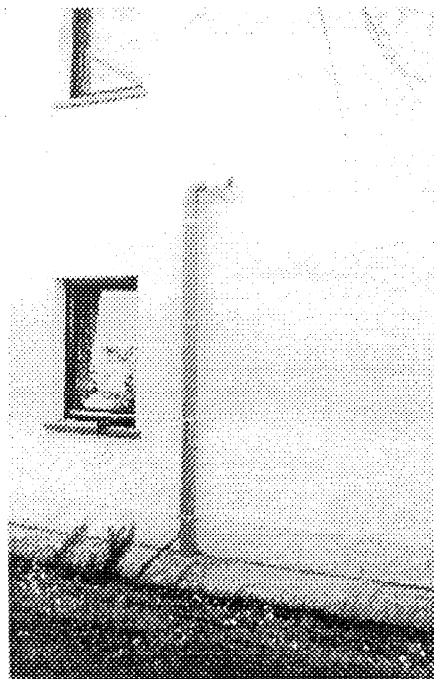
Figuur 9: Aanbrengen van een geventileerde luchtspouw tegen een muur.

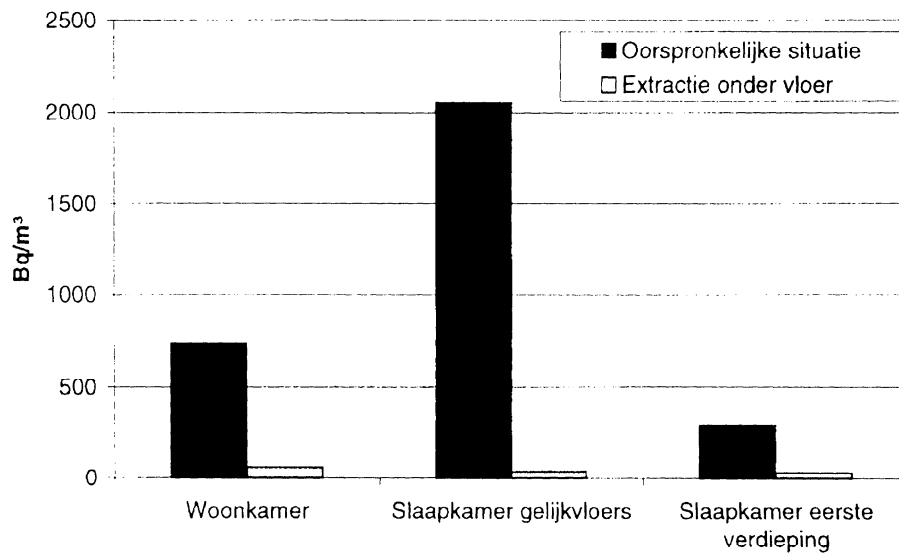
3.3.2 Gevalstudie

In deze paragraaf worden twee verschillende gevallen bekeken: een met een extractie onder de vloer langs de buitenzijde van de woning en een met een gecombineerde extractie onder de vloer en in de muren van een kelder.

Extractie onder vloerplaat, installatie langs de buitenzijde:

Het betreft een vrij recente woning zonder kelder. Radonmetingen brachten aan het licht dat er grote verschillen waren tussen de concentraties in verschillende ruimtes van de woning. Nader onderzoek leerde dat de vloer in de slaapkamer op het gelijkvloers (waar de hoogste concentraties gemeten werden) grote scheuren vertoonde. Dit wekte het vermoeden dat de radon in de woning hoofdzakelijk afkomstig was uit deze kamer. Om het radonprobleem op te lossen werden in eerste instantie de scheuren afgedicht met een product op basis van PUR. Vervolgens werd langs de buitenzijde van de woning, ter hoogte van de slaapkamer, een extractie geïnstalleerd onder de vloerplaat. Dit wordt voorgesteld in de onderstaande foto. Het resultaat van de ingreep wordt getoond in Figuur 10. Het valt op dat de daling van de concentratie zeer groot is, wat de efficiëntie van de methode goed illustreert.





Figuur 10: Invloed van de mechanische extractie van de kelder op de radonconcentraties in een woning

Gecombineerde extractie onder de vloer en in de muren van een kelder:

Het betreft een zeer oude woning met een gedeeltelijke kelder die gesitueerd is onder de keuken van de woning. De oorspronkelijke concentraties in de woning bedroegen ongeveer 10.000 Bq/m³ !

