

ISSN - 0250 - 5010

ANNALEN
VAN
DE BELGISCHE VERENIGING
VOOR
STRALINGSBESCHERMING

VOL. 23, N°4

4e trim. 1998

**PRODUITS RADIOACTIFS NATURELS ET ARTIFICIELS DANS DIFFERENTS
MATERIAUX:**

Mesure , critères de libération et problèmes divers

**NATUURLIJKE EN KUNSTMATIGE RADIOACTIEVE STOFFEN IN ALLERLEI
MATERIALEN:**

Meting, vrijgavecriteria en diverse problemen

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 Annalen
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 25 septembre 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 25 september 1998 ter gelegenheid van een vergadering van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming en gewijd aan :

**Produits radioactifs naturels et artificiels dans différents matériaux :
mesure, critères de libération et problèmes divers**

**Natuurlijke en kunstmatige radioactieve stoffen in allerlei materialen :
meting, vrijgavecriteria en diverse problemen**

SOMMAIRE

INHOUD

- Radiologische problemen met natuurlijke radioactiviteit in de niet-nucleaire industrie
H. JANSSENS p. 301
- Praktische problemen bij de detectie van radioactiviteit in niet nucleaire-sector.
J. VAN CAUTEREN p. 333
- Démantèlement et mesures de libération: l'approche suivie au CEN/SCK
P. DEBOODT p. 341
- Environmental Radioprotection- From the past to the future
A. DEBAUCHE p. 353

RADIOLOGISCHE PROBLEMEN MET NATUURLIJK RADIOACTIVITEIT IN DE NIET - NUCLEAIRE INDUSTRIE

Herwig Janssens

Hogeschool Limburg, Afdeling Nucleaire Technologie,
Universitaire Campus Diepenbeek,
B-1610 Diepenbeek
Vrije Universiteit Brussel VUB,
Pleinlaan 2, 1050 Brussel

Samenvatting

De niet-nucleaire industrie (*NNI*) die gericht is op de exploitatie en verwerking van natuurlijke materialen vormt een recent aandachtspunt voor de sector van de Stralingsbescherming. Ertsen behoren bijvoorbeeld over het algemeen tot de *natuurlijke radioactieve materialen*'. Men spreekt over NORM's (*Naturally Occurring Radioactive Materials*).

De verwerking van natuurlijke radioactieve materialen kan een concentratie van radionucliden veroorzaken in het eindproduct, in de bijproducten of in de residus (vast afval, lozingen in lucht of water). Dit kan radiologisch problemen creëren.

Deze bijdrage geeft een algemeen overzicht van de problematiek.

Inhoud

Inleiding

1. De niet-nucleaire industrie
 2. Natuurlijk voorkomende radionucliden
 3. Internationale aanbevelingen
 4. Inventarisatie van de niet-nucleaire industrie
 - 4.1. Fosfaatindustrie
 - 4.2. Metaalverwerkende nijverheid
 - 4.3. Schroothandel
 - 4.4. Keramische en optische industrie
 - 4.4a. Zirkoon
 - 4.4b. Zeldzame aarden
 - 4.5. Productie en gebruik van thorium bevattende elementen
 - 4.6. Titaandioxide pigment industrie
 - 4.7. Olie- en gasindustrie
 - 4.8. Andere
 5. Radioactief afval
 6. Actie- en referentieniveaus
 - 6.1. Beroepsmatige blootstelling in de nucleaire sector
 - 6.2. Beroepsmatige blootstelling in de niet-nucleaire industrie
 - 6.3. Publieke blootstelling
 7. Dosisberekening
 - 7.1. Potentiële dosis bij beroepsmatige blootstelling
 - 7.2. Potentiële dosis bij publieke blootstelling
 8. Dosisreductie
 9. Besluit
- Referenties

Inleiding

In vele industrietakken wordt men geconfronteerd met ioniserende straling en radioactiviteit. Om een overzicht te krijgen maken we eerst een onderscheid tussen drie sectoren: de *nucleaire sector*, de *niet-nucleaire sector* en de *niet-nucleaire industrie*.

De nucleaire sector (NS) omvat alle nucleaire bedrijven. Een gedeelte van de nucleaire sector omvat de kernenergiesector, met de kerncentrales als opvallendste vertegenwoordigers. Zij vormen op zich echter slechts een klein deel van de nucleaire sector. Om te beginnen moeten we er zeker alle bedrijven bijtellen die zich bezig houden met een facet van de splijtstofcyclus. Verder zijn er ook de nucleaire transportbedrijven (enkele tientallen bedrijven in België hebben een vergunning voor het transport van radioactief materiaal). Ook zijn er de bedrijven met activiteiten op het gebied van de verwerking en de conditionering van radioactief afval. De controle-organismen zijn uiteraard belangrijk in de nucleaire sector (en hebben ook taken en

verantwoordelijkheden in de niet-nucleaire sector en in de niet-nucleaire industrie). De producenten van radionucliden voor de medische sector, voor het wetenschappelijk onderzoek, voor de biotechnologie, ... behoren eveneens tot de nucleaire sector.

De *niet-nucleaire sector (NNS)* omvat niet-nucleaire bedrijven die gebruik maken van nucleaire toepassingen. We denken bijvoorbeeld aan de medisch-nucleaire technieken in de ziekenhuizen (radiologie, nucleaire geneeskunde, radiotherapie), de industriële radiologie in de bouw-, de staal- en de chemische nijverheid, het wetenschappelijk onderzoek (biologie, biotechnologie, archeologie, fysica, scheikunde, ...),

De *niet-nucleaire industrie (NNI)* omvat niet-nucleaire bedrijven zonder nucleaire toepassingen. Radiologische problemen kunnen hier een vervelend en ongewenst nevenverschijnsel zijn. We denken in de eerste plaats aan alle bedrijven die erts verwerken. De aardkorst bevat een zeker gehalte aan radionucliden (^{238}U en vervalproducten, ^{232}Th en vervalproducten, ^{40}K , ...). Ertsen bevatten deze radionucliden dikwijls in een geconcentreerde mate (als gevolg van de geologische processen waardoor ook de ertsen op bepaalde plaatsen in geconcentreerde vorm voorkomen). De verwerking van de ertsen kan een verdere concentratie van de radionucliden in het eindproduct veroorzaken. Dikwijls komen de radionucliden terecht in de nevenproducten of in het overblijvende afval. Dit is vooral een probleem in de fosfaatindustrie (fosfogips), de steenkoolcentrales (vliegashoudend), de olie- en gasindustrie (afvalwater, slib, gecontamineerde pijpleidingen, ketels, kleppen en pompen, ...), de staalnijverheid (schroothandel), de non-ferrosector (zink-, zirconium-, ... ertsen), de optische, glas- en keramische industrie,

Pas in de jaren '80 van de twintigste eeuw werden deze problemen voor het eerst gesignaleerd. In Nederland registreerde een milieunetwerk, opgesteld ter controle van de kerncentrale van Borssele, een verhoogde activiteit van ^{210}Po .

Onderzoek wees uit dat de oorzaak niet lag bij de kerncentrale, maar wel bij het nabijgelegen fosforbedrijf. In België maakte Leo Baetslé eind jaren '80 reeds een internationale studie over de radionucliden in het afval geproduceerd door de fosfaatindustrie, en hun impact voor het milieu ([Ba 91]).

Volgende afkortingen zijn gebruikelijk in de internationale literatuur betreffende de radiologische problemen in de niet-nucleaire industrie:

- BSS: European Basic Safety Standards Directive: andere naam voor de Europese Richtlijn 6/29/Euratom ([EU 96])
- E&P: Exploitation and Processing, Exploration and Production
- LSA: Low Specific Activity
- NNI: Non-Nuclear Industry
- NNS: Non-Nuclear Sector

NS: Nuclear Industry
NOR: Naturally Occurring Radionuclide, NOR's (plural)
NORM: Naturally Occurring Radioactive Material
RN: Radionuclide
TENR: Technologically Enhanced Natural Radiation

2. Natuurlijk voorkomende radionucliden

In tegenstelling tot de meeste andere producten die schadelijk zijn voor de mens, is de natuur zelf de belangrijkste oorzaak van een menselijke blootstelling aan straling. Het betreft de kosmische straling, de natuurlijk voorkomende radionucliden in de aardkorst, en radon. Men spreekt over NOR [*Naturally Occurring Radionuclide*]. Deze NOR's hoeven niet echt een probleem te zijn, behalve daar waar er sprake is van een menselijk ingrijpen dat de blootstelling aan natuurlijke radioactiviteit verhoogt (denk aan het radonprobleem, dat voornamelijk een gevolg is van een betere isolatie van woningen).

De belangrijkste natuurlijk voorkomende radionucliden zijn:

- ^{238}U ($T_{1/2} = 4,47 \cdot 10^9$ a) en haar vervalproducten (^{234}U , ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Po) (¹)
- ^{232}Th ($T_{1/2} = 1,4 \cdot 10^{10}$ a) en haar vervalproducten (^{228}Ra , ^{228}Th) (²).
- ^{40}K ($T_{1/2} = 1,28 \cdot 10^9$ a)

Een bespreking van deze natuurlijk voorkomende radionucliden vindt men bijvoorbeeld in [Kr 88, 178-181; Sc 97-1].

De kosmische straling creëert voortdurend nieuwe radionucliden, waarvan de belangrijkste zijn: ^3H , ^7Be , ^{14}C . De kenmerken van de kosmische straling en haar gevolgen worden besproken in [SB 97].

De terrestrische (aard-) straling wordt voornamelijk gegenereerd door de gammaemitterende nucliden uit de ^{238}U - en ^{232}Th -reeks (typisch 30 Bq/kg in de aardkorst) en ^{40}K (typisch 400 Bq/kg in de aardkorst), en door de verspreiding van alfa-emitterend radon (typisch 10 Bq/m³ in openlucht). De kenmerken van de terrestrische straling en haar gevolgen worden besproken in [SB 97] (³).

De detectie van de natuurlijke radionucliden is moeilijk wegens het grote aantal nucliden in de reeksen, het complexe spectrum en de lage fluentietempo's. Meestal is dit werk voor gespecialiseerde laboratoria.

De te volgen analytische procedure en de detectie van deze natuurlijke radionucliden (alfa- en gammaspectroscopie), rekening houdend met de energie-afhankelijkheid, de zelfabsorptie, de kalibratiefactoren, de geometrie,... wordt besproken in [vd 97;vV 97;Sc 97-1].

3- Internationale aanbevelingen

De evolutie in de stralingsbescherming in het laatste decenium van de twintigste eeuw is grotendeels gebaseerd op de Aanbevelingen van de *International Commission on Radiological Protection ICRP* [ICRP60-91].

Op basis van deze aanbevelingen heeft de Europese Raad op 13/5/1996 een nieuwe Richtlijn gepubliceerd (Richtlijn 96/29/Euratom [Eu 96]), die voor 13/5/2000 in de nationale wetgevingen van de lidstaten moet worden opgenomen. Bij verwijzingen naar deze Richtlijn spreekt men soms over de *Basic Safety Standards BSS*.

Wat betreft de bestaande en toekomstige praktijken neemt de Richtlijn grosso modo de aanbevelingen van de ICRP over, wat betreft de rechtvaardiging, de optimalisatie, de dosislimieten, de rapportage en de autorisatie,...

De Richtlijn wijdt echter een apart hoofdstuk aan de '*Significante toename van de blootstelling aan natuurlijke stralingsbronnen*' ([EU 96,Title VII]). De Richtlijn maakt namelijk een onderscheid tussen *handelingen (practices)*, gericht op een functioneel gebruik van radioactiviteit en straling, en *werkzaamheden (work activities)* met natuurlijk radioactieve materialen waarbij de radioactiviteit niet functioneel of doelbewust aanwezig is (⁴)

De Richtlijn verplicht de lidstaten te onderzoeken om welke werkzaamheden het gaat, bijvoorbeeld ([EU 96, art.40,2]):

- blootstelling aan gammastraling en aan vervalproducten van radon in kuuroorden, grotten, mijnen, tunnels en metrostations, ondergrondse en bovengrondse werkplaatsen,
- gebruik of opslag van materialen die normaal niet als radioactief worden beschouwd, maar die natuurlijke radionucliden bevatten waardoor de blootstelling van werknemers en leden van de bevolking aanzienlijk toeneemt,
- productie van residuen met een mogelijk verhoogde natuurlijke radioactiviteit,
- luchtvaart.

De lidstaten worden verplicht ([EU96,art.41]) om de nodige corrigerende maatregelen te voorzien, en desgevallend de nodige stralingsbeschermingsmaatregelen te treffen. Er is ruimte voor enige flexibiliteit om rekening te houden met de nationale omstandigheden in het gebruik van

radioactieve materialen, maar er is tegelijkertijd een streven naar eenvormigheid en harmonisatie.

Wat betreft de vliegtuigbemanningen ([EU 96, art.42]) moeten de ondernemingen de blootstelling van het personeel onderzoeken, met deze blootstelling rekening houden bij het opstellen van werkroosters en het personeel op de hoogte brengen van eventuele gezondheidsrisico's. De beroepsmatige dosis kan oplopen tot enkele mSv/a.

De Richtlijn is niet van toepassing op blootstelling door radon in woningen (wel in werkplaatsen) (⁵), door kosmische straling op grondniveau, door radionucliden natuurlijk aanwezig in het lichaam, en door radionucliden aanwezig in de (ongestoorde) aardkorst (inbegrepen grondwerkzaamheden als ploegen, bouwen, ...).

Omdat deze aspecten van de Richtlijn slaan op industrietakken die zich voorheen niet of nauwelijks bewust waren van een mogelijke stralingsbelasting, werd aan deze aspecten in 1997 een driedaags internationaal symposium gewijd ([KEMA97]). Voor deze tekst werd uitgebreid gebruik gemaakt van de referaten op dit symposium. Ook de Europese Raad doet aanbevelingen voor de implementatie van de nieuwe Richtlijn ([Eu 97]).

De Belgische industrie was, in tegenstelling tot de Nederlandse industrie amper aanwezig op het internationale symposium. Hetzelfde gold voor de beleidsmensen. Waarschijnlijk is men in België nog eerst toe aan het stadium van de bewustwording, alvorens de problematiek te inventariseren en desgevallend te remediëren.

In november 1998 gaat in Krefeld het tweede internationaal symposium (NORM II) over dit onderwerp door. Uiteraard kan voor deze bijdrage nog geen gebruik gemaakt worden van de daar voor te stellen referaten.

4. Inventarisatie van de niet-nucleaire industrie

Een inventaris van de niet-nucleaire industrie met mogelijk radiologische problemen wordt opgemaakt in [DP97; HS97; JM97]. We maken hier gebruik van deze referaten.

Minerale ertsen kunnen enkele tot tientallen kBq/kg natuurlijke radionucliden bevatten. De concentratie van deze radionucliden in het erts is dikwijls een gevolg van dezelfde natuurlijke processen die de gewenste elementen in het erts heeft doen concentreren. Ertsen komen voor onder verschillende vormen (strandzand, rotsformaties, ...). Deze ertsen worden meestal geïmporteerd uit ontwikkelingslanden, waar ze dikwijls een eerste concentratie ondergaan. Ze worden gewoonlijk verwerkt in zeer grote hoeveelheden.

Door de verwerking kunnen radionucliden zich concentreren in de bijproducten of in de residus (tot meerdere honderden kBq/kg), met meestal een veel kleiner volume dan het oorspronkelijke erts. De gezondheidsaspecten van radioactief stof als gevolg van inhalatie, ingestie en contaminatie doorheen de huid worden besproken in [Go 97].

Minerale ertsen worden gebruikt bij:

- de fosfaatindustrie
- de metaalverwerkende nijverheid
- de optische, glas- en keramische industrie
- de extractie van zeldzame aarden
- de productie en het gebruik van thorium bevattende elementen
- de titaandioxide pigment industrie
- de olie- en gasindustrie

4.1 - Fosfaatindustrie

De fosforindustrie produceert fosfaten voor meststoffen (90% van het erts wordt hiertoe gebruikt), en fosforzuur voor wasproducten (detergenten) en voedingsmiddelen. Het fosforerts bevat (met grote variaties) 1,5 kBq/kg uranium (en vervalproducten). Dit is meer dan de nieuwe vrijstellingslimieten. Het uranium komt grotendeels in het gewenste eindproduct terecht. 80% van het radium (en ^{210}Pb en ^{210}Po) wordt geconcentreerd in het afvalproduct fosfogips, dat 1 kBq/kg aan ^{226}Ra bevat (⁶).

Meestal wordt fosfogips gestort op een afvalbergplaats of geloosd in zee of rivier. In NW-Europa wordt jaarlijks 6 à 7 Mton fosfogips geloosd in rivieren en zeeën ([Ba 91]). In de fabriek zijn concentraties tot 100 kBq/kg ^{226}Ra mogelijk ([JM 97]). In de termische verwerkingsprocessen komen 95% van de vluchtige radionucliden vrij en worden elektrostatisch neergeslagen. Deze neerslag bevat 50 tot 500 kBq/kg ^{210}Pb en ^{210}Po . De verwerkingsprocessen worden beschreven in ([Ba 91; DP 97]) (⁷).

Bij de productie van meststoffen gaat 90% van het ^{238}U uit het erts naar de meststoffen. Zij bevatten 0,3 tot 3 kBq/kg ^{238}U , eenzelfde activiteit aan ^{234}U en ^{230}Th , 0,2 tot 1 kBq/kg ^{226}Ra en ^{210}Pb .

Beroepsmatige blootstelling is een gevolg van uitwendige gammastraling en van ingeademd stof. De binnenwanden van de installaties kunnen gecontamineerd zijn tot enkele honderden Bq/cm². Werknemers lopen gemiddeld een stralingsbelasting op van 1 mSv/a (⁸). Dosistemp tot 1 mSv/h zijn mogelijk bij speciale reinigingswerkzaamheden ([Er 97]). Publieke blootstelling is een gevolg van het gebruik van fosfogips en van vloeibare en gasvormige (^{210}Pb , ^{210}Po) lozingen. In de Rijnmond werd jarenlang gecontamineerd baggerslib gebruikt voor ophoging van bouwgrond (120 Bq/kg ^{222}Rn ([Le 97]). Mosselen concentreren ^{210}Po uit zeewater. Consumptie van 7 kg mosselen zal de individuele dosis met 0,15 mSv doen stijgen ([Ba 91]).

