

2014•2015  
FACULTEIT INDUSTRIËLE INGENIEURSWETENSCHAPPEN  
*master in de industriële wetenschappen: nucleaire  
technologie*

## Masterproef

Optimalisatie van een methode voor het meten van een radioactieve pluim  
tijdens een nucleaire noodsituatie

Promotor :  
Prof. dr. Wouter SCHROEYERS

Promotor :  
dr. JOHAN CAMPS

Matthias Sprangers

*Scriptie ingediend tot het behalen van de graad van master in de industriële  
wetenschappen: nucleaire technologie*

Gezamenlijke opleiding Universiteit Hasselt en KU Leuven

2014•2015

Faculteit Industriële

ingenieurswetenschappen

*master in de industriële wetenschappen: nucleaire  
technologie*

## Masterproef

Optimalisatie van een methode voor het meten van een  
radioactieve pluim tijdens een nucleaire noodsituatie

Promotor :  
Prof. dr. Wouter SCHROEYERS

Promotor :  
dr. JOHAN CAMPS

Matthias Sprangers

*Scriptie ingediend tot het behalen van de graad van master in de industriële  
wetenschappen: nucleaire technologie*

## VOORWOORD

Alvorens over te gaan tot de werkelijke inhoud, zou ik nog graag enkele personen willen bedanken die mee geholpen hebben aan het tot stand brengen van deze masterthesis.

Allereerst zou ik graag een woord van dank willen richten tot mijn externe promotor dr. Johan Camps. Ik wil hem bedanken omdat hij mij de kans heeft gegeven om binnen zijn onderzoeksgroep te werken aan een zeer interessant onderwerp. Tevens wil ik hem ook bedanken voor de leuke samenwerking en het mee opbouwen van mijn masterthesis.

Ook wil ik mijn interne promotor, Prof. dr. Wouter Schroeyers, bedanken voor de begeleiding en feedback omtrent mijn masterthesis. Graag zou ik ook al de andere docenten van mijn opleiding willen bedanken: zonder de kennis die ik vergaard heb tijdens hun lessen, had ik deze masterthesis nooit tot een goed einde kunnen brengen. Mijn medestudenten zou ik ook graag willen bedanken voor de leuke tijd die we gehad hebben tijdens onze opleiding.

Mijn collega's van de afdeling "Crisis Management and Decision support" op het SCK·CEN zou ik willen bedanken voor de gezellige en ontspannende vrije momenten. In het bijzonder zou ik Jos Rutten en Geert Olyslaegers willen bedanken voor de hulp bij sommige experimenten. Dankzij Geert heb ik ook de kans gehad om deel te nemen aan een noodplanoefening op het domein van het SCK·CEN. Dit was een zeer leuke en leerrijke ervaring waarvoor ik hem zeer dankbaar ben.

Dankzij AdjtChef Franky Vangenechten Meteo Wing, diensthoofd van Antenne meteo Schaffen, en de CBRN-unit van Kleine Brogel heb ik de kans gehad om een gespecialiseerd team van first responders te ontmoeten. Tijdens dit bezoek heb ik zeer veel geleerd over de praktische werking van interventies. Ik zou hen dan ook graag willen bedanken voor dit bezoek. In het bijzonder zou ik ook graag ISgtMaj. Kevin Steemans, Cdt. Dirk Van Rompaey en Ing. Christine Mertens willen bedanken voor het beantwoorden van mijn vragen tijdens dit bezoek.

Tenslotte zou ik ook nog graag mijn ouders en vriendin willen bedanken voor hun niet aflatende steun gedurende deze masterthesis, maar ook tijdens mijn hele studieperiode. Mijn ouders zou ik nog eens extra willen bedanken omdat zij altijd in mij zijn blijven geloven en mij de kans hebben gegeven om verder te studeren.



# INHOUDSTAFEL

<b>VOORWOORD</b> .....	1
<b>LIJST VAN TABELLEN</b> .....	5
<b>LIJST VAN FIGUREN</b> .....	7
<b>ABSTRACT</b> .....	9
<b>ABSTRACT IN ENGLISH</b> .....	11
<b>1 INLEIDING</b> .....	13
<b>2 NOODPLANSITUATIES</b> .....	15
<b>2.1 Fasering nucleair ongeval</b> .....	17
<b>2.2 Atmosferisch transport</b> .....	18
2.2.1 Dispersie .....	18
2.2.2 Depositie.....	20
<b>2.3 Blootstellingswegen</b> .....	23
2.3.1 Inhalatie.....	24
2.3.2 Grond- en wolkstraling.....	24
2.3.3 Ongeval simulaties .....	24
<b>3 DOSISBEPALING</b> .....	27
<b>3.1 Dosimetrische grootheden</b> .....	27
3.1.1 Geabsorbeerde dosis.....	27
3.1.2 Equivalente dosis.....	28
3.1.3 Effectieve dosis .....	28
3.1.4 Effectieve volg dosis .....	29
<b>3.2 Inhalatiedosis</b> .....	29
<b>3.3 Grondstralingsdosis</b> .....	31
<b>3.4 Wolkstralingsdosis</b> .....	31
<b>3.5 Totale effectieve dosis</b> .....	32
<b>4 "PLUME SURVEY" METHODE</b> .....	33
<b>4.1 Dracht</b> .....	33
4.1.1 $\alpha$ -dracht .....	33
4.1.2 $\beta$ -dracht .....	34
4.1.3 $\gamma$ -dracht .....	36
<b>4.2 Uitvoeringsprocedure</b> .....	39
4.2.1 Bespreking methode .....	41
<b>5 SCINTILLATIEDETECTOREN + RESULTATEN</b> .....	43
<b>5.1 100 cm<sup>2</sup> ZnS-scintillatiedetectoren</b> .....	44
5.1.1 Resultaten .....	45
5.1.1.1 Theoretische bepaling van de gamma-efficiëntie .....	45
5.1.1.2 Experimentele bepaling van de $\gamma$ -efficiëntie .....	47