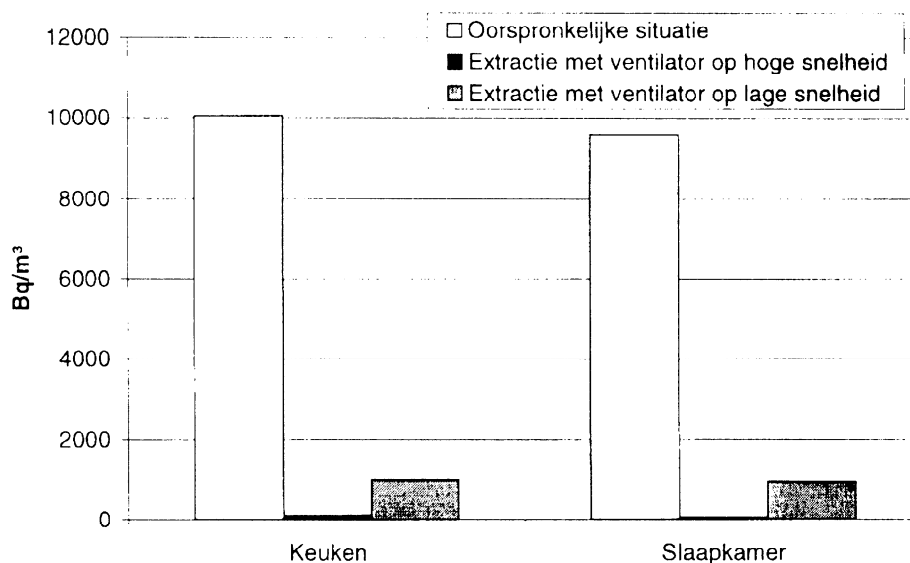
Bij het zoeken naar een oplossing dienden de volgende zaken zeker in beschouwing genomen te worden:

- ◆ De bodem van de kelder bestaat uit aarde, er is dus geen betonplaat aanwezig waaronder een extractie kan uitgevoerd worden.
- ◆ De muren van de kelder bestaan uit natuursteen met zichtbare spleten ter hoogte van de voegen, wat een infiltratie van radon via de muren zeer waarschijnlijk maakt.
- ◆ De luchtdichtheid van de kelder is zeer slecht; er zijn onder andere grote spleten ter hoogte van de trap naar de eerste verdieping (deze trap vormt een deel van het plafond van de kelder); hierdoor zal het uitvoeren van een mechanische ventilatie van de kelder enkel bij hoge debieten een invloed hebben op de druk, wat nadelig is voor het energieverbruik (zowel energieverbruik voor verwarming als voor de werking van de ventilator).

De oplossing waarvoor uiteindelijk gekozen werd, bestond uit de volgende acties (chronologisch):

- ◆ aanbrengen van een laag steenslag in de kelder;
- ◆ installatie van een buis in de steenslag, die naar buiten geleid wordt, voor de aansluiting van een ventilator;
- ◆ plaatsing van een wafelmembraan tegen de muren van de kelder, tot in de steenslag;
- ◆ aanbrengen van een kunststoffolie en een betonnen vloerplaat op de steenslag;
- ◆ aanbrengen van een laag cement tegen het wafelmembraan op de muren.

Doordat het wafelmembraan (tegen de muren) in verbinding staat met de steenslag (onder de betonplaat) heeft de extractie die gebeurt in het midden van de kelder (in de steenslag) een invloed op de druk achter de cementlaag over de hele hoogte van de muur. Hierdoor wordt zowel de infiltratie van radon vanuit de bodem als uit de keldermuren verhinderd. Het resultaat van deze ingreep op de concentratie in de keuken en in de slaapkamer (op de eerste verdieping) is voorgesteld in Figuur 11. De draaisnelheid van de ventilator blijkt een belangrijke invloed te hebben op de efficiëntie van het systeem.



Figuur 11: Invloed van de mechanische extractie onder de vloer en in de muren van de kelder van een woning.

4. TECHNIEKEN TER PREVENTIE

Uit het vorige hoofdstuk blijkt dat er een hele reeks technieken bestaan om radonproblemen in bestaande woningen en gebouwen op te lossen. Ideaal is echter bij de bouw van een nieuwe woning in risicogebied een aantal voorzorgsmaatregelen te nemen om problemen achteraf te vermijden.