De Nederlandse fosfaatindustrie loost in lucht 2 400 GBq/a ^{222}Rn , 66 GBq/a ^{210}Pb , 490 GBq/a ^{210}Po , en in water (onder de vorm van fosfogips) 1 800 GBq/a ^{210}Pb , 2 000 GBq/a ^{210}Po ([PB 97]).

In België zijn de meeste fosfaatbedrijven zich bewust van het radonprobleem. Men vermijdt de invoer van erts met hoge activiteitsdichtheden. Zulke ertsen worden tegenwoordig eerder verwerkt in de ontwikkelingslanden. Uit een studie blijkt dat in de Belgische fabrieken nergens meer het referentieniveau van 500 à 1 500 Bq/m³ radon overschreden wordt ([VD 97]).

4.2. Metaalverwerkende nijverheid

In de metaalverwerkende nijverheid (staal en non-ferro) kan activiteit zich concentreren in de smeltslakken van de ovens en in ovenstof. Het vervluchtigde ^{210}Po en ^{210}Po concentreert zich in de stoffilters.

Tinerts bevat 1 kBq/kg uranium en thorium. De slakken bevatten 1 kBq/kg ^{238}U en 4 kBq/kg ^{232}Th . De uitlaatgassen bij lozing in de lucht kunnen tot 200 kBq/kg bevatten ([DP 97]).

Bismut kan 100 kBq/kg $^{210}\text{Bi}/^{210}\text{Po}$ bevatten. Bauxiet bevat minder dan 1 kBq/kg uranium en thorium. Pyrochloor of columbiet (voor de productie van ferroniobium) bevat 50 kBq/kg thorium ([JM 97]).

Bij de verwerking van koper en ijzer/staal in hoogovens kent men dezelfde problematiek. Het smelten van lood is een uitzondering, omdat de loodisotopen vermengd worden met het stabiele lood, en zich dus niet concentreren in de residus.

Beroepsmatige blootstelling is een gevolg van gammastraling en van ingeademd stof. Publieke blootstelling is een gevolg van gasvormige lozingen en van hergebruik van residus.

De Nederlandse staalnijverheid loost in lucht 350 GBq/a ^{222}Rn , 55 GBq/a ^{210}Pb , 91 GBq/a ^{210}Po , en in water 0,15 GBq/a ^{210}Pb , 8 GBq/a ^{210}Po ([PB 97]).

4.3. Schroothandel

Om economische en milieuredenen gebruikt de staalnijverheid metaalschroot als een vorm van recyclage. Het meeste schroot is afkomstig van Oost-Europese, Afrikaanse en Zuid-Amerikaanse landen. Meer en meer wordt de schroothandel geconfronteerd met gecontamineerd schroot, bijvoorbeeld afgedankte pijpleidingen en ketels, warmtewisselaars, ... uit de olie- en gasindustrie, de chemische en de meststofindustrie. Meestal gaat het om oppervlaktecontaminatie. In Nederland zijn sinds 1990 tien gevallen bekend van schroot dat hoogradioactieve bronnen (0,5 MBq tot 20 GBq kobalt, plutonium, cesium, radium) bevat. Na een controle van 600 verdachte containers in Nederland bleek dat er 300 gecontamineerd waren ([BV 97]).

In de VSA en Canada zijn voor de periode 1983-1997 meer dan 2 300 gevallen van contaminatie van metaalschroot vastgesteld (en vrijwillig gemeld). In 244 gevallen ging het om bronnen (voornamelijk radium- en cesium). Wereldwijd werden reeds 49 gevallen gerapporteerd van meegesmolten hoogactieve bronnen (tot 15 000 GBq ^{60}Co) ([LY 98]).

Hele installaties van schroothandelaars en industrieën kunnen dus onbewust gecontamineerd worden. Het smelten van zulk schroot zal de hoogovenapparatuur en de recyclagematerialen op zijn beurt contamineren. De schroothandel stelt dus een zwaar probleem van ongecontroleerde blootstelling.

De gevolgen kunnen ernstig zijn. Zo zijn gecontamineerde loodschorten, die eigenlijk dienen om de werknemer te beschermen, verspreid in verschillende landen. In Taiwan zijn 120 gebouwen gecontamineerd door kobalt in het staal gebruikt voor het spanbeton. De sterkste meegesmolten kobaltbron werd geschat op 740 GBq. Meer dan 5 000 bewoners werden blootgesteld, met dosissen gaande van 67 mSv tot 1,2 SV ([LY 98]).

De staalnijverheid begint het smelten van mogelijk gecontamineerd schroot te weigeren. Daardoor moet in principe het schroot geklasseerd worden als (meestal laag-) radioactief afval. Dat heeft grote financiële implicaties wat betreft de verwerking. Een oplossing is de bouw van een speciale oven voor radioactief schroot, waarbij de radionucliden zich moeten verzamelen in de slakken of in de as.

4.4. Keramische en optische industrie

4.4a. Zirkoon

Zeer fijn gemalen zirkoon (⁹) wordt gebruikt in de keramische industrie, voor de productie van vuurvaste materialen, en in de optische en glasindustrie. Het malen veroorzaakt extra veel stof dat door werknemers ingeademd kan worden, samen met de aanwezige natuurlijke radionucliden (¹⁰).

Zirkoon is een erosieproduct van rotsformaties, dat uiteindelijk in zee en op stranden terechtkomt (bijvoorbeeld monazietzand). Als gevolg van haar grote massadichtheid (4 000 kg/m³) hebben de hydraulische krachten een verschillend effect op zirkoon (en op de andere zware mineralen), zodat zich een natuurlijke scheiding en concentratie kan voordoen ten opzichte van het gewone siliciumzand. Sommige zanden kunnen concentraties aan zware mineralen bevatten van 3 tot 40%. Zirkoonmineralen bevatten 5 kBq/kg uranium en 1 kBq/kg thorium ([JM 97]).

4.4b. Zeldzame aarden

De optische en glasindustrie gebruikt zeldzame aarden als additief in speciaal glas om optische of decoratieve redenen, of in polijstpoeder (cerium). Sommige glasproducten bevatten tot 10% uranium of thorium.

Ertsen voor de productie van zeldzame aarden (cerium, lanthaan, neodymium,) uit bijvoorbeeld monazietzand bevatten tot 40 kBq/kg ^{238}U , en tot 3 000 kBq/kg ^{232}Th ([JM 97;DP

97]). Werknemersdosissen kunnen enkele mSv/a bedragen als gevolg van interne besmetting ([Sch 97]). De activiteit in de afvalstromen kan zeer hoog zijn. Dosissen opgelopen na ophoging van bouwgrond met zulk afval kunnen oplopen tot 0,1 mSv/a individueel en collectief over een lange termijn 10^5 mensSv ([SCH 97]).

4.5- Productie en gebruik van thorium bevattende elementen

Thorium wordt onder andere gewonnen uit monazietzand. Thorium wordt gebruikt als een additief voor las-elektroden en gasontladingslampen. Wolfram-laselektroden worden aangerijkt met thorium, om de boogontlading makkelijker te ontsteken en te stabiliseren. Voor de productie van laselektroden wordt in de Duitse deelstaat Beieren jaarlijks 1 900 kg thoriumoxide (15 GBq) gebruikt. Voor de productie van lampen wordt 180 kg (1,5 GBq) gebruikt ([Co 97]). Thorium in las-elektroden kan vervangen worden door lanthaan. Voor thorium in lampen is nog geen vervanger gevonden ([Co 97]).

De lasstaven bevatten tot 500 kBq/kg ^{232}Th en ^{228}Th ([JM 97]). Vooral bij de productie van deze elektroden ontstaat er een radiologisch probleem als gevolg van inademing en door externe bestraling. Bij het gebruik van de elektroden kan het af en toe bijvlijen van de conische top veel stof veroorzaken.

Aan brilglazen en lenzen wordt soms uranium of thorium toegevoegd voor het kleuren, of om een niet-reflekerende laag te bekomen. Sommige optische lenzen bevatten tot 30% thorium. Stralingsbelasting treedt vooral op bij het reinigen van de gecontamineerde vacuümkamer.

Een magnesium-thoriumlegering is hard en licht en wordt gebruikt in de ruimtevaart en in jetmotoren (met een activiteit tot 70 kBq/kg ([DP 97])).

4-6. Titaandioxide pigment industrie

De TiO_2 -Pigmentindustrie maakt gebruik van ilmeniet (FeTiO_3) en rutiel (TiO_2) ertsen die 1 kBq/kg uranium en thorium bevatten, en die geconcentreerd worden in de afvalstromen tot 5 kBq/kg ([JM 97]). De neerslag bij de verwerking van titaanertsen kan tot 400 kBq/kg radium bevatten ([DP 97]).

4.7. Olie- en gasindustrie

Op de boorplatformen van de olie- en gasindustrie kan de neerslag in de leidingen en in de ketels een significant radiologisch risico inhouden. Aardgas bevat radon. De vervalproducten ^{210}Pb en ^{210}Po slaan neer op de wanden. Oppervlakte- en luchtcontaminatie met alfastralers vormt een probleem, vooral bij het reinigen.

Samen met de fossiele brandstoffen komen de radioactieve materialen mee naar boven, opgelost in het productiewater. Het slib in de waterafscheiders raakt besmet. Zeewater wordt gebruikt

voor het spoelen van leidingen en ketels en om het opgehaalde petroleum of gas te vervangen. Onoplosbare radiumisotopen en andere minerale onzuiverheden slaan daarbij neer op de wanden en vormen harde zogenaamde 'scales'. Neerslag is ook een gevolg van verdamping in gasvormige bronnen, en van temperatuur- en drukverschillen. De neerslag is meestal barium/strontiumsulfaat of calciumcarbonaat. Door de chemische overeenkomst tussen barium en radium worden de radiumisotopen selectief mee neergeslagen. De neerslag bevat 1 à 100 (tot 4 000) kBq/kg radium, ook thallium en vervalproducten ([JM 97]). Beroepsmatig stelt dit vooral een gammastralingsprobleem bij reinigings-, onderhoud- en herstelwerkzaamheden (zuiveren van de leidingen en ketels van de aanslag, inademen van radon). Bij afbraak wordt het een probleem voor de schroothandel.

Verder produceert de olie- en gasindustrie slib en afvalwater (geloosd in de onmiddellijke omgeving van het boorplatform) met mogelijk verhoogde concentraties aan zware metalen, natuurlijke radionucliden, en radongas. In vloeibare lozingen zijn concentraties gaande van 0,1 tot 60 kBq/m³ ²²⁶Ra gemeten ([He 97]). De radiologische impact van de neerslag en het slib op individuele werknemers zou in de buurt liggen van 1 mSv/a ([Sch 97]). In totaal loost de Nederlandse olie- en gasindustrie 100 GBq/a ²²⁶Ra en 100 GBq/a ²²⁸Ra ([He 97]).

De verwerkings- en opslagkosten voor radiumgecontamineerd slib zijn per ton BEF 600 000,- in Noorwegen, BEF 700 000,- in Duitsland, BEF 1 200 000,- in Nederland. Andere kosten vindt men in [LEH 97].

4.8. Andere

Bij de productie van zwavelzuur kunnen de slakken een activiteit bezitten van meer dan 1 kBq/kg. Zwavelzuur wordt gebruikt bij de verwerking van verschillende ertsen. Radiumsulfaat is onoplosbaar en wordt daardoor neergeslagen op de wanden van ketels, pijpleidingen en filters, waar het hoge gammadosistempo's kan veroorzaken. Contaminatie is hoog en geeft vooral een belangrijke stralingsbelasting bij het reinigen of afvoeren van deze elementen.

*
* *

Bij de ontwatering van steenkoolmijnen kan het slib een activiteit bezitten van 50 à 100 kBq/kg.

Nederlandse steenkoolcentrales lozen jaarlijks in lucht 200 GBq/a ²²²Rn, 2,4 GBq/a ²¹⁰Pb, 4,8 GBq/a ²¹⁰Po. Gascentrales lozen in lucht 2 800 GBq/a ²²²Rn, 0,43 GBq/a ²¹⁰Pb, 0,16 GBq/a ²¹⁰Po ([PB 97]).

Vliegias van steenkoolcentrales bevat typisch 0,2 tot 10 kBq/kg uranium en thorium (een factor 2 tot 15 maal hoger dan in steenkool, met een volume ongeveer 10% van de oorspronkelijke hoeveelheid steenkool ([Pv 97]). Door de automatische verwerking van as en slakken leveren ze geen noemenswaardige stralingsbelasting op voor het personeel in de steenkoolcentrales, behalve bij herstellingswerkzaamheden. Werknemers op de stortplaats zouden een dosis kunnen oplopen van 0,28 mSv/a ([Pv 97]). De potentiële dosis door directe straling vanwege een niet-afgedekte

stortplaats zou op een afstand van meer dan 100 m lager liggen dan 0,01 mSv/a.

Vliegas kan gebruikt worden als toevoegsel in bouw materiaal (cement en beton). Bij de verwerking van vliegas in bouwmaterialen zouden de werknemer een dosis oplopen van 0,12 mSv/a ([Ho 97]). Volgens sommige specialisten zou het gebruik van vliegas als additief in beton, ondanks de hogere activiteitsdichtheid, de radonconcentratie in woningen kunnen doen afnemen, als gevolg van de lagere exhalatiegraad, voldoende om de hogere gammabelasting te compenseren ([Ho 97;Pv 97]).

*

* *

De Nederlandse cementindustrie loost 387 GBq/a ^{222}Rn en 78 GBq/a ^{210}Po in de lucht ([PB 97]).

*

* *

Ook natuursteen bevat uiteraard natuurlijke radionucliden. Graniet kan tot 1 kBq/kg uranium en thorium bevatten. Zwarte leisteen bevat tot 5 kBq/kg. As van turfbrandstof bevat 100 kBq/kg uranium.

*

* *

Er is weinig informatie over de radioactiviteit van chemische producten en van ruwe materialen gebruikt in de chemische industrie ([SCH 97]).

*

* *

Verder moeten er nog ettelijke vergeten, verloren en/of niet-geregistreerde radiumbronnen voor medisch gebruik voor 1950 verspreid zijn. In de periode 1983-1997 werden in Canada en in de VSA 114 radiumbronnen gevonden in metaalschroot ([LY 98]).

5. Radioactief afval

Het is te verwachten en het is de vrees van velen dat toepassing van de Europese Richtlijn grote hoeveelheden afval geproduceerd door de niet-nucleaire industrie zullen promoveren tot 'radioactief afval'. Het gaat in de Europese Unie jaarlijks waarschijnlijk om volgende hoeveelheden ([Sc97-2]):

Industrie	Hoog actief	middel actief	laag actief	miniem actief
steenkool en vliegass Staal olie en aardgas Fosfaat slakken stof gips zirkonium	1 kton	260 kton 1 000 m ³ 1 kton	< 300 kton 750 kton 14-18 Mton 100 kton	30 Mton

Mogelijke oplossingen voor dit afval zijn (zonder rekening te houden met ethische, publieke of politieke aanvaardbaarheid) ([Sc97-2]):

- bovengrondse opslag (afscherming van het publiek is vereist). Na sluiten en afdekken zouden deze terreinen kunnen gebruikt worden als sportvelden of parken, maar niet voor bewoning
- tijdelijke opslag voor afval met halveringstijden kleiner dan 30 a (¹¹)
- verdunning. Verdunning is geen oplossing om tegelijkertijd te voldoen aan de triviale individuele dosislimiet van 10 $\mu\text{Sv/a}$ individueel en de collectieve dosislimiet van 1 mensSv/a. Het uitspreiden van meststoffen over landbouwgronden (¹²), de lozing van fosfogips in water, de lozing van uitlaatgassen door hoge schouwen zijn vormen van verdunning
- volumereductie (compactie) en afscheiding van radionucliden, waardoor het totale volume sterk kan gereduceerd worden
- invoeren van vrijstellingsniveaus verschillend voor verschillende materialen (de activiteit in vast afval komt niet altijd even makkelijk vrij), en verschillend van de vrijstellingsniveaus voor het radioactieve afval uit de nucleaire splijtstofcyclus
- recyclage (bijvoorbeeld vliegass als additief, fosfogips in dijken, slakken in de wegenbouw, ...)
- ondergrondse opslag. De veiligheidsvereisten moeten misschien niet zo streng zijn als voor het 'echte' radioactieve afval
- decontaminatie (vooral bij oppervlaktecontaminatie). Na decontaminatie kunnen de basismaterialen gerecycleerd worden

Het is waarschijnlijk dat vanaf de implementatie van de Richtlijn de verschillende industrietakken ernaar zullen streven hun volume afval zoveel mogelijk preventief te beperken. Een aantal technieken hiertoe worden besproken in [LEH 97].

6. Actie- en referentieniveaus

6.1. Beroepsmatige blootstelling in de nucleaire sector

In het kader van intentioneel gebruik van radioactiviteit en straling ('handelingen' of 'practices') voert de Europese Richtlijn vrijstellings- en vrijgaveniveaus in ([Eu96,art.3-5]).