5.1.1.3	Omgekeerde detectie.....	48
5.1.1.4	Efficiëntie kap.....	49
5.1.1.5	Lichtinterferentie.....	50
<b>5.2</b>	<b>AD-b detector .....</b>	<b>51</b>
5.2.1	LaBr <sub>3</sub> -detector .....	51
<b>6</b>	<b>LUCHTCONTAMINATIE .....</b>	<b>55</b>
<b>6.1</b>	<b>Meetprocedure.....</b>	<b>56</b>
<b>6.2</b>	<b>Meetresultaten.....</b>	<b>59</b>
6.2.1	Meting 02/03.....	60
6.2.2	Meting 10/03.....	62
6.2.3	Meting 16/03.....	63
6.2.4	Gevoeligheidsbepaling.....	66
<b>7</b>	<b>OPPERVLAKTECONTAMINATIE.....</b>	<b>69</b>
<b>7.1</b>	<b>Gevoeligheidsbepaling.....</b>	<b>71</b>
<b>8</b>	<b>SENSITIVITEITSANALYSE.....</b>	<b>73</b>
<b>8.1</b>	<b>Scenario 1: lage oppervlaktecontaminatie.....</b>	<b>73</b>
8.1.1	Dosisbepalingsfouten.....	75
<b>8.2</b>	<b>Scenario 2: lage luchtcontaminatie .....</b>	<b>76</b>
8.2.1	Dosisbepalingsfouten.....	77
<b>9</b>	<b>OPTIMALISATIES .....</b>	<b>81</b>
<b>9.1</b>	<b>Geïntegreerde meting .....</b>	<b>81</b>
<b>9.2</b>	<b>Volgorde van uitvoering.....</b>	<b>81</b>
<b>9.3</b>	<b>Oplossing voor lichtinterferentie.....</b>	<b>81</b>
<b>9.4</b>	<b>4<sup>e</sup> blootstellingssituatie .....</b>	<b>81</b>
	<b>BESLUIT.....</b>	<b>85</b>
	<b>BIBLIOGRAFIE.....</b>	<b>88</b>
	<b>BIJLAGE 1.....</b>	<b>92</b>
	<b>BIJLAGE 2.....</b>	<b>93</b>
	<b>BIJLAGE 3.....</b>	<b>94</b>
	<b>BIJLAGE 4.....</b>	<b>95</b>
	<b>BIJLAGE 5.....</b>	<b>96</b>

## LIJST VAN TABELLEN

Tabel 2-1: Belangrijkste typische radionucliden in een PWR.....	15
Tabel 2-2: Bronterm van gebeurde ongevallen .....	16
Tabel 2-3: Typische bronterm voor een nucleair ongeval met een PWR.....	17
Tabel 2-4: Bronterm ongeval scenario Doel 3/4 .....	17
Tabel 2-5: Interventiewaarden in het geval van een nucleair ongeval .....	18
Tabel 2-6: Pasquill stabiliteitsklassen .....	19
Tabel 2-7: Pluimdispersie bij verschillende weersomstandigheden voor het ongevalscenario met Doel 3/4.....	19
Tabel 2-8: Droge pluimdepositie bij verschillende weersomstandigheden voor het ongevalscenario met Doel 3/4.....	21
Tabel 2-9: Natte pluimdepositie bij verschillende weersomstandigheden voor het ongevalscenario met Doel 3/4 (regenval: 10 mm/h) .....	22
Tabel 2-10: Lucht- ( $C_{\text{lucht}}$ ) en grondconcentraties ( $C_{\text{grond}}$ ) op verschillende afstanden voor verschillende ongevalscenario's .....	23
Tabel 2-11: Effectieve dosissen ten gevolge van verschillende blootstellingswegen voor verschillende ongevalscenario's op een afstand van 1 km.....	25
Tabel 2-12: Procentuele bijdrage tot de totale effectieve dosis op een afstand van 1 km.....	25
Tabel 3-1: $\beta$ - en $\gamma$ -energie van de gebruikte radionucliden.....	27
Tabel 3-2: Stralingsgewichtsfactoren uit de ICRP 103 .....	28
Tabel 3-3: Weefselgewichtsfactoren uit de ICRP 103 .....	29
Tabel 3-4: Schildklier conversiefactoren $CF_{\text{thy}}$ .....	30
Tabel 3-5: Inhalatie conversiefactoren $CF_{\text{inh}}$ .....	30
Tabel 3-6: Grondstraling conversiefactoren $CF_{\text{grond}}$ .....	31
Tabel 3-7: Wolkstraling conversiefactoren $CF_{\text{wolk}}$ .....	32
Tabel 4-1: 'Plume survey' methode .....	40
Tabel 4-2: $\beta$ - en $\gamma$ -dracht voor de radionucliden uit Tabel 3-1.....	41
Tabel 5-1: Massa absorptie coëfficiënt in functie van de foton-energie .....	46
Tabel 5-2: Resultaten experimentele bepaling gamma-efficiëntie .....	48
Tabel 5-3: Resultaten omgekeerde detectie.....	49
Tabel 5-4: Efficiëntie-bepaling kap.....	49
Tabel 5-5: Lichtdichtheidstesten .....	50
Tabel 5-6: Afname $\beta$ -detectie door de geteste lichtdichte materialen .....	50
Tabel 6-1: Output-tabel HotSpot.....	57
Tabel 6-2: Weersomstandigheden tijdens de verschillende meetdagen .....	59
Tabel 6-3: $\beta$ -bijdrage na integratie van 1 min voor de $^{41}\text{Ar}$ -meting (02/03) .....	62
Tabel 6-4: Resultaten $\text{LaBr}_3$ -meting (16/03).....	65
Tabel 6-5: $\beta$ -bijdrage na integratie van 1 min voor de $^{41}\text{Ar}$ -meting (16/03) .....	66
Tabel 6-6: Bepaling van de $^{41}\text{Ar}$ - en $^{137}\text{Cs}$ -concentraties in de lucht uitgaande van het dosistempo gemeten met de $\text{LaBr}_3$ -detector tijdens de $^{41}\text{Ar}$ -metingen.....	67
Tabel 6-7: Bepaling van de effectieve dosissen die opgelopen kunnen worden door first responders bij een blootstellingstijd van 8 h.....	67
Tabel 7-1: Resultaat oppervlaktemeting van 20 oppervlaktebronnen .....	69
Tabel 7-2: $\beta$ -bijdrage voor de oppervlaktemeting van 20 oppervlaktebronnen .....	70
Tabel 7-3: $\beta$ -bijdrage voor de geïntegreerde (1min) oppervlaktemeting van 20 oppervlaktebronnen ...	71