Het begrip risicogebied werd in België nog niet officieel gedefinieerd, maar het is duidelijk dat het zal gebaseerd worden op statistische gegevens van meetresultaten in bestaande woningen in een gemeente of een regio: zo zou men kunnen stellen dat er sprake is van een risicogebied wanneer de gemiddelde concentratie in bestaande woningen hoger is dan een bepaalde waarde of nog wanneer meer dan een bepaald percentage van de woningen een concentratie heeft die hoger is dan 400 Bq/m³.

In België zou men ruwweg kunnen stellen dat de Ardennen risicogebied zijn, met hier en daar nog een paar extra gebieden in de rest van het land. Vlaanderen daarentegen kan nagenoeg geheel beschouwd worden als een gebied met een (zeer) laag risico.

De bedoeling van de preventieve maatregelen is dubbel:

- ◆ verhinderen van de radoninfiltratie;
- ◆ aanbrengen van voorzieningen die het mogelijk maken om naderhand op een eenvoudige manier te remediëren indien de concentraties toch te hoog zouden zijn.

4.1 Ventilatie van de bewoonde ruimtes

In het hoofdstuk over remediëringstechnieken werd reeds in detail ingegaan op het aspect ventilatie. Er werd vermeld dat sinds 1992 de ventilatienorm (NBN D50-001) gehomologeerd is in België. Het feit dat een norm gehomologeerd is betekent niet dat hij strikt genomen verplicht is, wel dient hij beschouwd te worden als een regel van het goede vakmanschap. Sinds 1/12/96 is de ventilatienorm in het Waals Gewest echter verplicht gemaakt bij de herziening van het thermisch reglement van 1984. Dit betekent dat nieuwe woningen in Wallonië sinds die dag moeten uitgerust zijn met ventilatievoorzieningen zoals in de norm beschreven. Het werd reeds aangeraakt dat systemen met mechanische toevoer het voordeel hebben dat ze de druk in de woonruimtes op een positieve manier beïnvloeden.

4.2 Aanbrengen van een radonbarrière

Aangezien het ontstaan van scheuren in de vloer van een woning op termijn niet kan uitgesloten worden, is het raadzaam bij de bouw van de woning een folie aan te brengen die een barrière vormt tegen radoninfiltratie, zelfs wanneer er zich scheuren vormen. De meest voor de hand liggende oplossing bestaat uit een PE-folie met een voldoende dikte (> 0.3 mm [8], dit zowel om het radontransport door diffusie te beperken als om een voldoende sterkte te garanderen).

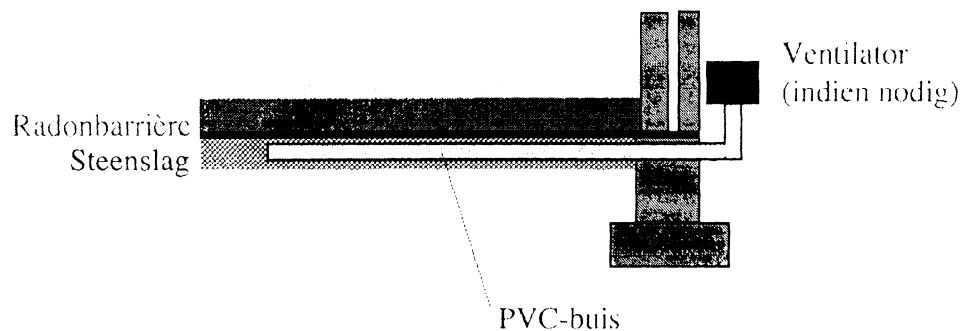
De plaatsing van deze folie kan zowel gebeuren onder de draagvloer als tussen de draagvloer en de dekvloer, waarbij de beste keuze afhangt van een aantal aspecten die echter niet hier zullen besproken worden (voor meer info, zie [9]). Bij het aanbrengen van die folie moet veel aandacht

besteed worden aan de luchtdichte en duurzame afwerking van een aantal details: overlapping van 2 stroken folie, aansluiting tussen vloer en muren, doorboringen t.g.v. allerlei leidingen,...