Bij vrijstelling (exemption) is geen melding, zijn geen maatregelen, en is geen vergunning vereist. Voor elk radionuclide worden de vrijstellingsniveaus gegeven in absolute hoeveelheid (Bq) en in concentratie (Bq/kg) ⁽¹³⁾. Voor een combinatie van radionucliden worden speciale formules ontwikkeld. Ook voor lozingen in lucht en water worden speciale formules ontwikkeld (zie bijvoorbeeld [KZ 97; MP 97; Sc 97-2]). Deze niveaus zijn bepaald op basis van scenario's waarbij maximale dosistemp'o's van 10 μ Sv/a individueel en 1 mensSv/a collectief onwaarschijnlijk zijn. Een dosis van 10 μ Sv/a wordt beschouwd als triviaal ten opzichte van de limiet van 100 μ Sv/a. De individuele dosislimiet per bron van 100 μ Sv/a is afgeleid van de toegelaten cumulatieve dosislimiet van 1 mSv/a voor niet-beroepsmatig blootgestelde personen, waarbij verondersteld wordt dat niemand wordt blootgesteld aan meer dan tien bronnen tegelijkertijd ⁽¹⁴⁾.

Deze referentieniveaus gelden uitsluitend voor blootstelling als gevolg van 'handelingen'. De discussie is gaande of de referentieniveaus bij 'werkzaamheden' (activiteiten met NORM'S) dezelfde moeten zijn, of dat zij hoger mogen liggen wegens het 'natuurlijke' karakter van de bron. Momenteel ligt de vrijstellingslimiet voor vaste natuurlijk radioactieve materialen arbitrair op 500 kBq/kg, met een risicolimiet van 10^{-6} /a en een individuele dosislimiet van 1 mSv/a. De nieuwe ICRP-vrijstellingslimieten liggen tot een factor 500 lager.

Bij vrijgave (clearance) gaat het om materialen die een gevolg zijn van 'handelingen', maar waarvan het activiteitsgehalte zo laag is (gedaald) dat recyclage, hergebruik of gewone verwijdering zonder meer mogelijk is. De referentieniveaus voor vrijgave zijn dezelfde als die voor vrijstelling, maar daarnaast moet rekening gehouden worden met een aantal andere technische aspecten, en is er een vergunning vereist ([Eu 96,art.5]).

6.2. Beroepsmatige blootstelling in de niet-nucleaire industrie

Behalve voor radon voorzien de Europese Richtlijnen vooralsnog geen referentieniveaus voor de niet-nucleaire industrie.

Uit de ICRP-dosisconversiefactor ([ICRP65-93]) blijkt dat een radonconcentratie van 100 Bq/m³ in een werkplaats een jaarlijkse dosis oplevert van 0,6 mSv/a. Een radon-actieniveau is een niveau waarboven maatregelen vereist zijn (dit wil zeggen dat een systeem voor stralingsbescherming moet worden opgezet en/of interventie moet worden overwogen). [ICRP65-93] beveelt voor werkplaatsen een actieniveau van 500 à 1 500 Bq/m³ aan. Door eenvoudige maatregelen kan ervoor gezorgd worden dat werknemers niet zullen behoren tot de categorie van beroepsmatig blootgestelde personen. Een Europese Richtlijn ([Eu 90]) legt een actieniveau van 500 à 1 000 Bq/m³ op, overeenkomend met 3 à 6 mSv/a ⁽¹⁵⁾.

De Britse *National Radiation Protection Board NCRP* en het Franse *Centre d'Etude sur l'évaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire CEPN* voerden een studie uit naar referentieniveaus voor gebruik in de niet-nucleaire industrie ([MP 97]). Hiervoor werd uitgegaan van de Europese Richtlijn voor 'handelingen'. Artikel 21 (Eu 96) definieert twee categorieën van werknemers. Categorie A werknemers kunnen een effectieve dosis oplopen van meer dan 6 mSv/a (en meer dan 3/10 van de equivalente orgaandosis voor ooglen, huid en ledematen). Categorie B werknemers lopen lagere dosissen op.

Voor werkplaatsen in de nucleaire industrie legt de Europese Richtlijn (Eu 96, Titel VI, art. 17-20) het volgende op:

- geen speciale maatregelen als de blootstelling lager is dan die van de publieke dosislimiet (1 mSv/a)
- afbakening van een *bewaakte zone (supervised area)* waar een dosis mogelijk is tussen 1 en 6 mSv/a
- afbakening van een *gecontroleerde zone (controlled area)* voor een dosis boven 6 mSv/a
- meer dan 20 mSv/a geeft een verboden zone.

Merk op dat een goed systeem van stralingsbescherming ervan uitgaat dat dosiscriteria en -limieten enkel geldig zijn voor uitzonderlijke omstandigheden, en dus niet te beschouwen zijn als na te streven maxima bij een normale praktijk.

De Brits-Franse studie introduceert voor de niet-nucleaire industrie een criterium voor de effectieve dosis (en voor een equivalente huiddosis) voor normale omstandigheden en een criterium voor uitzonderlijke omstandigheden ([MP 97, figure 1]):

- bij dosissen lager dan 1 mSv/a (de dosislimiet voor het publiek), zelfs in uitzonderlijke omstandigheden, zijn geen speciale maatregelen vereist
- bij dosissen lager dan 1 mSv/a (de dosislimiet voor het publiek) in normale omstandigheden en 6 mSv/a in uitzonderlijke omstandigheden, zijn over het algemeen geen speciale maatregelen vereist (afwijkingen zijn mogelijk)
- bij dosissen tussen 1 en 6 mSv/a in normale omstandigheden en lager dan 20 mSv/a in uitzonderlijke omstandigheden, is enige mate van controle vereist (zoals voor bewaakte zones en categorie B werknemers in de nucleaire industrie)
- bij dosissen tussen 6 en 20 mSv/a in normale omstandigheden en lager dan 50 mSv/a in uitzonderlijke omstandigheden, is een uitgebreider systeem van stralingsbescherming vereist (zoals voor gecontroleerde zones en categorie A werknemers in de nucleaire industrie)
- dosissen hoger dan 20 mSv/a in normale omstandigheden en hoger dan 50 mSv/a in uitzonderlijke omstandigheden, zijn onaanvaardbaar en moeten waarschijnlijk leiden tot stopzetting van de activiteit.

Om de werkplaatsen te kunnen indelen worden *testniveaus (screening levels)* bepaald voor bepaalde radionucliden ([MP 97, tabel 1-2]). Zo mag maximaal 0,1 kBq/kg aanwezig zijn in fosfogips om te voldoen aan de grens van 6 mSv/a in normale omstandigheden, maximaal 400 kBq/kg in de neerslag bij het smelten van tin, maximaal 0,05 kBq/kg in zirkoniumzand,

maximaal 30 kBq/kg in de neerslag in de olie- en gasindustrie, en maximaal 8 kBq/kg fosfaatmeststoffen.

6.3. Publieke blootstelling

Blootstelling van het publiek kan een gevolg zijn van het gebruik van producten (bijvoorbeeld bouwmaterialen), van atmosferische of vloeibare lozingen, van hergebruik van nevenproducten, of van storten van vast afval (gips, baggerslib,.....)

De opgelopen individuele dosissen als gevolg van natuurlijk radioactieve materialen zijn over het algemeen relatief laag. De collectieve dosis daarentegen kan substantieel zijn. Zo is de beroepsmatige collectieve dosis in Nederland 0,6 mensSv/a in ziekenhuizen en 3,4 mensSv/a in research en industrie. De collectieve dosis voor de Nederlandse bevolking daarentegen bedraagt 35 mensSv/a, respectievelijk 338 mensSv/a als gevolg van lozingen door de niet-nucleaire industrie in lucht, respectievelijk in water ([PB 97]) (¹⁶).

7- Dosisberekening

7.1. Potentiële dosis bij beroepsmatige blootstelling

Blootstelling aan straling kan niet altijd gemeten worden. Vooral interne besmettingen zijn moeilijk te meten. Potentiële blootstellingen zijn uiteraard niet te meten (temeer daar ze vooral voorkomen moeten worden).

Het is niet eenvoudig om potentiële dosissen te berekenen. We vatten hier de studie samen zoals beschreven in [DP 97].

In vele industrietakken komen meerdere materialen voor die radionucliden bevatten (erts, eindproduct, bijproduct, residu). Eén materiaal bevat meestal verschillende radionucliden. Radionucliden maken veelal deel uit van een natuurlijke reeks, die zich dikwijls in een seculair evenwicht bevindt (1 Bq/kg van het reekshoofd geeft dan 1 Bq/kg voor alle vervalproducten).

Om een potentiële werknemersdosis te berekenen kan men zich in de niet-nucleaire industrie volgende situaties voorstellen:

- inhalatie van gecontamineerd stof: in stoffige omstandigheden met weinig ademhalingsbescherming
- ingestie van gecontamineerd vuil en stof: in vuile en stoffige zones met weinig beschermingskledij
- externe bestraling: in de onmiddellijke omgeving van grote hoeveelheden radioactief materiaal zonder afscherming
- huidcontaminatie: zoals ingestie
- inhalatie van ²²²Rn, ²²⁰Rn en hun vervalproducten: gesloten ruimte met grote hoeveelheden radioactief materiaal en weinig ventilatie.

Volgende scenario's kan men voorzien:

- een werknemer kan gedurende lange tijd blootgesteld worden aan een relatief lage stralingsbelasting door te werken als verantwoordelijke in een magazijn of een pakhuis dat grote hoeveelheden materiaal bevat. Stof wordt gegenereerd bij laden of lossen
- een werknemer kan gedurende korte tijd (1 u/d, 1 d/w, ...) blootgesteld worden aan een relatief hoge stralingsbelasting door het geproduceerde stof bij het verwijderen van residus (bijvoorbeeld het reinigen van pijpleidingen en ketels)
- een werknemer kan uitwendig bestraald worden door materiaal binnenin pijpleidingen en ketels. Er is waarschijnlijk enige afscherming door de wanden.

Een mogelijke inname of opname van activiteit kan berekend worden (bijvoorbeeld de activiteit in de longen in Bq uit een activiteitsconcentratie in lucht in Bq/m³, op basis van het long- en ademhalingsmodel van de ICRP). Daarop wordt een ICRP-dosisconversiefactor toegepast (in Sv/Bq, of (Sv/a)/(Bq/m³)), die bijvoorbeeld rekening houdt met de fysische en de biologische halveringstijd van elk radionuclide. Dosisconversiefactoren specifiek voor de niet-nucleaire industrie worden gegeven in de Europese Richtlijn en besproken in [KB 97;PB 97]. Men moet rekening houden met alle vervalproducten uit een reeks. Men kan de berekening uitvoeren voor normale omstandigheden, en voor uitzonderlijke omstandigheden.

Een feitelijke dosis kan afgeleid worden uit een potentiële dosis door toepassing van een *actuele blootstellingscorrectiefactor ACF (Actual exposure Correction Factor)* ([PB 97]).

Resultaten van zulke berekeningen vindt men in [DP 97,table 4; vF 97]. Zo blijkt dat een werknemer in de fosfaatindustrie onder normale omstandigheden dosissen kan oplopen van 0,0014 tot 31 mSv/a (minimale tot maximale activiteitsdichtheid) en van 0,01 tot 69 mSv/a in uitzonderlijke omstandigheden. Bij de verwerking van zeldzame aarden gaat dit van 0,0023 tot 3 500 mSv/a, en van 0,011 tot 9 800 mSv/a in uitzonderlijke omstandigheden.

Het blijkt dat in alle beschouwde industrietakken van de niet-nucleaire industrie 1 mSv/a (de dosislimiet voor de bevolking) kan overschreden worden (bij de grootste activiteiten). Een zekere mate van regelgeving en controle, en begeleiding van deze industrietakken, is dus op zijn plaats.

De laagste dosissen vindt men in de bedrijven waar neerslag van Pb en Po optreedt. De hoogste dosissen vindt men in de bedrijven waar gewerkt wordt met materialen zwaar gecontamineerd door de ²³²Th- en de ²³⁸U-reeksen. De huiddosis wordt bijna nergens overschreden.

De zwaarste stralingsbelasting ontstaat door inademing van radon bij opslag van materiaal in een magazijn of pakhuis. Dit is een gevolg van het feit dat de materialen zich dikwijls in een vorm bevinden die de ontsnapping van radon makkelijk maakt en dat er dikwijls weinig ventilatie voorzien is waardoor de radonconcentratie zich kan opbouwen. Het blijkt echter dat een betere ventilatie de radonbelasting slechts met minder dan een grootte-orde doet afnemen.

De inhalatie van stof is eveneens de oorzaak van een grote stralingsbelasting in een omgeving

waar stoffige residus worden verwijderd, of waar kleine droge deeltjes verwerkt worden.

Uitwendige bestraling is slechts een probleem bij grote hoeveelheden materiaal die radionucliden bevatten met een hoge opbrengst aan gammastraling (bijvoorbeeld ^{226}Ra -bevattende residus in de olie- en gasnijverheid, en bij de verwerking van zeldzame aarden en TiO_2 -Pigmenten).

7-2. Potentiële dosis bij publieke blootstelling

Een potentiële publieke dosis is nog moeilijker te meten of te berekenen dan een beroepsmatige blootstelling. De dosissen zijn uiteraard klein (orde $10 \mu\text{Sv/a}$ en minder), kleiner dan de natuurlijke achtergrond, en indien meetbaar, toch moeilijk eenduidig toe te schrijven aan een bepaalde bron.

Voor een berekening van de dosissen is een model vereist dat de dispersie van radionucliden in zee of in de atmosfeer beschrijft. De resultaten van zulk model zijn zeer sterk afhankelijk van de keuze van het model, van de beschouwde parameters, van de invoergegevens (emissiehoeveelheid, stromingen, diffusie-coëfficiënten, ...). Kleine wijzigingen in deze gegevens kunnen de resultaten met grootte-orde veranderen.

Uit een Nedertandse studie blijkt dat de publieke individuele dosissen als gevolg van de bedrijvigheden van de verschillende takken van de niet-nucleaire industrie niet boven de $0,1 \text{ mSv/a}$ uitkomen (PB 97,table 4) ⁽¹⁷⁾. De totale collectieve dosis in Nederland als gevolg van lozingen in de lucht is 34 mensSv/a , en 338 mensSv/a als gevolg van lozingen in water (PB 97,table 5). Deze collectieve dosis wordt voor 95% veroorzaakt door de fosfaatindustrie.

8. Dosisreductie

De belangrijkste maatregel om stralingsbelasting in de niet-nucleaire industrie te vermijden is de controle over de stofverspreiding. Dit is geen probleem in nieuwe installaties, maar kan moeilijker zijn in oudere installaties. Stofbeheersing is reeds een probleem in andere bedrijfstakken, en heeft daar soms reeds oplossingen gekregen.

Kleine processen zoals het vijlen van thorium bevattende las-elektroden of bij de lensproductie kan makkelijk in gesloten (afzuig-) kasten. Bij grote volumes van bijvoorbeeld ruwe ertsen is volledige opsluiting onmogelijk. De oplossing bestaat in een combinatie van maatregelen op het gebied van ventilatie, doordachte werkprocedures en ademhalingsbescherming, en van aanpassing van de verwerkingsprocedure.

Aanpassing van de verwerkingsprocedure bestaat bijvoorbeeld uit het gebruik van gesloten transportbanden, verbeterde opsluiting en stofextractie.

Het vermijden van uitwendige (voornamelijk gamma-) bestraling is meestal een kwestie van het bewaren van voldoende afstand (inverse kwadratenwet en absorptie in lucht of in andere media) en van het beperken van de blootstellingsduur. Dit vereist weerom doordachte werkprocedures

(niet alleen behorend tot een ALARA systeem van stralingsbescherming). Bijkomende afscherming kan nuttig zijn maar is zelden nodig.

Sommige deposities (met bijvoorbeeld gecontreeerde radiumgehalten) kunnen hoge gammafluentietempo's opleveren. Afscherming kan nodig zijn. Bij grote hoeveelheden is afstand een minder sterke beschermingsfactor (de inverse kwadratenwet geldt slechts voor een puntbron). Vermijden van contact is dikwijls de meest nuttige houding, bijvoorbeeld door opslag in weinig betreden lokalen. Eenvoudige verwittigingssignalen op de vloer en op muren kunnen zeer effectief zijn. Het beperken van de blootstellingsduur wordt de belangrijkste ALARA-maatregel.

9. Discussie en besluit

Uit bovenstaand verhaal blijkt dat de discussie betreffende de radiologische problemen in de niet-nucleaire industrie nog niet afgesloten is. Waarschijnlijk blijkt eruit dat het probleem niet te verwaarlozen is, maar ook niet overroepen moet worden. Ongetwijfeld zal gelijk welke implementatie van de nieuwe Europese Richtlijn voor sommige bedrijfstakken ernstige economische en financiële implicaties kunnen hebben.

De discussie over normen die verschillend zijn voor de nucleaire (splijtstof) sector en voor de niet-nucleaire industrie worden gevoerd met volgende argumenten:

- het gaat in de niet-nucleaire industrie om een beperkter aantal radionucliden en meestal om 'natuurlijke' radionucliden
- het ALARA-principe vereist dat dosissen slechts zo laag gehouden worden als 'redelijkerwijze' mogelijk is. Omdat het in de niet-nucleaire industrie gaat om materialen met een relatief lage activiteit, kan er ten koste van een grote inspanning slechts een kleine daling bereikt worden in de activiteit (weliswaar in grote volumes)
- de activiteiten van de niet-nucleaire industrie veroorzaken veel lagere individuele dosissen bij werknemers en bevolking, maar veel grotere collectieve dosissen dan in de nucleaire energiesector (splijtstofcyclus)
- de risico's voor de bevolking als gevolg van de activiteiten van de niet-nucleaire sector zijn waarschijnlijk veel kleiner dan de norm van 10^{-6} /a, met individuele dosissen kleiner dan 0,1 mSv/a
- hoge collectieve dosissen (ook in de verre toekomst) zijn ethisch misschien niet aanvaardbaar
- de blootstelling is geen kwestie van dosis (Sv), maar wel van activiteit (Bq) en vrijstellingsniveau. Hogere vrijstellingsniveaus in de niet-nucleaire sector geeft echter afval waarvan ieder lid van de bevolking, en zeker zogenaamde 'contra-experten', de activiteit ongetwijfeld makkelijk zullen kunnen meten, met een weerslag in de media.