Tabel 8-1: Wolkstralings- en inhalatiedosis ten gevolge van de gesimuleerde $^{137}\text{Cs}$ - luchtconcentraties .....	75
Tabel 8-2: Bepaling van de oppervlaktecontaminatie waarbij de respectievelijke luchtconcentratie niet meer gedetecteerd wordt .....	77
Tabel 8-3: Vergelijking van de $^{41}\text{Ar}$ -wolkstralingsdosis en de $^{137}\text{Cs}$ -grondstralingsdosis .....	78
Tabel 8-4: Vergelijking van de wolkstralings- en inhalatiedosis van de $^{137}\text{Cs}$ -luchtconcentraties met de grondstralingsdosis afkomstig van de $^{137}\text{Cs}$ -oppervlaktecontaminatie.....	78



## LIJST VAN FIGUREN

Figuur 2-1: vrijgavesnelheid van fissieproducten in functie van de temperatuur .....	16
Figuur 2-2: Droge pluimdepositie bij verschillende weersomstandigheden voor het ongevalsscenario met Doel 3/4.....	20
Figuur 4-1: Dracht in lucht en weefsel t.o.v. de energie van het $\alpha$ -deeltje.....	34
Figuur 4-2: Ionisatie door $\beta$ -interactie.....	34
Figuur 4-3: $\beta$ -dracht in lucht voor $^{137}\text{Cs}$ .....	35
Figuur 4-4: Bremsstrahlung.....	35
Figuur 4-5: Dracht in lucht en weefsel t.o.v. de energie van het $\beta$ -deeltje.....	36
Figuur 4-6: Foto-elektrische absorptie .....	37
Figuur 4-7: Compton strooiing.....	37
Figuur 4-8: Paarvorming .....	38
Figuur 4-9: Dominantie van de verschillende interactievormen in functie van de energie en het atoomnummer van de absorber.....	38
Figuur 4-10: $\gamma$ -dracht in lucht voor $^{137}\text{Cs}$ .....	39
Figuur 4-11: Blootstellingssituaties.....	40
Figuur 5-1: Scintillatiedetector.....	43
Figuur 5-2: Selectra Ratemeter (links); DP6BD-detector (rechts) .....	45
Figuur 5-3: AD-b detector.....	51
Figuur 5-4: $\text{LaBr}_3$ -detector .....	52
Figuur 5-5: Vergelijking tussen NaI-, $\text{LaBr}_3$ - en HPGe-detector .....	53
Figuur 5-6: Verandering van de resolutie bij hoge telsnelheden.....	53
Figuur 6-1: BR-1 .....	55
Figuur 6-2: Voorbeeld HotSpot-resultaat geplot in Google Earth.....	58
Figuur 6-3: Meetopstelling $^{41}\text{Ar}$ -meting.....	58
Figuur 6-4: Pluimlocatie geschat via HotSpot: 02/03 (links); 10/03 (rechts) en 16/03 (onder) .....	59
Figuur 6-5: Resultaat tijdsgeïntegreerde (10s) $^{41}\text{Ar}$ -meting op M1 (02/03).....	60
Figuur 6-6: Resultaat tijdsgeïntegreerde (10s) $^{41}\text{Ar}$ -meting op M2 (02/03).....	61
Figuur 6-7: Resultaat tijdsgeïntegreerde (1 min) $^{41}\text{Ar}$ -meting (02/03).....	61
Figuur 6-8: Skyshine .....	63
Figuur 6-9: Resultaat $^{41}\text{Ar}$ -meting op M2 (10/03).....	63
Figuur 6-10: Resultaat tijdsgeïntegreerde (10s) $^{41}\text{Ar}$ -meting op M1 (16/03).....	64
Figuur 6-11: Resultaat tijdsgeïntegreerde (10s) $^{41}\text{Ar}$ -meting op M2 (16/03).....	64
Figuur 6-12: Resultaat tijdsgeïntegreerde (1 min) $^{41}\text{Ar}$ -meting (16/03).....	65
Figuur 7-1: Resultaat oppervlaktmeting van 20 oppervlaktebronnen.....	70
Figuur 8-1: $\beta$ -bijdrage in functie van de luchtconcentratie .....	74
Figuur 8-2: $\beta$ -bijdrage, na integratie van 1 minuut, in functie van de luchtconcentratie .....	74
Figuur 9-1: Het aantal $\beta$ - en $\gamma$ -counts in functie van de afstand tot de oppervlaktebronnen .....	82



## ABSTRACT

Eén van de activiteiten van de afdeling ‘Crisis Management and Decision support’ op het SCK·CEN is noodplanning. Deze masterproef richt zich op pluimmonitoring door first responders. Voor hen is het essentieel om de blootstellingssituatie zo snel mogelijk te kennen. Het doel van deze masterproef is het testen en optimaliseren van een eenvoudige methode, bruikbaar voor first responders, om de blootstellingssituatie te bepalen met behulp van draagbare besmettingsdetectoren.

De geëvalueerde methode is de ‘plume survey’ methode, gepubliceerd in IAEA-TECDOC-1092 [1]. Deze methode is gebaseerd op het grote verschil in de dracht tussen  $\beta$ 's en  $\gamma$ 's in lucht. Voor deze evaluatie is gebruik gemaakt van contaminatiemonitoren, die tot de standaard uitrusting behoren van interventieploegen, typisch 100 cm<sup>2</sup> ZnS scintillatiedetectoren. Naast de experimentele evaluatie is er ook een theoretische studie uitgevoerd naar de bruikbaarheid van de methode met deze detectoren.

Uit de theoretische evaluatie, op basis van de  $\gamma$ -efficiënte, blijken de gebruikte contaminatiemonitoren geschikt voor gebruik met deze methode. Voor experimentele validatie van de methode werd gebruik gemaakt van de routine uitstoot van <sup>41</sup>Ar bij het in werking zijn van de BR-1 reactor. Algemeen kan dus geconcludeerd worden dat dergelijke contaminatiemonitoren geschikt zijn om, met behulp van deze methode, uitsluitsel te geven over de blootstellingssituatie waarin de first responders zich bevinden. Verder werd voor een aantal scenario's de gevoeligheid van de methode bepaald.