4.3 Voorzieningen voor toekomstige extractie onder de vloerplaat

Aangezien bij de bouw van een woning niet kan verzekerd worden dat een radonbarrière perfect geplaatst wordt (de goede uitvoering is immers allesbehalve evident) is het raadzaam voorzieningen aan te brengen waardoor, in het geval van te hoge concentraties, een toekomstige extractie kan uitgevoerd worden zonder afbraakwerken en met een gegarandeerd goede werking. Dit kan uitgevoerd worden op de volgende manier (zie ook Figuur 12):

- ◆ plaatsing van een laag steenslag onder de draagvloer;
- ◆ aanbrengen van een buis in de steenslag, die naar buiten geleid wordt als wachtbuis;
- ◆ indien na het betrekken van de woning zou blijken dat de radonconcentratie te hoog is dan kan op een eenvoudige wijze een ventilator aangesloten worden op deze wachtbuis.



Figuur 12: Voorzieningen voor toekomstige extractie onder de vloer van een woning.

Bij een bepaalde nieuwbouwwoning werden deze voorzieningen aangebracht. Dit gebeurde nadat metingen uitgevoerd werden in de grond waarop de woning zou gebouwd worden. In de grond werden concentraties gemeten van ongeveer 50.000 Bq/m^3 , wat kan beschouwd worden als een vrij hoge concentratie met reële risico's op toekomstige radonproblemen in de woning. Zonder ventilator op de wachtbuis werden in de woning concentraties gemeten rond de 100 Bq/m^3 , wat zeker een aanvaardbare concentratie is. In dit geval dient dus geen ventilator te worden aangesloten.

5. REFERENTIES

- [1] CSTC, Cabinet du ministre du logement pour la région Wallonne, "Le radon dans les habitations", Brussel, 1991
- [2] F. Steinhausler, "Durability of remedial measures (based on results from the USA)", mondelinge presentatie op ERRICCA meeting Londen, april 1997.
- [3] C.R. Scivyer, "Surveying dwellings with high indoor radon levels: a BRE guide to radon remedial measures in existing dwellings", Watford, 1993
- [4] Belgisch Instituut voor Normalisatie, NBN D 50-001: "Ventilatievoorzieningen in woongebouwen", Brussel, 1991
- [5] WTCB, "Technische Voorlichtingsnota 203: Ventilatie van woningen. Deel 2: Uitvoering en prestaties van ventilatiesystemen", Brussel, maart 1997
- [6] BRE, "Radon sumps: a BRE guide to radon remedial measures in existing dwellings", Watford, 1992
- [7] B. Clavensjö, G. Akerblom, "The Radon Book: measures against radon", Stockholm 1994
- [8] BRE, "Radon: guidance on protective measures for new dwellings", Watford, 1992 (revision)
- [9] WTCB, "Technische Voorlichtingsnota 189: Dekvloeren", Brussel, september 1993

Résumé

Pour des raisons de santé, on recommande que la concentration de radon dans les habitations demeure en-dessous d'un certain seuil. En Belgique, les directives reposent sur les recommandations émises par les Communautés Européennes: concentration dans les maisons à construire $< 200 \text{ Bq/m}^3$ et concentration dans les maisons existantes $< 400 \text{ Bq/m}^3$. La concentration de radon dans une habitation dépend d'une série de facteurs: le type de sol, qualité des structures du bâtiment en contact avec le sol, efficacité de la ventilation, ... Le choix d'une méthode pour diminuer la concentration de radon devra tenir compte de ces différents facteurs. Les différentes méthodes sont basées sur un des trois principes suivants ou sur leur combinaison: établissement d'une barrière contre le radon, amélioration de la ventilation et contrôle de la différence de pression entre le sol et la maison.

La façon la plus efficace d'éviter des concentrations trop élevées de radon dans une habitation consiste à prendre des mesures préventives dès sa construction. Il est conseillé de tenir compte de ces principes dans les zones à risque.

Summary

For health reasons it is indicated to keep the radon concentration in dwellings below a certain level.

The advice in Belgium is based on the recommendations of the European Communities: radon concentration in future constructions $< 200 \text{ Bq/m}^3$ and in existing dwellings $< 400 \text{ Bq/m}^3$.

The radon concentration in a dwelling is depending on a large number of factors: the type of soil, the quality of the building structures in contact with the soil, the ventilation characteristics, ... All these different factors have to be taken into account in looking for a method to decrease the concentration. The different methods are based on one (or a combination of) the 3 following principles: creating a barrier against radon, enhancing the ventilation and controlling the pressure difference between the soil and the dwelling.

The most effective way to protect a dwelling against high radon concentrations is to take preventive measures during construction. In radon prone areas it is advised to take such precautionary measures.