Om deze discussie te besluiten zijn er nog veel meer gegevens en analyses vereist. De Europese Richtlijn stipuleert dan ook alleen maar het probleem, en verplicht de lidstaten het te onderzoeken. Normen of maatregelen zijn nog niet opgelegd.

Wat België betreft kan men waarschijnlijk stellen dat velen in de niet-nucleaire industrie (de fosfaatindustrie is één van de uitzonderingen) zich nog niet bewust zijn van enige problematiek. Zij hebben waarschijnlijk dringend nood aan de opname van een stralingskundige in hun kader, of aan steun van professionele adviesbureaus en aan begeleiding door de overheid.

Nota's

- (1) Enkel de radionucliden met een voldoende grote halveringstijd zijn hier vermeld.
- (2) Idem.
- (3) De dosisconversiefactor voor aardstraling op 1 m hoogte is (0,5nGy/h)/(Bq/kg) voor de ²³⁸U-reeks, (0,6nGy/h)/(Bq/kg) voor de ²³²Th-reeks, (0,05nGy/h)/(Bq/kg) voor ⁴⁰K ([SB 97]).
- (4) '... werkzaamheden waarbij de blootstelling van werknemers en leden van de bevolking vanwege de aanwezigheid van natuurlijke stralingsbronnen significant toeneemt in een mate die vanuit het oogpunt van de stralingsbescherming niet mag worden veronachtzaamd' ([EU96,art.40,1]).
- (5) Wat betreft radon in woningen zijn de Europese referentieniveaus 400 Bq/m³ voor remediërende acties in bestaande woningen en 200 Bq/m³ voor nieuwe woningen ([Eu 90]). Deze niveaus zijn reeds aangenomen in verschillende lidstaten, waaronder niet België.
- (6) Sulfogips, een afvalproduct bij de ontzwavelling van steenkool (om zure regen te vermijden), bevat 7 Bq/kg ²²⁶Ra, 1 Bq/kg ²³²Th en 8 Bq/kg ⁴⁰K. Natuurgips bevat 4 tot 30 Bq/kg ²²⁶Ra ([Ho 97]).
- (7) In België bestaat er een fosforbedrijvigheid bij ([Ba 91]):

BASF	Antwerpen
CNO	Oostende
Rhone-Poulenc	Rieme
Prayon	Engis
Prayon	Puurs
Kenira	Tertre
Tessengerlo Chemie	Tessengerio
- (8) In de toekomst zal waarschijnlijk een dosislimiet van 1 mSv/a ingevoerd worden voor werknemers in de niet-nucleaire industrie.
- (9) Zirkonium is de benaming van het element Zr, zirkoon is de benaming van het mineraal ZrSiO₄,
- (10) Dust. solid particles formed during the use, processing, pressing, grinding, milling, springing and destruction of organic and anorganic materials, like ore, rock, metal, coal, corn or

timber ([Go97]).

(11) Merk op dat dit soort afval na voldoende halveringstijden misschien kan vrijgegeven worden als niet-radioactief afval, maar dat het dan nog steeds kan behoren tot de categorie van het chemisch (en/of toxisch) afval.

(12) Het extensief gebruik van fosfaatmeststoffen zou het dosistempo boven de grond doen stijgen met 0,8 nGy/h, tegenover een achtergrondwaarde van 30 à 70 nGy/h

(13) Voorbeelden voor vrijstellingsniveaus ([Eu 96,Bijlagel;Sc 97-2]):

^{238}U sec : 1 kBq, 1 kBq/kg (uraniumreeks in seculair evenwicht)

^{238}U + : 10 kBq, 10 kBq/kg (uraniumreeks in seculair evenwicht met enkel de kortlevende vervalproducten)

^{226}Ra 10 kBq, 10 kBq/kg

.../....

(14) Opgenomen in de Nederlandse Kernenergiewet in 1996 ([Pb 97]).

(15) Voor woningen beveelt deze richtlijn referentieniveaus aan van 400 Bq/m³ voor remediërende handelingen in bestaande woningen en 200 Bq/m³ als ontwerpniveau voor nieuwe woningen.

(16) In België is de beroepsmatige collectieve dosis in de gezondheidszorg 8,4 mensSv/a, in research 4,53 mensSv/a, in de industrie 12,71 mensSv/a, en in de sector kernenergie 7,7 mensSv/a. In de nucleaire en de niet-nucleaire sector samen bedraagt de totale beroepsmatige collectieve dosis 35 mensSv/a. De publieke collectieve dosis als gevolg van radon 16 000 mensSv/a.

(17) De potentiële dosissen komen op sommige plaatsen wel boven 100 $\mu\text{Sv/a}$ uit.

Referenties

[Ba 91] L. Baetslé, Study of the radionuclides contained in wastes produced by the phosphate industry and their impact on the environment, Commission of the European Communities EUR1362EN (1991)

[Eu 90] Commission recommendation 90/143/Euratom of 21 February 1990 on the protection of the public against indoor exposure to radon (1990)

[Eu 96] 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 de werkers tegen de aan ioniserende straling verbonden gevaren, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, L159 (1996)

[Eu 97] Recommendations for the implementation of Title VII of the European Basic Safety Standards Directive concerning significant increase of exposure due to natural

radiation sources, in druk (1997)

- [ICRP 60-91] ICRP Publication 60: The 1990 Recommendations of the ICRP, Annals of the ICRP 21,1-3, Pergamon Press (1991)
- [ICRP 65-93] ICRP Publication 65: Protection against radon-222 at home and at work, Annals of the ICRP 23,2, Pergamon Press (1993)
- [KEMA 97] International symposium on radiological problems with natural radioactivity in the non-nuclear industrie, Amsterdam 8-10/9/1997, KEMA, Proceedings (1997)
- [Kr 88] Kenneth Krane, Introductory Nuclear Physics, John Wiley & Sons (1988)
- [LY 98] Joel Lubenau, James Yusko, Radioactive materials in recycled metals, an update, Health Physics 74,3(1998)293-299

Referaten uit [KEMA 97] gebruikt in deze tekst :

- [BV 97] G. Breas, P. van der Vaart, Scrapmetals and NORM : [KEMA 97,6.5]
- [Co 97] K. Coy, Experience of applying regulations on industrial uses of natural radioactive materials: [KEMA 97,5.4]
- [Co 97] J. Degrange, J. Penfold, S. Mobbs, Development of a methodology for assessing occupational exposure at workplaces where materials are processed which contain enhanced levels of natural radionuclides: [KEMA 97,2.2]
- [Er 97] W. Erkens, Electrothermal phosphorus production, radioactivity in the environment and workplace: [KEMA 97,4.3]
- [Go 97] B. Goessens, Occupational health effects of radioactive dusts: [KEMA 97,2.1]
- [He 97] R. Heling, The risk of unit discharges of naturally occurring radioactive matter by oil and gas industry from the Dutch part of the continental shelf: [KEMA 97,3.1]
- [Ho 97] H. Hoeksema, Radiological consequences of fly ash in building materials : [KEMA 97,4.1]
- [HS 97] J. Hipkin, P. Shaw, Workplace exposure to ionising radiation in the United Kingdom from the use of naturally occurring radioactive materials: [KEMA 97,2.4]
- [JM 97] A. Janssens, M. Markkanen, European Commission DGXI, Provisions on natural radiation in the new Basic Safety Standards Directive: [KEMA 97,1.1]
- [KB 97] A. Keverling Buisman, Dose coefficients for natural radionuclides: [KEMA 97,2.3]

- [KZ 97] T. Klomberg, C. Zuur, Radiation protection policy towards the non-nuclear industry in the Netherlands: [KEMA 97,1.2]
- [Le 97] J. Lembrechts, Emissions of radionuclides by the Dutch phosphate industry, a review of the fluctuations in the estimated risks: [KEMA 4,5]
- [LEH 97] P. Lancée, J. Eylander, F. Hartog, G. Jonkers, Review on E&P NORM volume reduction techniques and waste disposal routes: [KEMA 97,6.2]
- [MP 97] S. Mobbs, J. Penfold, T. Schneider, J.P. Degrange, Establishment of reference levels for regulatory control of workplaces where materials are processed which contain enhanced levels of naturally occurring radionuclides: [KEMA 97,1.4]
- [Pb 97] M. Pruppers, R. Blaauboer, M. Jansen, S. van Tuinen, P. Stoop, H. Leenhouts, Radiological risks of non-nuclear industries in the Netherlands: [KEMA 97,3.4]
- [Pv 97] K. Puch, W. vom Berg, Radioactivity of combustion residues from coal fired power stations: [KEMA 97,4.2]
- [SB 97] R. Smetsers, R. Blaauboer, The outdoor radiation environment, Tutorial. [KEMA 97,T.3]
- [Sc 97-1] L. Scholten, Natural radioactivity, Tutorial: (KEMA 97,T.2)
- [Sc 97-2] L. Scholten, Pragmatic approaches for the management of waste with enhanced natural radioactivity from the non-nuclear industry: [KEMA 97,6.1]
- [Sch 97] K. Schaller, Studies on materials containing natural radionuclides as part of the European Community strategy on radioactive waste management: [KEMA 97,6.3a]
- [vd 97] A. van Weers, T. de Groot, Analytical aspects of NORM from oil and gas production and processing: [KEMA 97,5.1]
- [VD 97] A. Van Deynse, Radon research among plaster workers and in the phosphate industry: [KEMA 97,2.5]
- [vF 97] J. van Hienen, W. Freudenreich, J. Grupa, A. Poley, Radiation protection during storage of NORM contaminated equipment and waste: [KEMA 97,6.8]
- (vV 97) L. van Velzen, DINA, method for measuring natural specific activities in ores, minerals and waste streams in the non-nuclear industry: [KEMA 97,5.2]

Résumé

L'industrie non-nucléaire (NNI) orientée vers l'exploitation et le traitement des matériaux naturels, est devenue un sujet de réflexion pour le secteur de la radioprotection.

Les minerais, par exemple, font partie généralement des matériaux radioactifs naturels. On parle de NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials). Le traitement de matériaux radioactifs naturels peut causer une concentration de radionuclides dans le produit fini, les sous-produits ou les résidus (déchets solides, rejets dans l'air ou dans l'eau). Ceci peut créer des problèmes radiologiques.

Le présent exposé donne un aperçu général de la problématique.

Summary

It is worth thinking to radiation protection for the non-nuclear industry (NNI) directed towards the working and the processing of natural materials.

Ores, for instance, belong to the « natural radioactive material ». The term NORM is used (Naturally Occurring Radioactive Materials). Processing of natural radioactive material may induce concentration of radionuclides in the final product, the by-products or in the residues (solid wastes, effluents in air and water). This may involve radiological problems.

This paper gives an overview of the problem.

PRACTISCHE PROBLEMEN BIJ DE DETECTIE VAN RADIOACTIVITEIT IN DE NIET-NUCLEAIRE SECTOR

J. Van Cauteren

AV-CONTROLATOM, Koningslaan 157, 1190 Brussel

Samenvatting

Na het installeren van zeer gevoelige plastic-detectoren in staalfabrieken en schrootwerven is het aantal gedetecteerde gevallen van radioactiviteit in schroot sterk toegenomen. Een aantal partijen, die over het algemeen geen kennis van radioactiviteit bezitten, worden vrij onverwachts met deze problematiek geconfronteerd. Een interventie door instanties met de nodige know-how dringt zich dus op. Een bewustmaking van de verschillende sectoren dient te gebeuren om de ongecontroleerde verspreiding van radioactieve besmettingen te vermijden. Harmonisatie van de aanpak, ook op Europees niveau, zou de onzekerheid en schijnbare willekeur wat betreft de gekozen oplossing kunnen doen verdwijnen.

1. Inleiding

AV-Controlatom is als Erkend Organisme, sinds lang belast met het uitvoeren van de dienst Fysische Controle in ondernemingen in de staalindustrie. Deze sector had begin de jaren negentig, na het openen van de grenzen met het Oostblok, schrik dat de schrootmarkt zou overspoeld worden met radioactief materiaal afkomstig uit illegale circuits in deze landen. Ze gingen dan ook over tot het plaatsen van gevoelige stralingsdetectoren aan hun weegbruggen. Het detecteren en weigeren van mogelijk met radioactieve stoffen besmette ladingen was voor deze bedrijven een manier om aan de kwaliteitseisen voor hun eindproducten te voldoen en werd tevens als een manier gezien om de zeer grote kosten (bv tot 4 M \$) bij smelting van een radioactieve bron te vermijden.

In het kader van deze problematiek werd AV-Controlatom dan ook ingeschakeld als consultant. Naast het begeleiden van mogelijke veiligheidsaspecten en opstellen van

procedures, werd ook gevraagd om te assisteren bij de na de detectie te nemen maatregelen.

De interventies door AV-Controloatom uitgevoerd stegen dan ook met het stijgend aantal geplaatste meetssystemen, niet alleen in de staalindustrie, maar ook bij de toeleveranciers : de schrootsector.

Jaar	Aantal interventies
1995	1
1996	7
1997	13
1998(tot augustus)	7

Tabel 1 : Tussenkomen bij detectie van radioactiviteit in schroot

De vrees van de staalsector om ongebruikte radioactieve meetbronnen tussen de schrootladingen te vinden blijkt ongegrond. In ongeveer 80 % van de tussenkomen van AV-Controloatom bleek de detectie het gevolg van met natuurlijk voorkomende radionucliden besmet materiaal (Naturally Occurring Radioactive Material (NORM)). Voornamelijk afzettingen op buizen en onderdelen uit de fosfaatverwerkende industrie met concentraties aan vnl. ^{226}Ra tussen 1 à 5000 Bq/g.

Verder werden ook nog rookmelders, radioactieve bliksemafleiders,... teruggevonden in verdachte ladingen.

2 Probleemschetsing

Na een detectie van radioactiviteit in schroot worden, in de meeste gevallen vrij onverwacht, verschillende partijen met deze problematiek geconfronteerd : de leverancier, de vervoerder, de bestemming, de dienst Fysische Controle en de Overheid. Beide laatste worden echter niet noodzakelijk bij de problematiek betrokken, het is slechts wanneer de bestemming (daar waar de detectie zich voordeed) zich 'deontologisch' correct opstelt dat ofwel de dienst Fysische Controle of bij ontbreken daarvan de Overheid op de hoogte wordt gebracht. Inderdaad kan het gebeuren dat de bestemming het materiaal weigert zonder verdere acties te ondernemen, gezien het hoofddoel het weren van besmet materiaal uit het productieproces bereikt is. Het trekken van de correcte deontologische grens door

de bestemming wordt echter bemoeilijkt door het ontbreken van concrete normen of regelgeving terzake. Meestal is het zo dat de betrokken partijen (leverancier, vervoerder en bestemming) niet over de relevante know-how terzake beschikken om deze problematiek aan te pakken met het oog op de stralingsbescherming van de werknemers en personen van het publiek.

Indien men toch tot een correcte behandeling overgaat, wordt men geconfronteerd met een regelgeving die niet altijd een soepele aanpak toelaat. De afhandeling van de detectie gebeurt dan in de meeste gevallen na intense contacten tussen de betrokken partijen, de dienst Fysische Controle en de Overheid (Dienst Bescherming tegen Ioniserende Stralingen (DBIS)).

3 Huidige situatie

3.1 Normen

Volgens het *algemeen reglement op de bescherming van de bevolking en de werknemers tegen de gevaren van ioniserende stralingen* (KB. 28/2/63) dient iets als radioactief afval beschouwd als de straling die wordt uitgezonden hoger is dan de natuurlijke achtergrond. Dit blijft echter een definitie die functie is van de detectielimiet van meettoestellen en in het algemeen minder objectief 'afdwingbaar' is.

Een objectievere manier om de zaken te bekijken is het bepalen van concentratiegrenzen beneden dewelke de stoffen defacto als niet radioactief worden beschouwd (onvoorwaardelijke vrijstellingsgrens)

Radionuclide	Concentratiegrens (Bq/g)
^{226}Ra , ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{60}Co	0,3
^{192}Ir , ^{131}I , ^{90}Sr	3
^{125}I , $^{99\text{m}}\text{Tc}$	30
^{109}Cd , ^{14}C	300
^{63}Ni , ^3H	3000

Tabel 2 : Onvoorwaardelijke vrijstellingsgrenzen voor enkele radionucliden

Deze vrijstellingsgrenzen werden in concrete gevallen reeds toegepast door de Overheid om te bepalen welke materialen als radioactief dienden beschouwd. Deze limietwaarden kunnen echter enkel na overleg met de Overheid gebruikt worden en zijn dus niet automatisch van toepassing.

3.2 Vervoer

Wat betreft het vervoer van radioactieve stoffen zijn twee bepalingen van toepassing : enerzijds het ADR reglement en anderzijds de bepalingen van het KB. 28/2/63.

Voor bulk transport van materiaal met concentraties onder de 70 Bq/g zij de ADR richtlijnen niet van toepassing.

Indien de totale vervoerde activiteit groter is dan de in tabel 3 gegeven maximale waarden (X4) dient het vervoer te gebeuren gedekt door een transportvergunning.

Radiotoxiciteit / Nuclide	Maximale activiteit X4 (kBq)
A / ^{226}Ra , ^{241}Am	5
B / ^{60}Co , ^{131}I	50
C / ^{137}Cs , ^{14}C	500
D / ^3H , $^{99\text{m}}\text{Tc}$	5000

Tabel 3 : Vrijstellingsgrenzen transportvergunning

3.3 Opslag

Indien radioactieve materialen in hoeveelheden hoger dan de grenswaarden X4 (Tabel 3) worden opgeslagen of als materialen met concentraties hoger dan 100 Bq/g (500 Bq/g voor vaste natuurlijke stoffen) in willekeurige hoeveelheden worden opgeslagen is er aangifte of vergunningsplicht.

Gegeven het karakter ($^{226}\text{Ra}+$) van deze NORM materialen en gegeven sommige concentratie grenzen brengt de opslag van dit materiaal de nodige vergunningstechnische problemen met zich mee.