## **ABSTRACT IN ENGLISH**

One of the activities of the department 'Crisis Management and Decision support' at SCK·CEN is emergency planning, this master's thesis specifies on plume monitoring by first responders. For them it is essential to know the exposure pathways as quick as possible. The goal of this master's thesis is to perform an optimization and sensitivity analysis on a simple method, for first responders, to determine the exposure pathway with contamination monitors.

The evaluated method is the 'plume survey' method, published in IAEA-TECDOC-1092 [1]. This method is based on the big difference in range between  $\beta$ - and  $\gamma$ -radiation in air. The used contamination monitors, in this evaluation, are basic equipment for intervention teams, typically 100 cm<sup>2</sup> ZnS scintillation detectors. Besides an experimental evaluation, there is also a theoretical study performed to the usefulness of the method with the detectors.

From these theoretical evaluation, based on the cataloged  $\gamma$ -efficiency, it seems that the used contamination monitors are suitable for this method. The routine release of <sup>41</sup>Ar from the BR-1 reactor are used to perform the experimental validation of the method. Generally, it is possible to conclude that these contamination monitors are suitable to determine the exposure pathway with this method. In addition, the sensitivity of the method for different scenarios was explored.



# 1 INLEIDING

Het StudieCentrum voor Kernenergie (Centre d'étude de l'Energie Nucléaire), SCK·CEN, is een Belgisch nucleair onderzoekscentrum met ongeveer 700 medewerkers. Deze 700 medewerkers werken dagelijks aan de verdere ontwikkeling van industriële en medische toepassingen van ioniserende straling en de impact van deze straling op mens en milieu. Op het SCK·CEN wordt de prioriteit gegeven aan onderzoek naar de veiligheid en efficiëntie van nucleaire installaties, een oplossing voor de opslag van radioactief afval, stralingsbescherming, educatie en opleidingen. Twee van de momenteel bekendste projecten van het SCK·CEN zijn HADES en MYRRHA [2].

Eén van de afdelingen binnen het SCK·CEN is de eenheid 'Crisis Management and Decision support'. Dit onderzoek kadert in één van de activiteiten van deze afdeling, namelijk noodplanning in het geval van een nucleair of radiologisch ongeval. Binnen de noodplanning richt deze masterproef zich specifiek op pluimmonitoring door first responders.

Pluimmonitoring is belangrijk omdat de locatie van de pluim bepalend is voor de blootstellingssituatie en dus ook de blootstellingswegen waaraan de first responders en bijgevolg de bevolking worden blootgesteld. Afhankelijk van de pluimlocatie zijn er 3 blootstellingssituaties mogelijk:

- 1) De pluim bevindt zich nog in de lucht → Wolkstraling
- 2) De pluim bevindt zich op grondniveau → Wolk- en grondstraling en inhalatie
- 3) De pluim is gepasseerd → Grondstraling

De totale effectieve dosis die opgelopen wordt zal een combinatie zijn van bovenstaande blootstellingen. Op korte termijn levert inhalatie de grootste bijdrage tot de opgelopen dosis, op lange termijn kan dit grondstraling zijn. Ook ingestie kan een bijdrage leveren tot de totale effectieve dosis, maar dit wordt niet besproken in dit onderzoek, daar het makkelijk vermeden kan worden door besmet voedsel niet te consumeren.

Voor first responders die in de vroege fase na een nucleair of radiologisch ongeval tewerkgesteld worden zal vooral de 2<sup>de</sup> blootstellingssituatie belangrijk zijn, omwille van de mogelijkheid tot inhalatie van radionucliden in de pluim. Pluimmonitoringmethodes voor first responders moeten dus vooral in staat zijn om deze situatie nauwkeurig te detecteren. Indien deze situatie wordt gedetecteerd kunnen de first responders maatregelen nemen (bv. gasmaskers) om inhalatie te voorkomen voor zichzelf, maar ook voor de bevolking in de omgeving waar de pluim zich bevindt. Door deze maatregelen kan de opgelopen dosis drastisch verminderd worden.

Berekeningen van waar de wolk zich bevindt kunnen uitgevoerd worden met behulp van atmosferische dispersiemodellen zoals HotSpot of Rimpuff [3] [4]. De resultaten die deze modellen geven zijn sterk afhankelijk van de beschikbare informatie (bronterm in functie van tijd, meteorologische gegevens, ...) en bijgevolg is het voor first responders noodzakelijk de toestand te verifiëren met in-situ metingen. Standaard metingen van de gamma omgevingsdosis of in-situ spectroscopische metingen geven geen uitsluitsel over de oorsprong van eventuele verhoogde niveaus van straling, Het nemen en analyseren van luchtmonsters laat daarentegen wel toe een idee te krijgen of een verhoogd stralingsniveau afkomstig is van een overtrekkende wolk die aanleiding kan geven tot een inhalatiedosis. Nadeel van deze methode is dat ze tijdrovend is en de meeste teams niet onmiddellijk luchtmonsters kunnen

analyseren. Het vaststellen van een eventuele (belangrijke) luchtconcentratie is echter essentieel om de blootstellingssituatie goed in te schatten..

Om te voldoen aan deze vereiste publiceerde het IAEA (International Atomic Energy Agency), in het IAEA-TECDOC-1092, de 'plume survey' methode [1]. Deze procedure geeft echter geen details over de gevoeligheid van de methode en/of details betreffende de vereisten van gebruikte apparatuur. Ook kon geen referentie gevonden worden waarin de methode uitgebreider besproken en/of getest werd. De methode, heeft echter wel duidelijk het potentieel om bij het meten van een verhoogd dosistempo, in tegenstelling tot de luchtanalyse, nagenoeg onmiddellijk uitsluitel over de blootstellingssituatie waarin de first responder zich bevindt. Een bijkomend voordeel van deze methode is dat ze kan gebruik maken van contaminatiemonitoren die tot de standaard uitrusting behoren van interventieploegen. De 100 cm<sup>2</sup> ZnS scintillatiedetectoren die gebruikt zijn in dit onderzoek behoren tot de standaard uitrusting van het interventievoertuig dat eigendom is van het SCK·CEN. Ook de civiele bescherming, de first responders in België, hebben deze apparatuur ter beschikking.