4 Meetsystemen

Als meetstelsel worden meestal vast opgestelde plastic scintillatoren gebruikt. De gedetecteerde straling wordt vergeleken met de natuurlijke achtergrondstraling en na overschrijding van een drempel (typisch 3 à 5 σ boven de achtergrondwaarde) wordt 'alarm' gegeven.

Naast hun grote stralingsgevoeligheid (tot 10 nSv/h) kunnen deze detectoren door hun grote afmetingen (ca. 5 x 50 x 100cm³) de onderzochte vrachtwagens onder een grote ruimtehoek bekijken. Meten op een relatief grote hoeveelheid (enkele ton) op een homogene manier besmet materiaal met concentraties lager dan 0,3 Bq/g (²²⁶Ra+) geeft reeds een overschrijding van de 'alarmdrempel'.

Het voorgaande betekent dat indien er zich een detectie voordoet ter hoogte van zulke meetportieken men bijna zeker is dat de grenswaarde X4 zal worden overschreden met alle vergunningstechnische moeilijkheden vandie (ongeoorloofd transport en opslag).

5 Typische problemen

5.1 Aard radionuclide

Teneinde de radiologische gevolgen correct te kunnen inschatten is kennis van de aanwezige radionucliden van primordiaal belang.

Ter plaatse kan met een gammaspectrometrisch onderzoek, met meestal een NaI detector, de aard van de aanwezige radionucliden worden bepaald. Voor de verdere opvolging en afhandeling van de detectie zal het in de meeste gevallen noodzakelijk zijn enkele stalen te nemen en deze in het laboratorium te onderzoeken. Met behulp van Ge-detectoren kunnen dan de nodige kwalitatieve en kwantitatieve bepalingen van de aanwezige radionucliden worden uitgevoerd.

5.2 Vorm van de 'bron'

Zoals eerder reeds vermeld gaat het in de meeste gevallen om met NORM besmet materiaal. De totale hoeveelheid radioactief materiaal in in deze gevallen meestal zeer beperkt (enkele kBq). De meetportieken geven bij detectie echter geen uitsluitsel over de precieze vorm van de bron. De aanwezigheid van industriële of medische bronnen, al dan niet afgeschermd of beschadigd kan door de eenvoudige meting van het portiek niet worden

bepaald zodat steeds de nodige omzichtigheid aan de dag moet worden gelegd bij de isolatie van de 'bron'.

5.3 Dosistempo

In het algemeen kan men echter wel verwachten dat het dosistempo in contact met de vrachtwagen relatief laag is (lager dan 5 $\mu\text{Sv/h}$) in het geval van NORM materiaal. Voor onafgeschermd bronnen uit de medische of industriële sector verwacht men daarentegen wel hoge dosistemporen ($>100 \mu\text{Sv/h}$) in contact met de vrachtwagen. Het spreekt vanzelf dat in dit laatste geval de dosistemporen in contact met de bronnen zeer hoge waarden kunnen aannemen.

5.4 Besmetting

Bij beschadigde industriële of medische bronnen kunnen zeer belangrijke oppervlakte besmettingen aanwezig zijn op het materiaal. Ook bij NORM materiaal (o.a. natuurlijk Th) kan het α karakter van de besmetting voor bijkomende problemen zorgen. In elk geval dienen bij de isolatie van de bronnen de nodige maatregelen genomen om besmetting of verspreiding van de besmetting te voorkomen.

5.5 Locatie

De plaatsen waar de meetsystemen staan opgesteld nl. staalfabrieken, schrootwerven, industriële stortplaatsen,... zijn in eerste instantie niet adequaat uitgerust om problemen die radioactieve besmetting kunnen veroorzaken aan te pakken.

6 Voorstel

Volgend, eventueel nog te verfijnen en bij te sturen voorstel werd gedaan door AV-Controlocom om een aantal (ca. 80 %) gevallen soepeler te kunnen oplossen.

6.1 Opslag

Indien de plaatsen waar meetsystemen zijn opgesteld (mobiel of vast) onder het vergunningsstelsel worden geplaatst (bv. Klasse 3) worden zij op een automatische en

gestructureerde manier 'voorzien' van een dienst Fysische Controle. Op deze manier wordt ook de nodige know-how op een meer doorzichtige en via een lagere drempel bereikbaar. Tevens zou deze vergunning kunnen rekening houden met een basisopleiding voor de werknemers betrokken bij de eventuele isolatie en verpakking van besmette stukken. In procedures, opgesteld in overleg met de dienst Fysische Controle, kan worden bepaald in welke omstandigheden deze werknemers autonoom bepaalde werkzaamheden kunnen uitvoeren

6.2 Vervoer

Onder bepaalde randvoorwaarden zou het vervoer van NORM besmet materiaal soepeler (ttz. zonder expliciete transportvergunning) kunnen worden gemaakt.

Randvoorwaarden :

- Voorafgaande melding aan DBIS van het transport.
- Transport enkel naar vergunde opslagplaats
- Maximaal dosistempo in contact : $10 \mu\text{Sv/h}$
- Geen meetbare besmettingen op buiten oppervlakken van het voertuig

In de vergunde opslagplaats kan men dan beginnen met de isolatie en de verpakking van de besmette stukken. Tot hun ophaling door NIRAS of door de producent kunnen zij dan op een vergunde en gecontroleerde manier worden opgeslagen.

7 Besluit

Om deze problematiek overzichtelijk te houden en om ongecontroleerde verspreiding van met NORM besmet materiaal te vermijden dienen de verschillende sectoren (fosfaatverwerking,...) bewust gemaakt worden.

In elk geval zou het opstellen van een concrete harmonische regelgeving, maar in Europees verband, een aantal onduidelijkheden en tegenstellingen kunnen oplossen.

De concrete aanpak van met NORM besmet materiaal zou in sommige welomlijnde gevallen soepeler moeten kunnen al is het maar om de meldingsdrempel zo laag mogelijk te houden.

Summary

Practical problems associated with the detection of radioactivity in the non-nuclear sector.

Due to the installation of very sensitive plastic detectors in steel mills and scrap yards, the number of detections of radioactivity in scrap has increased considerably. A number of parties, without any general knowledge of radioactivity, will be confronted with these problems. Interventions by well informed institutions are necessary. The attention of the different sectors has to be drawn to these problems to avoid any uncontrolled dispersion of radioactive contamination. Harmonizing the approach on an European level could help to let disappear the uncertainty and apparent arbitrariness concerning the chosen solutions.

Résumé

Problèmes pratiques de détection de radioactivité dans le secteur non-nucléaire.

Suite à l'installation de détecteurs plastiques très sensibles dans les aciéries et les négociants en mitraille, le nombre de cas de détection de radioactivité a fortement augmenté. Les intervenants, qui généralement n'ont pas de connaissance concernant la radioactivité, se trouvent confrontés subitement à cette problématique. L'intervention d'institutions compétentes dans le domaine est donc requis. Une information appropriée des différents secteurs concernés est indispensable afin d'éviter toute dispersion incontrôlée de substances radioactives. Une harmonisation, y compris au niveau Européen devrait permettre de faire disparaître l'incertitude et l'apparente subjectivité des différentes décisions prises.

Démantèlement et Mesures de libération: l'approche menée au CEN•SCK

Pascal Deboodt

Chef des Services PPT et Contrôle Physique
CEN•SCK, Mol

Résumé

Le présent article a pour objectif essentiel d'indiquer comment la problématique de la libération de matières issues de zones nucléaires est abordée au CEN•SCK de Mol. Après avoir rappelé brièvement le contexte général de cette problématique, l'approche du CEN•SCK est abordée. La procédure de libération, développée conjointement avec Belgoprocess, est présentée et sa mise en oeuvre concrétisée par deux exemples tirés, l'un, du démantèlement du réacteur BR3, l'autre, d'un cas très particulier lié au renvoi vers l'étranger d'un composant pour réparation.

Quelques conclusions portant sur les interrogations encore existantes et les pistes proposées pour y apporter une réponse, complètent cette contribution.

INTRODUCTION

Quoique non récente, la problématique de la libérations de matières issues de zones nucléaires n'a pas encore conduit à la mise en place d'une réglementation spécifique et ce, aux divers niveaux que sont l'AIEA, l'UE et l'autorité compétente belge. De nombreuses publications existent, indiquant toutes que le problème est reconnu et, pour certaines d'entre elles que des pistes existent quant à sa solution. Aucun consensus n'a toutefois encore été obtenu.

Par ailleurs, plusieurs opérations liées au démantèlement d'installations nucléaires (en tout ou en partie) ont été réalisées. Les publications en la matière indiquent comment, pour chaque situation tant l'exploitant que l'autorité compétente ont concrétisé l'idée de retirer de toute forme de contrôle ultérieur des composants d'installations nucléaires. Il est toutefois à remarquer que si les stratégies développées sont relativement proches, les approches quantitatives diffèrent parfois sensiblement.

C'est dans ce contexte, somme toute, essentiellement variable, que doit être située l'approche menée au CEN•SCK. Confrontés à des situations parfois pénalisantes sur le plan radiologique, n'excluant pas les impératifs économiques, les responsables concernés au CEN•SCK (direction générale, exploitants et représentants des services PPT et Contrôle Physique) ont décidé de mettre en place une procédure indiquant à chacun les principes généraux, les stratégies particulières et les prérogatives de chacun des partenaires applicables pour la libération 'nucléaire' au CEN•SCK.

Cette procédure est présentée maintenant. Indiquons toutefois qu'elle n'est pas d'application pour la dénucléarisation de bâtiments, ce type d'opérations s'appuyant sur une démarche quelque peu différente (même si des points de rencontre existent).

1. La procédure de libération du CEN•SCK

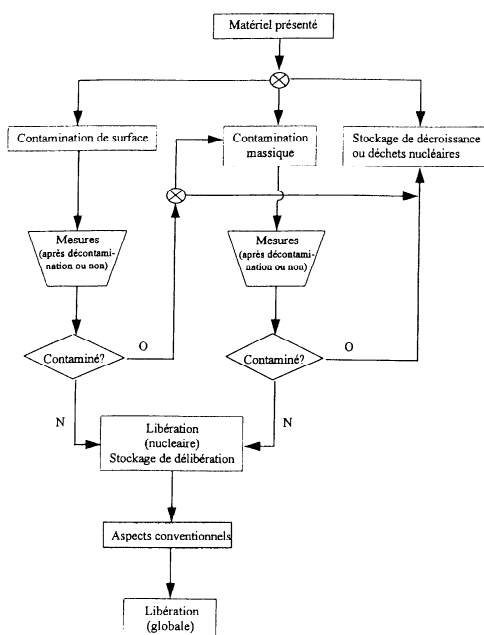
1.1 Caractéristiques générales

Considérant d'une part le contexte actuel en matière (d'absence) d'indications réglementaires définies, convaincus d'autre part de la nécessité d'aborder le problème sur une base aussi solide et consensuelle que possible, des contacts préliminaires ont été établis avec le Service du Contrôle Physique de Belgoprocess. Cette entreprise dispose d'une expérience importante, notamment, dans la dénucléarisation d'installations de grande taille (complexe Eurochemic). Plusieurs réunions ont ainsi conduit les responsables des services CP de Belgoprocess et du CEN•SCK à mettre sur papier les éléments-clés qu'une telle procédure devait contenir. Lorsque cette procédure eût acquis un caractère plus formel, des contacts furent entrepris avec NIRAS/ONDRAF, puis une réunion de présentation fut organisée avec les représentants de l'Autorité Compétente et de l'Organisme Agréé alors en charge des installations des deux entreprises.

Il est bien évident que l'objectif de ces réunions n'était pas d'obtenir un accord concret mais plutôt d'informer l'autorité sur le souhait de certaines exploitants d'apporter davantage de cohérence et d'unité dans l'approche du problème. De nombreux commentaires ont été recueillis et intégrés progressivement dans les versions suivantes de la procédure. Ajoutons encore que les procédures pour BP et pour le CEN•SCK ne sont pas identiques au sens strict mais que les différences touchent davantage à la forme et non au fond.

1.2 Description de la procédure

On trouvera à la figure 1 le diagramme des mouvements relatif à la procédure.



Un certain nombre de caractéristiques apparaissent clairement:

- deux cas essentiels sont distingués:

- la contamination surfacique
- la contamination massive

Pour chacun d'eux un diagramme des mouvements (non présenté ici) a été établi.

a) Pour ce qui concerne la contamination surfacique, le principe de la double mesure a été retenu. Concrètement une première mesure directe à 100 % de la surface est réalisée par l'agent CR de l'installation à l'aide de ses appareils usuels.

Si aucune indication n'indique la présence d'activité, la pièce présentée peut alors, le même jour, être mesurée une seconde fois. Elle le sera par un autre agent CR, disposant d'appareil de mesures réservés à cette seule fin. En cas de confirmation de l'absence d'activité résiduelle, la pièce est considérée comme 'libérée' sur le plan nucléaire. Elle est alors stockée en un lieu spécifique jusqu'à évacuation hors site. Elle demeure toujours accessible pour tout contrôle que l'autorité ou l'Organisme Agréé souhaiterait effectuer.

Si l'une des mesures conduit à la mise en évidence d'une contamination résiduelle, il appartiendra à l'exploitant de décider du devenir de la pièce. S'il décide de procéder à une opération de décontamination supplémentaire, les deux mesures seront encore effectuées avec toutefois, un délai de un à trois mois entre elles.

b) Pour les pièces présentant une contamination massive, la procédure parle d'évaluation et non de mesures. Sans entrer dans les détails, il faut savoir qu'après caractérisation de ces pièces par l'exploitant, un premier dossier est transmis au service du Contrôle Physique. Celui-ci, après examen, peut, soit l'accepter comme tel, soit requérir des mesures de contrôle complémentaires.

Lorsque les résultats de ces mesures sont connus, le dossier de libération peut alors être rédigé. L'avis de l'Organisme Agréé voire de l'Autorité Compétente est alors demandé. Ceci est en tout cas réalisé chaque fois qu'un nouveau cas de libération apparaît. Autrement dit, la procédure est toujours appliquée au cas par cas et chacun d'eux fait l'objet d'une demande d'avis à l'Organisme Agréé. Toute répétition de la procédure pour un cas antérieurement accepté ne requiert plus un pareil avis.

- Le rôle de l'exploitant est primordial; c'est à lui que revient la décision de présenter les pièces pour libération éventuelle; c'est également à lui que revient le choix de pousser plus avant les opérations de décontamination. De plus, le suivi administratif du processus de libération est assumé par l'exploitant (traçabilité).

Le service du Contrôle Physique n'intervient qu'à trois reprises:

- 1) en début de procédure (évaluation et mesures complémentaires)
- 2) durant les mesures d'activité surfacique et massive
- 3) en fin de procédure (approbation ou non de la demande consignée dans le formulaire de libération).

- La procédure de libération prend en compte les aspects nucléaires mais également ceux liés à la sécurité conventionnelle; autrement dit, l'exploitant doit également s'assurer que les matières proposées pour la libération rencontrent aussi les prescriptions légales relatives aux déchets industriels classiques.

1.3 Informations complémentaires

Un élément important de la procédure est à trouver dans la tenue des fichiers de données. Ceux-ci reprennent les caractéristiques physico-chimiques des pièces présentées, les données apparaissant dans le dossier de libération, les opérations de décontamination effectuées, les dates, résultats des mesures ainsi que les données relatives à la destination finale des pièces libérées. L'historique de ces pièces fait également l'objet d'une attention particulière. Cet historique fait partie des procédures techniques (cas du démantèlement d'installations), soit est repris dans le dossier de libération proprement dit.

Cet aspect lié à la traçabilité constitue l'un des piliers de base autorisant un suivi aussi complet et précis que possible des pièces libérées. S'agissant de libération inconditionnelle, le suivi est assuré jusqu'au premier destinataire des matières libérées.

2. Exemples de mise en pratique de la procédure

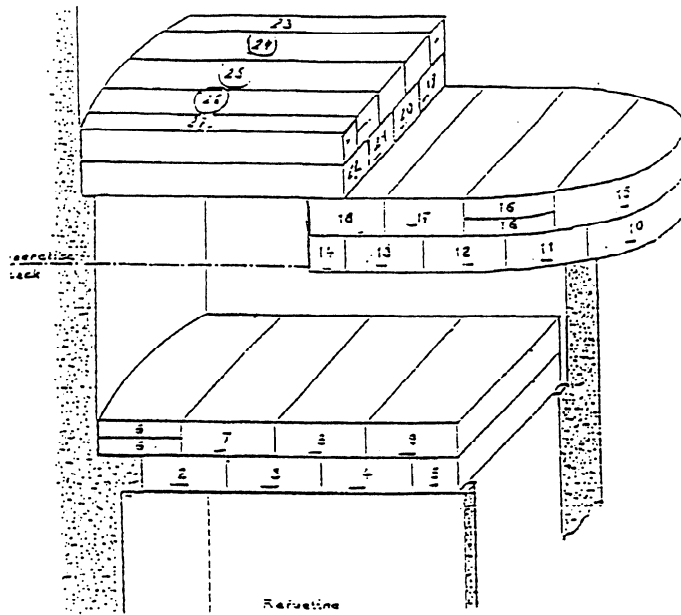
Dans les lignes qui suivent, nous présentons deux exemples d'application de la procédure de libération.

Le premier a trait au projet-pilote de démantèlement du réacteur BR3; le second porte sur une application particulière pour un composant devant être renvoyé chez le fabricant d'origine.

2.1 Libération de trois dalles antimissiles (BR3)

Dans le cadre du projet-pilote de démantèlement du réacteur BR3, plusieurs techniques sont mises en place. Ces techniques relatives aux découpes et à la décontamination font l'objet d'études et de tests préliminaires réalisés in-situ ou hors site. Un projet particulier visant au démantèlement des bétons a conduit à un accord de collaboration avec le C.S.T.C. (Centre Scientifique des Techniques de Construction). Ce centre spécialisé souhaitait acquérir des échantillons représentatifs des bétons tels qu'utilisés pour la construction du réacteur BR3.

Après discussion entre l'exploitant et le Service du Contrôle Physique, il fut décidé d'examiner la possibilité de faire parvenir au C.S.T.C trois dalles antimissiles ayant séjourné au-dessus de la cuve du réacteur durant la période d'exploitation. La figure 2 permet de situer les dalles 24, 25 et 26.



Le tableau 1 ci-dessous reprend les principales caractéristiques des trois dalles.

Tableau 1: Caractéristiques des dalles 24, 25, 26				
N° dalle	nature	volume (m³)	Surface (m²)	contamination surfacique (Cs-137, Co-60 en Bq/dm²)
24	béton	3.79	20.1	5 à 40
25	baryté	3.87	20.2	
26	armé	3.71	20.1	

Une caractérisation antérieure des diverses rangées et couches de dalles avait par ailleurs indiqué que les trois dalles retenues ne contenait aucune activité massique autre que d'origine naturelle. Le faible niveau de contamination surfacique faisait de ces trois dalles des objets particulièrement indiqués pour initier la mise en place de la procédure

Dans un premier temps, les cornières métalliques, les ancrages et oeillets ont été retirés pour traitement ultérieur. Les surfaces des dalles ont alors été traitées par bouchardage, puis proposées pour la libération.

L'agent CR local a alors procédé à une première mesure en direct de l'intégralité des surfaces des trois dalles. Aucune valeur supérieure au fond naturel de rayonnement n'a été relevée.

Une seconde mesure (70 % de la surface) a alors été effectuée par un autre agent CR utilisant des appareils de mesures réservés à ce seul usage. Aucune contamination n'a été observée à l'occasion de cette seconde mesure dite 'de libération'.

Les documents de la procédure ont alors été complétés et une lettre a été rédigée à l'attention du C.S.T.C déclarant que les dalles 24 , 25 et 26 étaient à considérer comme déchets classiques et pouvaient dès lors être évacuées vers leurs installations. Le dossier complet (caractérisation, mesures, formulaire de libération) est conservé dans l'installation BR3.

La procédure telle qu'appliquée pour l'évacuation de ces dalles a fait l'objet d'une information de l'Organisme Agréé. Toute application de la procédure pour de telles dalles (ou composants analogues) pourra être réalisée sans autre information dans le futur.

2.2 Barrière thermique de la pompe primaire CALLISTO

Parmi les nombreuses expériences réalisées grâce aux installations du réacteur BR2, il en est une qui vise à simuler le fonctionnement d'une boucle de réacteur PWR. Cette boucle comporte notamment, comme tout circuit primaire, une pompe principale assurant la circulation du réfrigérant.

Pour diverses raisons d'ordre technique, la barrière thermique d'une pompe primaire de ce circuit s'est révélée défectueuse. Une réparation s'avérait nécessaire. Pour cela, la pièce devait être renvoyée à l'étranger, chez le fabricant.

Relativement contaminée, la question s'est alors posée de savoir s'il fallait procéder à la décontamination ou purement et simplement commander une nouvelle pièce.

Il fut décidé, après examen détaillé des possibilités de décontamination et de coûts associés d'opter pour la première solution.

L'élément de la pompe fut transférée au BR3 où une décontamination poussée fut réalisée. Les mesures de contamination résiduelle ne laissaient apparaître aucune valeur de nature à empêcher la 'libération' de cet élément. Toutefois quelques endroits inaccessibles ne purent être mesurés et comme la probabilité d'y voir s'y être accumulée une certaine activité était réelle, il fut décidé de pousser plus avant les mesures de libération. Pour ce faire, une dizaine de dosimètres (type TLD) furent disposés aux endroits inaccessibles ou à grande proximité d'eux. Durant trois jours, la pièce fut ainsi stockée, munie de ces dosimètres, en zone surveillée. La lecture des dosimètres permit en définitive de libérer la pièce.

En effet, si sur base des doses enregistrées, une activité résiduelle avait effectivement été mise en évidence, le débit de dose qui y correspondait s'écartait au maximum de 50 % du fond naturel de rayonnement tel que mesuré au CEN•SCK à savoir 60 nSv/h. Compte tenu des fluctuations de ce fond naturel (en Belgique, il oscille entre 50 et 130 nSv/h), une note fut envoyée au chef du service du Contrôle Physique s'occupant de l'entreprise destinataire en lui indiquant qu'à nos yeux, ce composant pouvait être considéré comme 'froid' et à ce titre pouvait être renvoyé chez le fabricant. C'est ce qui fut fait sans aucun problème ultérieur.

3. Evolutions futures de la procédure

Pour des raisons évoquées précédemment, la version actuelle de la procédure de libération n'a pas encore atteint sa forme définitive!

D'une part, les critères quantitatifs de libération utilisés font référence aux valeurs recommandées par les institutions internationales compétentes. Ces valeurs n'ont aucun caractère définitif et les semaines, voire les mois qui suivent devraient conduire à une définition plus précise de ces critères. D'autre part, les filières potentielles pour la libération des matières issues des zones contrôlées requièrent, elles-aussi, d'apparaître plus clairement et plus formellement dans la procédure. Enfin, la validation des opérations de mesures nucléaires lors de la libération et des stratégies mises en oeuvre conduira à ajouter à la procédure un certain nombre d'annexes précisant davantage, par exemple, les facteurs relatifs aux appareils de mesures (rendement, géométrie, etc....).

Ces diverses améliorations vont être apportées prochainement. Il est à signaler que des contacts réguliers, quoiqu'informels, existent entre les services du Contrôle Physique des installations nucléaires belges et de NIRAS/ONDRAF, et ce en concertation avec l'Organisme Agréé AVN. L'idée est ici d'aboutir à une coordination des approches et à une plus grande uniformisation des procédures existantes.

4. Conclusion

Ce rapide survol de la manière avec laquelle CEN•SCK approche la problématique de la libération permet toutefois d'en discerner les principales caractéristiques.

L'approche utilisée n'est pas le fruit d'un travail en solitaire mais se base sur une concertation avec les divers partenaires impliqués. De plus, la volonté de transparence se concrétise tant au niveau de la procédure elle-même (traçabilité) qu'au niveau de l'information qui est transmise à l'Autorité Compétente. Les améliorations proposées et mises en place dans les prochaines semaines auront pour dénominateur commun d'accroître encore la fiabilité des opérations, des et de la traçabilité.

Il est clair que l'approche au cas par cas telle que préconisée par l'autorité et telle que mise en pratique actuellement doit être conservée. Il faudra toutefois prendre en compte l'accroissement des flux de matières présentées pour libération. Les contraintes économiques devront y être examinées et intégrées. Ainsi, la mise à disposition d'appareils de mesures nucléaires autorisant le passage de flux de matériaux plus importants est actuellement à l'étude. En concertation avec l'Organisme Agréé, nous nous proposons de valider ces nouveaux dispositifs ainsi que les procédures d'utilisation.

Cette recherche constante d'amélioration des procédures, des moyens techniques mise en oeuvre et du contrôle lors des diverses phases du processus de libération constitue la caractéristique marquante de notre approche, cette dernière faisant l'objet d'un consensus se renforçant progressivement par la tenue de contacts réguliers avec les partenaires du secteur nucléaire.

Samenvatting

Deze bijdrage heeft als doel een beschrijving te geven van de wijze waarop de problematiek van de vrijgave van materialen, afkomstig uit nucleaire zones op het SCK, wordt benaderd. De vrijgaveprocedure, ontwikkeld in samenwerking met Belgoprocess is voorgesteld; zijn werkelijke toepassing wordt duidelijk gemaakt door middel van twee voorbeelden.

Enkele besluiten betreffende de nog overblijvende vragen worden dan naar voor gebracht en sommige oplossingen vervolmaken deze bijdrage.

Summary

This paper is intended to provide a description of the approach which is actually followed at SCK•CEN, as far as the free release of materials coming from the nuclear areas, is concerned. The procedure, developed jointly with Belgoprocess, is presented and two real examples are provided. Some conclusions dealing with the still remaining problems as well as some proposals to solve them are then pointed out.

Annales de l'Association belge de Radioprotection
Annalen van de Belgische Vereniging voor Stralingsbescherming, Vol.23, No.4, 1998
pp 353-386

**ENVIRONMENTAL RADIOPROTECTION
FROM THE PAST TO THE FUTURE**

Antoine Debauche

Safety & Public Utility Dpt. Manager
National Institute for Radioelements
Zoning Industriel, B-6220 Fleurus

Abstract

Environmental radioprotection is perpetually moving. To understand it, it is interesting to lean upon its recent history and to compare the radioactivity levels measured in the environment or likely to be released at the level of natural or quasi-natural radioactivity.

At the dawn of year-2000, the technology has much evolved, mostly by means of the telecommunication, of the accuracy of the measurement and of the permanent survey of installations and of the territory.

The world of radioprotection must also and mostly be open to communication and information of the public. It is the most important challenge that radioprotection has to take up.

Table of Contents

1.	INTRODUCTION.....	
2.	DEVELOPMENTS IN RADIOPROTECTION STANDARDS	
3.	DEVELOPMENTS IN MEASURING TECHNIQUES FOR RADIOACTIVITY.....	
4.	COMPARISON OF THE RISKS	
5.	NATURAL OR QUASI-NATURAL RADIOACTIVITY.....	
5.1	Primary Natural Radioelements.....	
5.2	Radioactive Families.....	
5.3	Cosmic radiation	
5.4	Induced Natural Radioelements	
5.5	Some Levels of Natural Radioactivity.....	
5.6	The most common radioisotopes present in the soil are :.....	
5.7	Radioisotopes induced by galactic radiation in rain water	
5.8	Comparison of the Radioactive Fall-Out from Chernobyl with that from Nuclear Arms Tests in the Atmosphere	
5.9	Fall-Out from Saharan Sand from May 6 to May 8, 1988 over France.....	
5.10	Radionuclides in the Biosphere.....	
5.11	Slag Heaps.....	
5.12	Environmental Radioprotection	
6.	ENERGY LEVEL OF THE SOURCE.....	
6.1	Fission Products.....	
6.2	Activation Products	
6.3	Alpha Emitters.....	
7.	MEASURING THE RADIOLOGICAL IMPACT OF A NUCLEAR FACILITY	
8.	AUTOMATIC SURVEILLANCE NETWORKS FOR RADIO-ACTIVITY : THE BELGIAN EXAMPLE "TELERAD".....	
8.1	Description of the Telerad Network.....	
8.2	Control of Nuclear Sites :.....	
8.3	Territorial Control.....	
8.4	Control of Streams and Rivers	
8.5	Validation Centres.....	
8.6	Mobile Means	
9.	SOME ORIGINAL DEVELOPMENTS	
9.1	The Gamma Cartography System is made up of the following :.....	
9.2	Independent probes of the "Mururoa type" (1997)	
10.	CONCLUSIONS : MONITORING RADIOACTIVITY IN THE YEAR 2000.....	

1. INTRODUCTION

When one wishes to analyse developments in environmental radioprotection over more than half a century, it is difficult to limit oneself strictly to technical aspects. Let us start by giving a little historical information.

Radioactivity was discovered a little over 100 years ago, with Becquerel highlighting what was known as **NATURAL RADIOACTIVITY**.

The “nuisances” linked to radioactivity were soon observed and as early as 1902, Great Britain developed the very first radioprotection “standards”. The direct and acute effects of X-rays had been discovered.

It was not until 1927 that the “mutagenic” effects began to be more fully understood (in fact, genetic effects) and in 1934 **ARTIFICIAL RADIOACTIVITY** was discovered.

Subsequently, great strides were made in the understanding of radioactivity. Below, you will find some key dates :

- 1942 : divergence of the first Fermi reactor in Chicago
- 1943 : Compton sets up the first “professional” group working on radioprotection
- 1945 : Hiroshima and Nagasaki
- 1956 : BR1
- 1957 : accident at Windscale
- 1963 : first Belgian legislation

The world had, thus, discovered the effects of radioactivity on people more than half a century ago against a background of war and perception of its inherent risk began to be limited to the risks associated to the military nuclear sector.

In 1957, the accident at Windscale, which resulted in thousands of Curies of Iodine-131 being released into the environment, did not cause so much as a ripple.

Since then, things have changed quite considerably.

- The existence of natural radioactivity has almost been forgotten.
- In the 1960s and 70s, the general perception of environment considerations started to gain importance. As far as radioprotection was concerned, sanitary surveillance of radioactivity in the environment started to be developed, but there was no talk at the time of radio-ecology. This was not the case until 1980, and above all 1986.
- In 1986, a lot of scientists did not fully measure the importance of “Fall-Out” from nuclear tests carried out in the 50s and 60s in our regions.

It has to be said that the first generation of nuclear technicians, those who are referred to as the “brontosaurus” of nuclear science were retiring from the profession and the problem of the next generation of “walking, living encyclopaedias” began to be felt quite acutely. This is, by the way, still the case today.

- The perception of nuclear energy has continued to decline for the past 25 years. The lack of effort to provide information, explanation and dialogue, lead to a situation which has now become totally irrational, uncontrollable even, and continues to be outside the understanding of those who do not know what radioactivity really means.
- “Green” movements, do not consider radioactivity as having any values at all and it is difficult to talk about the genesis of matter, the universe and the earth without being considered as some kind of demagogue.

The existence of natural radioactivity is either totally refuted or else it is considered malevolent and any attempt to talk about hormesis guarantees that one is viewed with suspicion and given very little credibility.

The fundamental debate on the effects of low doses on health is obscured; there is only one way in which this can be changed and this is : provide as much *information and explanation* on radioactivity as possible to as many people as possible.

This is particularly true when discussing long term solutions to the problem of radioactive waste management.

Oddly enough, one sector has managed to avoid being concerned by the current trend, and that is nuclear medicine which makes extensive use of enriched fissile matter of military quality as a source material in the manufacture of three-quarters of the radioisotopes which it produces daily.

No doubt a greater understanding of natural radioactivity and the world of nuclear medicine would allow us to explain radioprotection to the general public and thus, to arrive at some degree of reason.

2. DEVELOPMENTS IN RADIOPROTECTION STANDARDS

Let us now look at radioprotection standards and their development.

For many years, exposure levels of workers constituted the backbone of the legislation.

- a) The ICRP adopted its first recommendations in 1932. This fixed maximum radiation for workers in contact with radioactivity at 25 Rem/year (in actual fact, daily tolerance was fixed at 1/10 of the dose which causes burns to the skin).

- b) In 1941, the first standards on internal contamination were drafted. These concerned radium-226, and are nearly identical today. Maximum incorporation of 0.1 μCi of radium annually could not be exceeded (3,700 Bq/year).
- c) In 1949, the number of workers professionally exposed to radioactivity continued to rise and the standard was lowered, empirically, to 15 Rem/year.
- d) In 1956, and due to fears of genetic effects caused by fall-out from military nuclear tests, the ICRP introduced an upper limit of 5 Rem/year which has remained in application for more than thirty years.
- e) Finally, in 1960 the first recommendation for the general population was fixed at 0.5 Rem/year (5 mSv/year) The average could not exceed 5 Rem (50 mSv) in thirty years.
- f) The last recommendations made by the ICRP and Euratom fixed the effective dose for the population at 1 mSv/year on the basis of the following three main principles :
 - justification
 - optimization
 - upper dose limits.

The upper dose limit is fixed at 20 mSv annually for workers.

After 1959, the ICRP drew up a list for each individual radioisotope showing the annual admissible quantities, which has subsequently become the ALI List (ALI : Annual Limit of Intake).

The table below shows the evolution in the limits for some isotopes present in environment. These concern the general public.

ISOTOPE	QMA Bq	CMA _{POP} Drinking water Bq/l - ICRP ₂	ALI _T - Bq ICRP ₃₀	ALI _{POP} - Bq ICRP ₃₀	Drinking water Bq/l ICRP ₃₀
³ H	7.4 10 ⁷	10 ⁵	3 10 ⁹	3 10 ⁸	8.2 10 ⁵
⁷ Be	-	-	2.10 ⁹	2 10 ⁸ Bq	5.5 10 ⁵
⁴⁰ K	-	-	10 ⁷	10 ⁶	2.7 10 ³
⁵⁴ Mn	7.4 10 ⁵	3.7 10 ³	7 10 ⁷	7 10 ⁶	1.9 10 ⁴
⁵⁷ Co	7.4 10 ⁶	1.9 10 ⁴	2 10 ⁸	2 10 ⁷	5.5 10 ⁴
⁵⁸ Co	1.1 10 ⁶	3.7 10 ³	5 10 ⁷	5 10 ⁶	1.4 10 ⁴
⁶⁰ Co	3.7 10 ⁵	3.7 10 ³	7 10 ⁶	7 10 ⁵	1.9 10 ³
⁶⁵ Zn	2.2 10 ⁶	3.7 10 ³	7 10 ⁷	10 ⁶	2.7 10 ³
¹³⁷ Cs	1.1 10 ⁶	7.4 10 ²	4 10 ⁶	4 10 ⁵	1.1 10 ³
¹³⁴ Cs	7.4 10 ⁵	3.3 10 ²	3 10 ⁶	3 10 ⁵	8.2 10 ²
^{110m} Ag	3.7 10 ⁴	1.1 10 ³	10 ⁶	2 10 ⁶	5.5 10 ³
¹³¹ I	1.9 10 ⁶	7.4 10 ¹	7 10 ⁴	4 10 ⁵	1.1 10 ³
²²⁶ Ra	3.7 10 ³	3.7 10 ⁻¹	5 10 ⁵	7 10 ³	9
^{235,238} U	1.8 10 ²	7.4 10 ²	2 10 ⁵	7 10 ⁴	1.9 10 ²
^{238,239} Pu	1.5 10 ³	1.9 10 ²		4 10 ⁴	1.1 10 ²

It is interesting to note in this respect that greater knowledge did not always result in a systematic “downward” trend, but it was much more practical to work with the CMA of 1959 than with the ALI of 1990. Scientists who developed the standards at that time were not only philosophers but also field workers.