Het principe van de 'plume survey' methode is gebaseerd op het grote verschil in de dracht tussen  $\gamma$ - en  $\beta$ -straling in de lucht. Indien de radioactieve bron zich dicht bij de detector bevindt (bv. pluim op grondniveau) zullen er zowel gamma's als bèta's gedetecteerd worden. Door het grote verschil in dracht zal  $\gamma$ -straling echter vanop een veel grotere afstand gedetecteerd worden. Doordat het fluentietempo doorheen de detector veel groter is voor  $\gamma$ 's dan voor  $\beta$ 's, zal de  $\gamma$ -efficiëntie veel lager moeten zijn dan de  $\beta$ -efficiëntie van de detector om een voldoende grote  $\beta$ -detectie mogelijk te maken.

De doelstelling van dit onderzoek is het testen van de methode en bepalen van de gevoeligheid van de 'plume survey' methode. Het gebruik van de routine uitstoot van <sup>41</sup>Ar tijdens het in werking zijn van de BR-1 reactor van het SCK·CEN vormt een unieke mogelijkheid deze methode te testen onder een reële wolk. De gevoeligheid van deze methode zal verder bepaald worden met behulp van meer gecontroleerde experimentele metingen en theoretische berekeningen. Op basis hiervan zullen ook optimalisaties van de methode voorgesteld worden.

In hoofdstuk 2 is aan de hand van reële voorbeelden en theoretische studies getracht een duidelijk beeld te schetsen van een noodplansituatie. In dit hoofdstuk wordt ook het probleem van inhalatie verduidelijkt aan de hand van verschillende ongevalsscenario's. In hoofdstuk 3 worden de formules besproken waarmee in de volgende hoofdstukken de dosissen, afkomstig van verschillende blootstellingssituaties, berekend zijn. De werking van de geanalyseerde en geoptimaliseerde "plume survey" methode wordt besproken in hoofdstuk 4. In hoofdstuk 5 zijn de detectoren besproken die gebruikt zijn in dit onderzoek. Naast een theoretische bespreking van de verschillende detectoren worden voor de ZnS scintillatiedetectoren ook enkele uitgevoerde experimenten besproken. In hoofdstukken 6, 7 en 8 worden de werkelijke experimenten besproken die de werking en gevoeligheid van de methode bepalen. In hoofdstuk 9 worden de optimalisaties besproken die voorgesteld worden op basis van de resultaten uit de vorige 3 hoofdstukken.



## 2 NOODPLANSITUATIES

Een ongeval op een nucleaire site wordt niet altijd gevolgd door de emissie van radioactiviteit naar de omgeving. De nucleaire installaties, waaronder de kernreactor, zijn ontworpen om de emissie van radionucliden te vermijden, ook in ongevalsscenario's.

Ter voorkoming van de emissie van radionucliden uit de splijfstofstaven naar de omgeving, heeft een kernreactor 3 ingebouwde barrières. De splijfstofbekleding dient als eerste barrière om emissie te voorkomen. Eenmaal de splijfstofbekleding faalt door een verlies aan koeling, zal het reactorvat dienst doen als 2<sup>de</sup> barrière. Indien ook het reactorvat faalt, zal de reactorinsluiting als laatste en 3<sup>de</sup> barrière proberen de emissie van radionucliden te voorkomen [5].

Bij het falen van alle drie ingebouwde barrières zal er emissie van radionucliden naar de omgeving toe mogelijk zijn. De radionucliden kunnen terechtkomen in de lucht, het water of de grond. De grootste verspreiding en radiologische impact – op korte termijn - wordt bekomen wanneer er emissie heeft plaatsgevonden naar de atmosfeer. In dit onderzoek, en in de meeste noodplanningen, wordt de focus gelegd op atmosferische emissie omdat dit de grootste impact zal hebben op korte termijn.

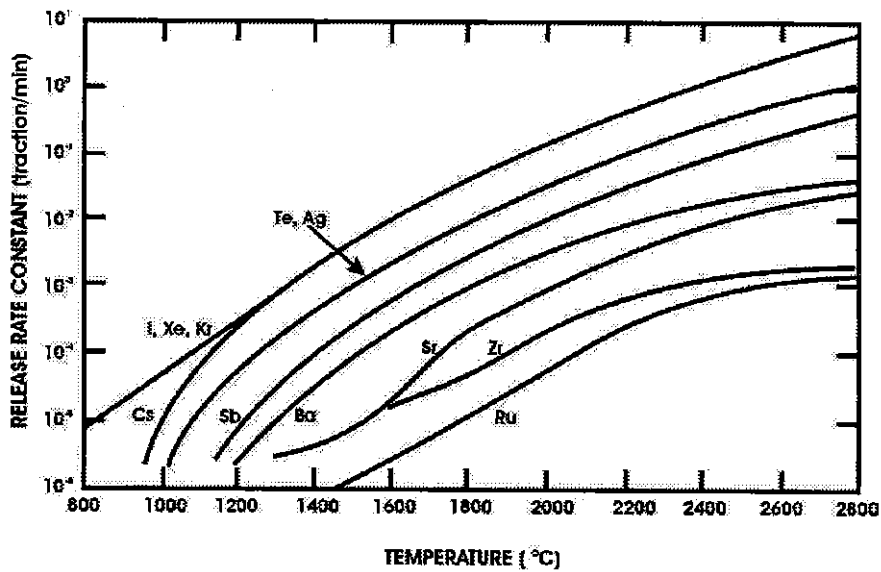
Tabel 2-1 geeft een overzicht van de belangrijkste radionucliden die aanwezig zijn in een PWR (Pressurized Water Reactor). Deze tabel is relevant voor Belgische noodplanning, aangezien alle Belgische reactoren die voor de energieproductie zorgen van dit type zijn.