3. DEVELOPMENTS IN MEASURING TECHNIQUES FOR RADIOACTIVITY

Between 1950 and 2000, technology in the field of nuclear metrology progressed considerably and the negative effects of this considerable increase in technical performance levels ought to be highlighted.

Some confusion has arisen in public opinion and this is carefully encouraged by those who oppose nuclear power : the detection threshold and danger limit are very often considered as one and the same thing by the general public and the media. “As soon as something is measured it is dangerous”. Although actual official standards have not changed very much, the general public’s perception has and this trend will have to be countered, notably by using the comparison of natural radioactivity by way of explanation.

To compare levels of radioactivity we can establish a parallel between Cs and K, especially ^{137}Cs which is the most characteristic isotope with ^3H showing the impact of civilian or military nuclear activity on the environment and ^{40}K which is naturally present everywhere.

These isotopes are very similar in their behaviour, both radiologically and chemically.

The confusion between the detection threshold and the danger limit and the lack of understanding of the similarity between K and Cs can be illustrated by pointing to the request made by the French Army to IRE to develop a probe capable of detecting 1 Bq/m^3 of ^{137}Cs in $12,000\text{ Bq/m}^3$ of ^{40}K while the “drinking water” limit for caesium and potassium is identical, i.e. in the region of 10^7 Bq/m^3 .

Can it really be necessary to measure the one hundred millionth part of a value which is already extremely conservative and very prudent while ^{40}K is 10,000 times more abundant ?

Would it not be better to provide oneself with the means to react efficiently in the event of an accident in order to protect workers and local populations against such a very real risk ?

It ought not to be forgotten that a range of measures which are too sensitive would rapidly become saturated when these are to be used to measure a really significant level of activity.

This problem was encountered at the time of the Goianna accident a little over ten years ago. All the common internal contamination measuring systems were overloaded and were incapable of measuring such high levels of radiocontamination.

4. COMPARISON OF THE RISKS

Before going any further, it would be good to understand some of the risks involved so as to be able to compare them with those linked to exposure to ionising radiation.

The following table gives an illustration of these risks.

THE RISK OF 1 DEATH IN 1 MILLION IS CAUSED BY :
<ul style="list-style-type: none">- 650 km by plane;- 100 km by car;- smoking 1 cigarette;- 2 hours of passive smoking;- 1.5 min. of mountaineering;- 1.5 weeks of work in a standard factory (United Kingdom);- 1 hour of deep-sea fishing;- administration of the contraceptive pill for 2.5 weeks;- 1/2 bottle of wine;- exposure to 0.1 mSv.

5. NATURAL OR QUASI-NATURAL RADIOACTIVITY

Let us now look at its importance on the basis of its main elements.

Without going into a systematic description of natural radioactivity, several tables or graphs may be of help.

5.1 Primary Natural Radioelements

The elements of the solar system, thus of the earth, were formed some 6.10^9 years ago. For a radioelement to continue existing, its half-life must at least be 3.10^8 years (i.e. a residual activity of : 1.10^{-6} of the initial activity). The following are primary natural radioelements :

<u>ISOTOPE</u>	<u>HALF-LIFE IN YEARS</u>
$(4n + 3)^{235}\text{U}$	7.0×10^8
^{40}K	1.27×10^9
$(4n + 2)^{238}\text{U}$	4.51×10^9
$(4n)^{232}\text{Th}$	1.42×10^{10}
^{176}Lu	2.4×10^{10}
^{87}Rb	5.0×10^{10}
^{187}Re	6.2×10^{10}
^{138}La	1.2×10^{11}
^{147}Sm	1.25×10^{11}
^{190}Pt	5.9×10^{11}

5.2 Radioactive Families

Secondary elements which are daughter products of the primary emitters ^{238}U , ^{232}Th and ^{235}U have much shorter half-lives than those of the initial elements. They make up 3 families :

$A = 4n + 2$, $4n + 3$ and $4n + 4$, where "n" is an integral number.

In each of the families, the element of the atomic number = 86 is a rare, radioactive, α emitting gas, called radon, thorium and actinium.

The ascending products of ^{209}Bi have all disappeared because of their short half-lives. This element is the last of the natural family which was that of neptunium, family $4n + 1$.

5.3 Cosmic radiation

High-energy, primary cosmic rays from outer space produced by collision with the nuclei of the atmosphere of cascading secondary cosmic rays (multiplication factor $\approx 10^8$). Although most of the primary ray is subject to this process on entry into the atmosphere, some manage to get through. The distribution and energy of cosmic rays vary depending on the geomagnetic latitude and altitude.

Here are some figures

Number of rays entering : total	8.10^{17} s^{-1}
Earth's atmosphere : on average	$10 \text{ min}^{-1} \text{ cm}^2$
Average energy of the incident particles	1 GeV
Spectrum of energies	from 1GeV to 10^9 GeV
Total energy at sea level	40 watts
Flow of rays at sea level	$1.2 \text{ particle min}^{-1} \text{ cm}^2$

There are very few heavy nuclei in outer space and practically only protons with an average flow density of $1 \text{ particle cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$.

5.4 Induced Natural Radioelements

Their activity is very low and they have fairly short half-lives and are produced by nuclear reaction caused, directly or indirectly, by cosmic rays :

- neutrons produce the following isotopes : ^{239}Pu , ^{237}Np , ^{30}Cl , ^{90}Sr and others produced by fission;
- cosmic rays produce the following isotopes : ^7Be , ^{10}Be , ^{32}P , ^{33}P , ^{22}Na , ^{35}S , ^{39}Cl , ^{26}Al and above all ^{14}C and ^3H

5.5 Some Levels of Natural Radioactivity

Milk	44 Bq/l in ^{40}K
Spinach	250 Bq/kg in ^{40}K
Human body (80 kg)	8.000 Bq in ^{40}K , ^{14}C , ^3H
Mineral Water	10 Bq/l in ^{226}Ra and/or $^8\text{U}/^{232}\text{Th}$
Sea water	12 Bq/l in ^{40}K , ^{238}U , ^{14}C and ^3H

5.6 The most common radioisotopes present in the soil are :

<u>Isotope</u>	<u>Half-life</u>
¹⁴ C	5500 years
⁴⁰ K	1.3x10 ⁹ years
⁸⁷ Rb	4.8x10 ¹⁰ years
¹¹⁵ In	60.0x10 ¹⁴ years
¹³⁸ La	1.1x10 ¹¹ years
¹⁴⁷ Sm	1.2x10 ¹¹ years
¹⁷⁶ Lu	2.2x10 ¹⁰ years
¹⁸⁷ Re	6x10 ¹⁰ years
²³⁸ U	4.51x10 ⁹ years
²³⁰ Th	8x10 ⁴ years
²³⁶ Ra	1.610 years
²¹⁰ Pb	20 years
²³² Th	1.41x10 ¹⁰ years
²³⁵ U	7.1 x 10 ⁸ years
²³⁸ U	4.5 x 10 ⁹ years

5.7 Radioisotopes induced by galactic radiation in rain water

<u>Isotope</u>	<u>Half-life</u>
³ H	12.3 years
⁷ Be	53 d
²² Na	02.6 years
²⁴ Na	15.0 h
²⁸ Mg	21.2 h
³¹ Si	02.6 h
³² Si	700 years
³² P	14.3 d
³³ P	25 d
³⁵ S	87 d
³⁸ S	02.9 h
³⁴ Cl	32.0 min
³⁸ Cl	37.3 min
³⁹ Cl	55.5 min

To conclude this chapter, it ought to be emphasized that Mankind has released a fair amount of artificial radioisotopes into the biosphere, above all through his military activities.

5.8 Comparison of the Radioactive Fall-Out from Chernobyl with that from Nuclear Arms Tests in the Atmosphere

Between 1945 and 1980, some 423 nuclear tests were carried out worldwide in the atmosphere.

During these tests, large quantities of fissile products were released into the atmosphere.

During this period, our population was constantly exposed to radioactive fall-out, with a maximum being reached in the years between 1962 and 1965. The following were among the isotopes to be released : carbon-14, caesium-137, zirconium-95, strontium-90, ruthenium-106, ruthenium-102, cerium-144, tritium, iodine-131, barium-140, lanthanum-140, iron-59, plutonium-240 and plutonium-241.

At great distances from the site of impact, concentrations of radionuclides with short half-lives were insignificant since radioactive clouds rose into the stratosphere after the nuclear test and only redescended into the atmosphere a few months later.

With regard to caesium-137, the overall activity deposited in the soil following the (atmospheric) nuclear tests was estimated at 3,500-5,200 Bq/m² for the northern hemisphere. This contamination is comparable to that for caesium-137 which was released over our entire territory by the Chernobyl disaster, since this was seen to reach 3,000 Bq/m².

For all other radionuclides with long half-lives, contamination of our soil caused by Chernobyl is considerably lower than that from nuclear tests, e.g. it was 10 times less for strontium-90, and 2,000 times less for plutonium.

The global dose received by our population from nuclear arms tests exceeds that from the Chernobyl disaster.

5.9 Fall-Out from Saharan Sand from May 6 to May 8, 1988 over France

Due to low pressure over Spain on May 6, 1988, strong southerly winds brought a mass of hot tropical air carrying dust from the Sahara. Yellow deposits of sand were observed from Friday, May 6 in the south of France and Saturday, May 7 in the north.

Only the Paris region, where sand deposits were observed on Saturday during the day, did this fall-out for May 8 at mid-night correspond to approx. 400 kg per square kilometre of extremely fine sand (filtering of the largest grains throughout the journey over several thousand kilometres).

Thus a natural radioactivity of 50 kilobecquerel per square meter (50,000 Bq/sq.m.) fell to the ground.

5.10 Radionuclides in the Biosphere

a. A few orders of magnitude of natural exposure

- 1 km³ of sea water contains 400 Ci of ⁴⁰K (equivalent to a small radiotherapy source). All the universe's sea water represents a total of 500 billion Ci of ⁴⁰K.
- Every human body naturally contains approx. 13 Bq of ²²⁶Ra, 4,500 Bq of ⁴⁰K and 3,700 Bq of ¹⁴C, among others. The annual dose delivered by these internal natural radioelements is in the region of 20 millirems.
- Of the most consumed mineral waters, one contains 80 µg uranium/l, another 2 Bq of ²²⁶Ra/l, etc. The corresponding exposure ranges from between 1 to 2 millirems per year.
- At a depth of 1 m., the soil of the entire French territory contains the following elements :
 - * more than 1 million Ci of ⁴⁰K;
 - * 300,000 Ci of uranium;
 - * 400,000 Ci of ²³²Th.

On examining these examples, one can see that humans and their environment are perfectly capable of withstanding the various different natural sources of radioactivity which “attack” them every day, with these in no way have any physiological repercussions either on the organism or on human genetics. A very important factor : all these radioelements neither interfere nor remain outside the various biochemical processes which take place inside a living organism but are fully involved in metabolic processes, just like any mineral ion which is necessary for the proper functioning of a reaction or a biological cycle; thus, the living organism makes no difference between an ionised atom or a natural radioactive isotope which has the same functions.

b. Case of artificial radionuclides

As far as the Chernobyl disaster is concerned, all the artificial radionuclides are still present (with the exception of those with a short half-life) in some European soils, sediments, water, animals and plants... They continue to form the object of research in some regions due to their diffusion in the soil's upper layer; this diffusion is not uniform because, similar to natural radioelements, they play an integral part in cyclical and metabolic processes which take place in the various compartments of the biosphere in which they are involved.

Indeed, structural and chemical analogies of certain radioelements with some minerals endow them with similar physiological behaviour.

For instance :

- caesium has the same affinity as potassium, with its effective half-life in the human body being identical to that of this mineral : 120 days.
- strontium has the same biochemical properties as calcium; it is, therefore, interesting to follow strontium's progress in bone tissue.

This property, which some artificial radioelements take on, is very important in determining the equivalent dose levels of the organism being studied.

c. *Behaviour of radionuclides in the environment*

All the natural radionuclides which belong to the chains of Uranium, Thorium, etc. and which are emitted by the nuclear and steel industry together with fission products and activation products released by other fuel cycle installations, conform to the laws of geo-chemistry.

In this respect, they are involved in exchanges between the natural environment's various compartments, notably from the point of view of trophic chains.

Their behaviour results in the following :

- either some risk due to external irradiation,
- or some risk due to contamination following inhalation or ingestion.

In both cases, it is the radionuclides of the natural chains which play the most important role. Isotopes generated by normally operating nuclear installations only add in a very minor way to the dose : all the impact studies would appear to confirm this.

Among the activation or corrosion products of certain radionuclides, the corresponding stable elements may be essential compounds of living matter (iron, manganese, sulphur, etc.) Others, on the other hand, only have a passive role in most metabolisms.

From the point of view of emission control, rutheniums are released in the greatest quantities but the most highly monitored isotopes are caesium-137 and plutonium-239.

Some isotopes are of special interest for the environment :

- tritium which forms part of most organic molecules by taking the place of the hydrogen atom, thereby being involved in all the latter's cycles.

- iodine-131's cycle is also important for the natural environment, notably from the point of view of transfers between the various compartments of the food chain (grass - cow - milk - humans).

Among the natural elements, some play an important role in the distribution of the annual dose; this is the case of radon and its alpha daughter products.

Radium-226 also plays a considerable role : its level in the body is above all linked to food intake. Its mode of action is essentially osteotrophic.

The study of the state of health of populations living in regions in which the natural exposure is twice to three times higher than the average has not made it possible to ascertain the harmful action of these radionuclides.

5.11 Slag Heaps

Slag heaps, which are the result of coal mining, may be considered as quasi-natural formations.

Their level of radioactivity is significant as can be seen from the table below and their study is highly instructive within the context of the final storage of waste which has a short half-life and low activities.

An initial and cautious estimation of the specific activity of alpha emitters with a long half-life present in slag heaps shows the following order of magnitude : $2 \cdot 10^5$ Bq/T.

This figure is to be compared with the alpha activity admitted in the final storage; in the region of $3 \cdot 10^6$ Bq/T.

This value is also to be compared with the specific activity of some mineral waters and fertilizers which may contain : $4 \cdot 10^3$ Bq/m³ for mineral waters and $7 \cdot 10^5$ Bq/T for fertilizers.

One can also compare this value with the levels of the exemptions published by the I.A.E.A. (Safety Series No. 1151 - 1994) and ONDRAF (93.0141F - 1993) which are 10^7 Bq/T and $3 \cdot 10^5$ Bq/T for ²³⁸U, respectively. The table below summarizes these values :

Sample	Specific activity (Bq/T)
Slag heaps	$2 \cdot 10^5$
“Soulaine”-type storage	$3 \cdot 10^5$
Mineral waters	$4 \cdot 10^3$
Fertilizers	$7 \cdot 10^5$
IAEA levels of exemption	10^7
ONDRAF levels of exemption	$3 \cdot 10^5$

5.12 Environmental Radioprotection

Beyond natural or quasi-natural radioactivity which has been sufficiently discussed, *environmental radioprotection aims above all to assess* - both routinely and in the event of an accident - *the impact of a nuclear facility on its neighbouring area*.

Let us start by looking at the energy level of the source

6. ENERGY LEVEL OF THE SOURCE

The nuclear industry distinguishes various groups of radioelements. Radioactive matter can be classed into 3 separate main groups :

Fission products - Activation products - Alpha emitters

6.1 Fission Products

Fission products are produced by splitting the nucleus of uranium-235 contained in the fuel into several nuclei of fairly similar masses. These new nuclei are most frequently (e.g. : iodine-131, caesium-137, ...).

In reactors, fission products normally remain in the fuel. A very small fraction passes into the primary circuit via leaks in the cladding. Serious accidents in reactors mean that the cladding has been completely destroyed.

The following are to be found among fission products :

a. Noble gases (fission products)

* The most important gases :

- Krypton-85 (half-life of 10.7 years) : ^{85}Kr
- Xenon-133 (half-life of 5.3 days) : ^{133}Xe
- Xenon-135 (9 hours) : ^{135}Xe

* Origins :

- Nuclear reactors - Reprocessing plants - Isotope production.

* Special characteristics :

- are not deposited in the soil;

- are not assimilated by living organisms;
- only cause external exposure during their presence in the atmosphere.

b. Iodines with short half-lives (fission products)

- * The most important iodine :
 - Iodine-131 (half-life of 8 days) : ^{131}I
- * Origins :
 - Nuclear reactors and isotope production
- * Special characteristics :
 - prominent in accidents,
 - plays a leading role in very serious situations (initial hours),
 - is well assimilated and rapidly taken up in humans, accumulates in the thyroid gland,
 - enters the body via the breathing apparatus but above all via food intake because it is above all found in milk and green vegetables,
 - not stored very much in the soil, but is easily taken up by water,
 - it disappears fairly rapidly due to its short half-life.

c. Iodines with long half-lives (fission products)

- * The most important iodine :
 - Iodine-129 (half-life of $1.6 \cdot 10^7$ years) : ^{129}I
- * Origins :
 - Reprocessing plants
- * Special characteristics :
 - highly secondary role in the event of accidents because it is never present in high quantities in nuclear facilities;
 - has the same characteristics as Iodine-131, but with the difference that it has an extremely long half-life.

d. Caesium (fission products)

- * The most important caesium :
 - Caesium-137 (half-life of 30.2 years) : ^{137}Cs
- * Origins :
 - Nuclear reactors,
 - Reprocessing plants (storage in a liquid solution prior to vitrification)

- and storage),
- Sealed sources.

- * Special characteristics :
 - in the event of a nuclear accident, it predominates with Iodine-131;
 - it is this element which poses the most important long-term problems;
 - populations are exposed to it both externally (deposited in the soil) and internally (ingestion);
 - deposited in the soil, it may remain for several decades in the upper layers of soil; it tends to become fixed in clay soils;
 - similar behaviour to potassium, it is generally easily transferred to humans via plant and animal produce. It is distributed in the body's muscle tissue.