*Tabel 2-1: Belangrijkste typische radionucliden in een PWR [6]*

Nuclide	T <sub>1/2</sub> (d)	A <sub>kern</sub> (10 <sup>18</sup> Bq)	Nuclide	T <sub>1/2</sub> (d)	A <sub>kern</sub> (10 <sup>18</sup> Bq)
Kr-85	3950	0,024	Cs-134	750	0,48
Kr-85m	0,1883	1,2	Cs-137	11000	0,24
Kr-87	0,0528	2,1	Sr-90	10400	0,18
Kr-88	0,117	2,8	Ru-106	366	1,1
Xe-133	5,28	6,7	Te-132	3,25	4,8
Xe-135	0,384	1,4	Ba-140	12,8	6,3
I-131	8,05	3,2	Ce-144	2,84	3,4
I-132	0,0958	4,8	Pu-238	32500	0,0044
I-133	0,875	6,7	Pu-239	8,9.10 <sup>6</sup>	0,001
I-135	0,28	6,3	Cm-242	163	0,003

Niet alle bovenstaande radionucliden zullen even snel en volledig vrijgezet worden uit de reactorkern bij een ongeval, dit is afhankelijk van de vluchtigheid van de radionucliden. De meest vluchtige radionucliden zullen als eerste vrijkomen. Voorbeelden van deze radionucliden zijn de edelgassen (Xe en Kr) en jodium. Uit Figuur 2-1 blijkt dat ook cesium al reeds bij relatief lage temperatuur vrijgegeven wordt in de vorm van aerosolen. <sup>90</sup>Sr blijkt pas vanaf een temperatuur

hoger dan 1300°C vrij te komen. Dit is dan ook de reden waarom dit niet vrijgekomen is bij het ongeval in Fukushima maar wel in Tsjernobyl.



Figuur 2-1: vrijgavesnelheid van fissieproducten in functie van de temperatuur [6]

Om een beter inzicht te hebben in de grootteorden waarin de radionucliden worden uitgestoten, wordt in Tabel 2-2 een overzicht gegeven van de brontermen voor verschillende ongevallen uit het verleden en het kleine incident op de site van het IRE.

Tabel 2-2: Bronterm van gebeurde ongevallen

Tsjernobyl [7]		Fukushima [8]		Three Mile Island [6]		IRE [9]	
Nuclide	A (Bq)	Nuclide	A (Bq)	Nuclide	A (Bq)	Nuclide	A (Bq)
Xe-133	7,3E+18	Xe-133	1,2E+19	Xe-133	3,7E+17	I-131	4,5E+10
I-131	1,705E+18	I-131	1,1E+17	I-131	5E+11		
Te-132	1,32E+18	I-132	3,6E+16				
Cs-137	1,16E+17	Cs-137	1,6E+16				
Sr-90	8E+15						
Pu-239	3E+13						

Naast de bronterm van gebeurde ongevallen zijn er ook probabilistische studies uitgevoerd naar de bronterm van nucleaire ongevallen. Een voorbeeld van zo'n studie is de WASH-1400 uitgevoerd door de Nuclear Regulatory Commission, NRC [10]. Uitgaande van deze studie wordt een 'typische' bronterm opgesteld die doorheen deze thesis zal gebruikt worden als referentie. Tabel 2-3 toont de typische bronterm voor een zeer ernstig nucleair ongeval met een PWR.

Tabel 2-3: Typische bronterm voor een nucleair ongeval met een PWR [10]

Nuclide	A <sub>aanwezig</sub> (Bq)	% vrijgekomen	A <sub>vrijgekomen</sub> (Bq)
Kr-88	2,8E+18	90	2,52E+18
Xe-133	6,7E+18	90	6,03E+18
I-131	3,2E+18	70	2,24E+18
Cs-137	2,4E+17	40	9,6E+16
Te-132	4,8E+18	40	1,92E+18

Een mogelijk scenario voor bv. Doel 3/4 is een breuk in de primaire kring van de reactorkern. Bij deze breuk heeft er geen kernsmelt plaatsgevonden, maar is wel 10% van de splijtstofhulzen gebarsten. De resulterende bronterm voor dit scenario met een emissieduur van 2 uur wordt weergegeven in Tabel 2-4. Ook deze bronterm zal doorheen deze thesis gebruikt worden als referentie. Bij deze bronterm worden conservatief alle aerosolen beschouwd als Cs-137 [11].

Tabel 2-4: Bronterm ongeval scenario Doel 3/4 [11]

Nuclide	A <sub>vrijgekomen</sub> (Bq)	Nuclide	A <sub>vrijgekomen</sub> (Bq)
Kr-85	2,47E+13	I-131	2,98E+14
Kr-85m	2,88E+14	I-132	4,17E+14
Kr-87	7,07E+13	I-133	5,10E+14
Kr-88	4,70E+14	I-134	2,86E+14
Xe-133	5,51E+15	I-135	3,07E+14
Xe-135	2,04E+15	Cs-137	5,60E+15

## 2.1 Fasering nucleair ongeval

Een nucleair ongeval – gevolgd door de emissie van radioactiviteit – kan worden opgedeeld in 3 fasen: vroege fase, tussenfase en herstelfase.

In de vroege fase worden onmiddellijk maatregelen getroffen om het publiek te beschermen tegen eventuele blootstellingen en zal getracht worden om de plaats van het ongeval te stabiliseren. Voorbeelden van zo'n maatregelen zijn:

- evacuatie,
- schuilen,
- inname van jodiumtabletten.

In Tabel 2-5 worden de interventiewaarden weergegeven die opgenomen zijn in het Belgisch noodplan en ICRP 103.

Tabel 2-5: Interventiewaarden in het geval van een nucleair ongeval

Beschermingsmaatregel	België (mSv) [12]	ICRP (mSv) [13]
Schuilen	5-15 <sup>1</sup>	5-50 <sup>2</sup>
Inname stabiel jodium <sup>3</sup>	50	50-500
Evacuatie	50-150 <sup>4</sup>	50-500 <sup>5</sup>

<sup>1</sup>Totale effectieve dosis geïntegreerd over 24 h.

<sup>2</sup>Totale effectieve dosis geïntegreerd over 48 h.

<sup>3</sup>In dit geval de schildklierdosis.

<sup>4</sup>Totale effectieve dosis geïntegreerd over 2 weken } Ondanks de schuilmaatregel

<sup>5</sup>Totale effectieve dosis geïntegreerd over 1 week. }

Enmaal het ongeval gestabiliseerd is, bevindt men zich in de tussenfase van het ongeval. De tussenfase zal blijven doorlopen tot er geen emissie meer plaatsvindt. In deze fase worden de maatregelen die genomen zijn in de vroege fase voortdurend geëvalueerd en indien nodig verlengd of ingetrokken.

De laatste fase van een nucleair ongeval is de herstelfase waarbij getracht wordt om de vroegere levensomstandigheden te herstellen. Hiervoor kunnen lange termijn maatregelen getroffen worden zoals een tijdelijke verhuis of decontaminatie [6].

Dit onderzoek handelt over metingen uitgevoerd door de first responders en zal zich dus situeren in de vroege fase na een ongeval.

## 2.2 Atmosferisch transport

Bij atmosferische emissie zullen radionucliden zich identiek gedragen als andere chemische polluenten. Het enige verschil is dat de radionucliden onderhevig zijn aan radioactief verval met als gevolg de uitzending van ioniserende straling. Het atmosferisch transport van de vrijgekomen radionucliden kan opgedeeld worden in twee delen: dispersie en depositie.

### 2.2.1 Dispersie

Dispersie is het verdunningsproces, door menging met de lucht, dat optreedt wanneer radionucliden getransporteerd worden in de windrichting weg van de bron. Door dit verdunningsproces bepaalt dispersie de atmosferische concentratie, en dus ook de inhalatiedosis die opgelopen kan worden. De belangrijkste factoren die het atmosferisch transport beïnvloeden zijn:

- windsnelheid,
- windrichting,
- atmosferische stabiliteit.

Deze factoren bepalen de dispersie, richting en de spreiding - horizontaal en verticaal - van de pluim. De spreiding van de pluim is omgekeerd evenredig met de atmosferische concentratie. Als

de spreiding van de pluim groot is, zal de atmosferische concentratie laag zijn maar zal er wel een groter gebied gecontamineerd worden. Ook de windsnelheid is omgekeerd evenredig met de atmosferische concentratie: een hogere windsnelheid zal voor een grotere dispersie zorgen en dus ook een lagere totale effectieve dosis [6] [14].

De atmosferische stabiliteit wordt uitgedrukt in 6 Pasquill stabiliteitsklassen, weergegeven in Tabel 2-6.

Tabel 2-6: Pasquill stabiliteitsklassen [15]

Stability class	Definition	Stability class	Definition
A	very unstable	D	neutral
B	unstable	E	slightly stable
C	slightly unstable	F	stable

Surface windspeed		Daytime incoming solar radiation			Nighttime cloud cover	
m/s	mi/h	Strong	Moderate	Slight	> 50%	< 50%
< 2	< 5	A	A – B	B	E	F
2 – 3	5 – 7	A – B	B	C	E	F
3 – 5	7 – 11	B	B – C	C	D	E
5 – 6	11 – 13	C	C – D	D	D	D
> 6	> 13	C	D	D	D	D

Note: Class D applies to heavily overcast skies, at any windspeed day or night

Aan de hand van de onderste tabel kan bepaald worden in welke Pasquill klasse de atmosferische stabiliteit zich bevindt. Hiervoor moet de windsnelheid, de lichtinval overdag of de nachtelijke bewolking gekend zijn. Voor de <sup>41</sup>Ar-metingen in dit onderzoek gebeurt de bepaling van de stabiliteitsklasse op basis van de windsnelheid en de lichtinval overdag.

Met behulp van HotSpot [3] zijn enkele simulaties uitgevoerd om het effect van de weersomstandigheden te bepalen op de pluimdispersie. De resultaten van deze simulaties worden weergegeven in Tabel 2-7.

Tabel 2-7: Pluimdispersie bij verschillende weersomstandigheden voor het ongevalsscenario met Doel 3/4 [eigen simulatie]

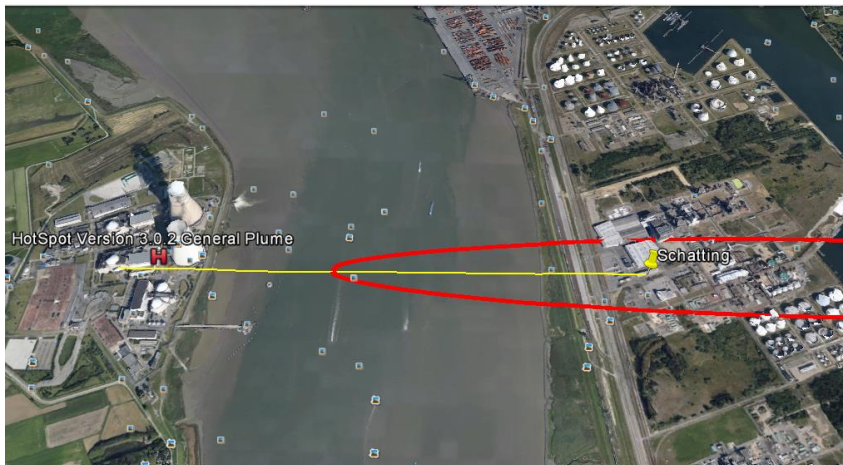
Weersomstandigheden		X <sub>maximale pluimconcentratie</sub> (km)	E <sub>tot, max</sub> (Sv)	t (min)
Stabiliteitsklasse B	v <sub>wind</sub> = 1 m/s	0,44	0,511	5
	v <sub>wind</sub> = 5 m/s	0,44	0,103	1
	v <sub>wind</sub> = 10 m/s	0,44	0,051	<1
Stabiliteitsklasse C	v <sub>wind</sub> = 1 m/s	0,69	0,442	9
	v <sub>wind</sub> = 5 m/s	0,69	0,089	1
	v <sub>wind</sub> = 10 m/s	0,69	0,044	<1
Stabiliteitsklasse D	v <sub>wind</sub> = 1 m/s	1,4	0,252	17
	v <sub>wind</sub> = 5 m/s	1,4	0,051	3
	v <sub>wind</sub> = 10 m/s	1,4	0,025	1

Uit deze resultaten blijkt dat de stabiliteitsklasse vooral een invloed heeft op de afstand waarop de pluimconcentratie maximaal is. Hoe onstabiel de weersomstandigheid, hoe sneller de pluim zal dalen tot op grondniveau.