NB : ^{134}Cs is not a fission product : it has similar characteristics to ^{137}Cs but its half-life is shorter (2 years).

e. Strontiums (fission products)

- * The most important strontiums :
 - Strontium-90 (half-life of 28.1 years) : ^{90}Sr
 - Strontium-89 (half-life of 50.6 days) : ^{89}Sr
- * Origins :
 - Nuclear reactors,
 - Reprocessing plants (storage in a liquid solution prior to vitrification and storage).
- * Special characteristics :
 - frequently accompanies ^{137}Cs in the event of a nuclear accident but it much less volatile;
 - it can remain in the upper layers of the soil for several years : it is easily transferred to plants via root absorption;
 - populations are mainly exposed to it via food intake. Of similar behaviour to calcium, it is easily transferred to humans via plant and animal produce (milk).
 - in humans and animals, it is mainly taken up by the skeleton.

f. Ruthenium (fission products)

- * The most important ruthenium:
 - Ruthenium-106 (half-life of 369 days) : ^{106}Ru but also Ruthenium-103 (half-life of 39.6 days) : ^{103}Ru .

- * Origins :
 - Nuclear reactors,
 - Reprocessing plants (storage in a liquid solution prior to vitrification and storage).

- * Special characteristics :
 - its behaviour depends to a great extent on its chemical form;
 - populations are mainly exposed to it via inhalation;
 - it is moderately easily taken up via food products, with uptake via meat being generally the most common route.

g. The other fission products

- * The most important fission products :
 - Cerium-144 (half-life of 284 days) : ^{144}Ce
 - Zirconium-95 (half-life of 65.7 days) : ^{95}Zr
 - Barium-140 (half-life of 13 days) : ^{140}Ba

- * Origins :
 - Reprocessing plants (storage in a liquid solution prior to vitrification and storage),
 - Nuclear reactors.

- * Special characteristics :
 - they are not frequently involved in accidents;
 - only external exposure since they are not greatly metabolized, they are not taken up by plants, are present in very low quantities in animal produce and only pass through the human body.

6.2 Activation Products

Activation products are made from atoms (iron, cobalt and nickel ...) present in the metal structure and the concrete of reactors or particle accelerators via absorption of neutrons (e.g. cobalt-60, iron-55, ...) or a reaction with charged particles.

These radionuclides mostly remain in the structures and are found in waste. Corrosion of the primary circuit is responsible for releasing small particles which may contain activation products or become activated on passing into the reactor core.

In reality, there are always activation products in the water of the primary circuit which is filtered in the buildings of nuclear auxiliary facilities.

The following activation products ought to be mentioned :

a. Tritium (activation product)

- * The most important tritium:
 - Tritium gas (half-life of 12.3 years) : ^3H
- * Origins :
 - Reprocessing plants,
 - Military facilities and isotope production,
 - In the future : controlled fusion reactors.
- * Special characteristics :
 - very low radioactive element since it only emits very low energy, beta radiation;
 - initially in the form of a gas, it can pass fairly rapidly into the composition of water molecules and produce tritiated water (HTO);
 - in the form of tritiated water, it follows the water's cycle in the biosphere and is thus eliminated fairly rapidly from plants, mainly in dry weather;
in wet weather, tritiated water penetrates into the soil and reaches groundwater tables where it is eliminated very slowly;
 - it only results in internal exposure : it has great powers of penetration powers into the human body which eliminates practically all of it rapidly (half-life of about ten days).

b. The other activation products

- * The most important products :
 - Cobalt-60 (half-life of 5.3 years) : ^{60}Co
 - Manganese-54 (half-life of 312 days) : ^{54}Mn
 - Iron-55 (half-life of 2.7 years) : ^{55}Fe
 - Cobalt-58 (half-life of 70.9 days) : ^{58}Co
 - Zinc-65 (half-life of 245 days) : ^{65}Zn
 - Europium-152 (half-life of 13.3 years) : ^{152}Eu
- * Possible origins :
 - Nuclear reactors (liquid discharges) and particle accelerators,
 - Cobalt-60 is used in sealed sources.
- * Special characteristics :
 - an accident during which important levels of activity from these

- radionuclides are released is not very likely;
- they would mostly be released into surface water (rivers, seas) and would only pose a problem depending on the use which is made of these waters (irrigation, drinking water);
- their presence complicates decommissioning operations in nuclear facilities;

6.3 Alpha Emitters

These are produced in the fuel and result from the absorption of neutrons by the nuclei of uranium isotopes. The new nuclei formed have an atomic mass which is greater than that of uranium (e.g. : plutonium-239, americium-241,...). These are generally called transuranic elements. They are all radioactive and are said to be artificial because they are practically non-existent in a natural state. Probably present at the origin of time, they have disappeared simply due to radioactive decay during the several billion years which separate us from their origins.

At the time of its decay, a radionuclide emits radiation and produces a new nucleus. This new nucleus may also be radioactive. There are, thus, chains of decay which come to an end when the last radionuclide produces a stable nucleus. This is the case for the chain of uranium-238, uranium-234, radium-226, radon-222, polonium-210 and lead-206 which is stable.

Activation products and fission products generally have short chains with one or two daughter products.

a. Artificial alpha emitters

- * The most important alpha emitters :
 - Americium-241 (half-life of 432 years) : ^{241}Am
 - Plutonium-238 (half-life of 87.7 years) : ^{238}Pu
 - Plutonium-239 (half-life of 24,000 years) : ^{239}Pu
 - Plutonium-240 (half-life of 6,450 years) : ^{240}Pu
- * Origins :
 - Reprocessing plants,
 - Transport,
 - Nuclear Research Centres,
 - Military centres, nuclear weapons during handling,
 - Nuclear reactors.
- * Special characteristics :
 - populations are mainly exposed to them via inhalation and to a lesser extent by ingestion of plants on which they have been deposited;
 - not readily assimilated by living organisms, they are not taken up very much by roots and are only taken up, to a minor extent, by milk and meat. They are found in “purifying” organs (especially the liver);

- in humans, the assimilated fraction is mainly taken up by the skeleton;
- release of such radionuclides into the environment may result in an major fire or the fall of airborne weapons (without nuclear explosion) (.....)
- in some conditions, and at very great concentrations, these radionuclides can cause a spontaneous fission reaction. This phenomenon (called criticality) is used to start up reactors. The corresponding type of accident may be fatal for the personnel inside the premises but radioactivity is not released to the outside.

b. Uranium (natural alpha emitter)

- * The most important uraniums :
 - Uranium-238 (half-life of $4.5 \cdot 10^9$ years) : ^{238}U
 - Uranium-235 (half-life of $7 \cdot 10^9$ years) : ^{235}U
 - Uranium-234 (half-life of 2,440,500 years) : ^{234}U

They are the main elements of natural uranium :

(^{238}U : 99.28 % , ^{235}U : 0.71 % , ^{234}U : 0.005 % : percentages expressed as mass).

- * Origins :
 - all the phases upstream from the reactor (mining, ore processing, enrichment process, fuel production).
- * Special characteristics :
 - not much involved in accidents, with the exception of those which occur when it is associated with fluorine;
 - their harmfulness is above all chemical. They only become radioactive after a certain level of enrichment, in the region of 5 %.

c. Radium and its daughter products (natural alpha emitter)

- * The most important radium :
 - Radium-226 (half-life of 1,600 years) : ^{226}Ra
- * Origins :
 - mines,
 - ore processing plants
- * Special characteristics :
 - not much involved in accidents, with the exception of those which

- involve a breach in a sedimentation reservoir (in association with an uranium ore processing plant) with highly localized consequences;
- contributes quite extensively to natural irradiation of populations due to the presence of radon-222 gas (half-life of 3.8 days, ^{222}Rn) whose solid daughter products accumulate in confined air, in houses for instance.

7. MEASURING THE RADIOLOGICAL IMPACT OF A NUCLEAR FACILITY

This paper is limited to the direct health aspects encountered routinely and in the event of an accident, for which the radioecological aspects are also of considerable importance, but these will not be discussed here.

As a routine, the best and only means of studying the impact of a nuclear facility on its environment has for a long time consisted in taking samples in the immediate vicinity and of carrying out what are termed “low level” analyses in specialized laboratories (the radioelements present in these samples are so insignificant that the measuring level of the apparatus has to be highly sensitive, as low as possible, hence the name “low level”).

These analyses are of primary interest from the scientific and health-care point of view. However, the results are only known some time later; this is inherent in the very nature of the information which is sought and in the need of conducting in-depth studies to understand the mechanisms involved.

The public authorities are indeed concerned with being informed, if not “in real time”, at least as rapidly as possible of an incident or an accident which may have occurred in a nuclear facility and which may have an impact on its environment. They feel that it is of utmost importance to be able either to reassure the local population concerned and public opinion in general or to adopt essential preventive measures within a reasonable deadline.

The technical possibilities have, for quite some time, prevented a reduction in the time between routine sampling and analysis to less than a week, sometimes even a month.

However, recent technological developments in the field of “computer intelligence” and data-transmission have been instrumental in allowing us to take another step in the right direction.

New developments have thus seen the light of day in this field, with *the first automatic measuring networks* appearing as early as 1982. Few countries were interested by them at that time.

The Chernobyl disaster demonstrated the great interest of these networks which were capable of detecting signs of an accident very early on and in view of the fact that they operated on a permanent basis, enabled the level of radioactivity to be known from the very first minutes of accidental discharge although *mobile measures* have not yet been deployed.

Europe is thus criss-crossed by automatic radioactivity monitoring networks. A number of probes have been integrated, thus allowing more or less real-time telemetering of an ever increasing number of parameters. These sensors are more and more sensitive (sometimes quite unreasonably).

Monitoring the environment in the year 2000 will thus centre on three additional and tightly linked aspects :

- automatic measuring networks;
- mobile intervention means;
- laboratories conducting "low level" analyses.

8. AUTOMATIC SURVEILLANCE NETWORKS FOR RADIO-ACTIVITY : THE BELGIAN EXAMPLE "TELERAD"

TELERAD, which is on the point of becoming operational, illustrates the extremely important development of environmental radioprotection. This network is made up of the following probes :

- 183 probes to measure ambient radioactivity;
- 7 probes to measure aerosols (alpha, beta);
- 3 probes to measure the gamma spectrometry of aerosols;
- 7 probes to measure radioactive iodine;
- 6 metering stations to measure radioactivity in rivers.

8.1 Description of the Telerad Network

The TELERAD network allows constant measuring of radioactivity :

- ***in the air*** :
 - * around nuclear sites,
 - * throughout the entire territory.
- ***in water*** :
 - * in streams and rivers likely to be contaminated by discharges from nuclear facilities.

Radioactivity is measured by probes, with the result being processed in data collection centres and communication between the data collection centres being entrusted to Belgacom's D.C.S. network (data-transmission network).

Five centres collect the information from the TELERAD network's beacons each day. These are located at the following sites :

- * Centre Fédéral de Calcul (C.F.C.)
- * S.C.K.-C.E.N. in Mol
- * Doel nuclear facility
- * I.R.E. in Fleurus
- * Tihange nuclear facility.

8.2 Control of Nuclear Sites :

Every nuclear site is monitored thanks to the installation of two concentric rings :

- an internal ring to monitor the site's outer perimeter : ring probes
- an external ring to monitor the neighbouring conglomerations : *congol probes*.

The four Belgian nuclear sites (Tihange, Doel, Fleurus and Mol) and the four frontier sites (Borssele, Gravelines, Chooz and Cattenom) are monitored in this manner.

8.3 Territorial Control

The Belgian territory is covered by a linked network. Each link represents a square with sides of 20 kms (400 sq.km) . A probe monitors each link.

8.4 Control of Streams and Rivers

Streams and rivers in the vicinity of the nuclear facility are monitored by RIV probes of the TELERAD control : the Meuse - the Sambre - the Schelde - the Nethe.

8.5 Validation Centres

- The Federal Calculation Centre (C.F.C.) validates the data collected throughout the territory.
- The Fleurus Collection Centre validates the data collected in the south of the country.
- The Mol Collection Centre validates the data collected in the north of the country.

8.6 Mobile Means

In addition to the fixed air and water probes, TELERAD will also have mobile means enabling localization and control of a contaminated zone :

- 2 airborne systems (helicopters),
- 5 intervention vehicles (jeeps),
- 2 laboratory vehicles,
- 12 mobile probes.

9. SOME ORIGINAL DEVELOPMENTS

The National Institute for Radioelements played a pioneering role in Europe in the development of original probes designed to be integrated into automatic networks.

A few examples illustrate these developments and future trends :

The automatic radioactivity monitor for rivers (1982)

The autonomous portable probe to measure gamma dose rates, which transmits its information without the need for a cable (e.g. satellite or radio) and is solar powered.(1989)

Airborne gamma cartography equipment

Evaluation of radioactivity via airborne (helicopter) gamma cartography.

9.1 The Gamma Cartography System is made up of the following :

- inflight equipment loaded on board a light helicopter to collect data;
- ground equipment which draws up maps showing contamination based on data collected during the flight

a. Principle of inflight data acquisition

The helicopter, which is fitted with inflight data detection and acquisition equipment, flies over the area to be measured, sweeping the area in accordance with pre-determined flight paths.

The following are recorded on a permanent basis :

- the gamma spectrum from a large NaI scintillator with 256 or 512 channels;
- the position of the helicopter : altitude compared with the ground, co-ordinated in a rectangular system (Lambert or UTM). Altitude (z) is supplied by a height-finder radar;
- in addition to speed, the area which is mapped per hour of flight depends on the difference between the outlines of the sweeping movement : more generally, it varies from 5 to 50 sq.km in the case of exhaustive surveillance.

b. Data-processing

The data collected during the flight is processed after the helicopter has returned to its base. Portable computer equipment is used to draw up a coloured map of the contamination. Depending on the type of data-processing which was chosen, characteristic contamination of a given radioelement can be shown or a map can be drawn up showing the dose rates.

Operational characteristics

The sensitivity of the system depends on several parameters :

- emission yields and radiation energy emitted by the radioelements being monitored (energy threshold : 50 KeV);
- background noise due to natural radioactivity linked to the geology of the terrain.

Practically speaking, with a helicopter flying at an altitude of 40 meters and at a speed of 70 km/h, “spots” of ^{137}Cs can be detected which have an activity equal to or higher than 3 kBq/m² and a minimum surface area of 2,000 m² or other point sources in the region of 5 MBq.

9.2 Independent probes of the “Mururoa type” (1997)

10. CONCLUSIONS : MONITORING RADIOACTIVITY IN THE YEAR 2000

It does not appear possible to avoid considering the three complementary and indissociably linked aspects constituted by the following :

- automatic surveillance network;
- mobile means of intervention, prospecting and collection;
- “low level” metrology laboratories.

However, the relative weight of these various links may develop quite considerably.

The “low level” **RADIOACTIVITY MEASUREMENTS LABORATORIES** and specific radiochemical techniques will remain vital and will continue to progress. The highly selective, high-precision analysis results and specific alpha and beta measurements will never be achieved in any other way :

- ⇒ their sensitivity,
- ⇒ their specificity,
- ⇒ their precision

are unparalleled.

The performance levels of the **MOBILE MEANS** continue to improve. They take advantage of progress in computer technology and state-of-the art techniques (satellite positioning, telecommunications, progress in portable equipment, etc.).

More particularly, the airborne means (helicopter) described above, provide rapid and accurate information on the size of the contaminated zone. The price of this equipment has continued to fall and the possibilities afforded by this equipment continue to grow in line with the progress in computer technology.

The public authorities will, thus, be in a position to receive, very rapidly, large amounts of highly important decision-making information.

Finally, the automatic networks will become increasingly easy to install. To illustrate possible developments in these networks, all one has to do is to base oneself on the following observation : “in the Belgian TELERAD network, the price for ditches, telephone and electric cables is similar to the price of the probes. In addition, installation times are very long. It is now possible to create a “wireless” network (solar power and satellite telecommunications) at a price which is considerably lower and in much less time. Probes are becoming more and more sensitive and selective, thus easing the burden on on-site laboratories which will be able to devote their means to highly specialized tasks”.

If necessary, these networks can be adapted to local conditions. They have become quite indispensable in less than fifteen years for environmental radioprotection !

Let us conclude by emphasizing that all the problems mentioned in this paper must be viewed in light of the most essential value which exists and which technological progress can never replace : the professional skills of scientists and technological progress are worth nothing if there are no qualified teams to implement them any longer. This is one of the challenges - if not the greatest challenge - facing us at the end of this century. The public authorities must realize this !

This was the conclusion to a speech in 1995. It could very well be repeated today, without needing to change a single word !

Résumé

La radioprotection de l'environnement est un domaine en perpétuelle évolution. Pour s'en rendre compte, il est intéressant de se pencher sur son histoire récente et de comparer les niveaux de radioactivité mesurés dans l'environnement ou susceptibles d'être rejetés aux niveaux de la radioactivité naturelle ou quasi-naturelle.

A l'aube de l'an 2000, la technologie a beaucoup évolué, surtout au travers de la télécommunication, de la sensibilité des mesures et de la surveillance permanente des installations et du territoire.

Le monde de la radioprotection doit également et surtout s'ouvrir à la communication et à l'information du public. C'est là le défi le plus important qu'elle doit relever.

Samenvatting

De stralingsbescherming van de omgeving is een terrein in voortdurende evolutie. Om zich daarvan rekenschap te kunnen geven is het interessant om zich te buigen over de recente geschiedenis en een vergelijking te maken tussen de gemeten radio-activiteit in de omgeving en deze die geloosd zou kunnen worden, met de natuurlijke of quasi-natuurlijke radio-activiteit. Bij de aanvang van het jaar 2000 is de technologie sterk geëvolueerd, vooral op het gebied van de telecommunicatie, de gevoeligheid van de meetapparatuur en het permanent toezicht op installaties en het grondgebied. De wereld van de Stralingsbescherming moet zich eveneens openstellen voor communicatie en informatie van het Publiek. Dit is haar belangrijkste uitdaging.