De windsnelheid heeft geen effect op deze afstand, wel heeft het een effect op de tijd (t) wanneer het deze afstand bereikt. Logischerwijs zal deze afstand sneller bereikt worden als de windsnelheid groter is.

Deze simulaties bevestigen ook hetgeen op de vorige pagina reeds is aangehaald, namelijk dat een grotere windsnelheid zorgt voor een grotere dispersie en dus ook een lagere totale effectieve dosis.

Figuur 2-2 toont de simulatie van een pluimdispersie, met behulp van HotSpot [3], voor een ongevalscenario met Doel 3/4. Op deze figuur wordt een gebied omgeven door een rode omlijning. Binnen dit gebied zal de totale effectieve dosis hoger zijn dan 0,1 Sv bij een blootstellingstijd van 8 h. In het geel is de afstand aangeduid waarop, op basis van de simulatie, de pluimconcentratie maximaal zou zijn.



*Figuur 2-2: Droge pluimdepositie bij verschillende weersomstandigheden voor het ongevalscenario met Doel 3/4 [eigen simulatie]*

### **2.2.2 Depositie**

Depositie is het afzetten van radionucliden, uitgezonderd edelgassen, uit de atmosfeer op het grondoppervlak. Door deze depositie zal de concentratie in de pluim dalen, dit noemt men depletie. De mate waarin deze afzetting zal plaatsvinden is afhankelijk van de fysische en chemische aard, gasvormig of aerosol, van de radionucliden. Een andere belangrijke factor die de afzettingsgraad bepaalt is de ruwheid van het grondoppervlak: naarmate de ruwheid toeneemt zullen meer radionucliden zich afzetten op het grondoppervlak. De afzetting van de radionucliden op de grond zal zorgen voor een externe bestraling vanaf het grondoppervlak.

Er zijn twee soorten depositie mogelijk, namelijk droge en natte depositie. Bij droge depositie zijn de fysicochemische eigenschappen van het radionuclide de belangrijkste factor voor de afzetting op het grondoppervlak. De snelheid waarmee deze droge depositie plaatsvindt wordt uitgedrukt in de depositiesnelheid.

Met behulp van HotSpot zijn enkele simulaties uitgevoerd om het effect van de weersomstandigheden te bepalen op de droge pluimdepositie. HotSpot is een programma dat een zeer snelle schatting maakt van de stralingseffecten geassocieerd met de atmosferische uitstoot van radionucliden. De software is ontworpen voor korte termijn voorspellingen op korte afstanden (<10 km) van de bron. Het programma is speciaal gemaakt voor first responders en noodplanning, maar kan ook gebruikt worden voor veiligheidsanalyses [3].

De resultaten van de simulaties met behulp van HotSpot [3] zijn weergegeven in Tabel 2-8.

*Tabel 2-8: Droge pluimdepositie bij verschillende weersomstandigheden voor het ongevalsscenario met Doel 3/4 [eigen simulatie]*

Weersomstandigheden		$X_{\text{maximale pluimconcentratie}}$ (km)	$C_{\text{grond,max}}$ (kBq/m <sup>2</sup> )	$X_{\text{grond, max}}$ (km)
Stabiliteitsklasse B	$v_{\text{wind}} = 1 \text{ m/s}$	0,44	6,2E+05	0,44
	$v_{\text{wind}} = 5 \text{ m/s}$	0,44	1,2E+05	0,44
	$v_{\text{wind}} = 10 \text{ m/s}$	0,44	6,2E+04	0,44
Stabiliteitsklasse C	$v_{\text{wind}} = 1 \text{ m/s}$	0,69	5,4E+05	0,69
	$v_{\text{wind}} = 5 \text{ m/s}$	0,69	1,1E+05	0,69
	$v_{\text{wind}} = 10 \text{ m/s}$	0,69	5,5E+04	0,69
Stabiliteitsklasse D	$v_{\text{wind}} = 1 \text{ m/s}$	1,4	3,1E+05	1,4
	$v_{\text{wind}} = 5 \text{ m/s}$	1,4	6,3E+04	1,4
	$v_{\text{wind}} = 10 \text{ m/s}$	1,4	3,1E+04	1,4

Zoals verwacht blijkt uit de resultaten dat de afzetting op het grondoppervlak, bij droge depositie, het grootste is op de plaats waar de pluimconcentratie maximaal is. Hierdoor zal op deze plaats de hoogste dosis opgelopen worden, indien er geen regenval is.

Bij natte depositie katalyseert de regen het afzettingsproces van de radionucliden op het grondoppervlak. Door de regen zullen 10-100 keer meer radionucliden zich afzetten op het grondoppervlak dan bij droge depositie. Ook zal de variatie groter zijn en dus minder voorspelbaar.

In tegenstelling tot Tabel 2-8 is bij de simulaties in Tabel 2-9 wel rekening gehouden met natte pluimdepositie.

Tabel 2-9: Natte pluimdepositie bij verschillende weersomstandigheden voor het ongevalsscenario met Doel 3/4 (regenval: 10 mm/h) [eigen simulatie]

Weersomstandigheden		X <sub>maximale pluimconcentratie</sub> (km)	C <sub>grond,max</sub> (kBq/m <sup>2</sup> )	x <sub>grond, max</sub> (km)
Stabiliteitsklasse B	v <sub>wind</sub> = 1 m/s	0,44	3,4E+09	< 0,01
	v <sub>wind</sub> = 5 m/s	0,44	6,8E+08	< 0,01
	v <sub>wind</sub> = 10 m/s	0,44	3,4E+08	< 0,01
Stabiliteitsklasse C	v <sub>wind</sub> = 1 m/s	0,60	4,7E+09	< 0,01
	v <sub>wind</sub> = 5 m/s	0,69	9,4E+08	< 0,01
	v <sub>wind</sub> = 10 m/s	0,69	4,7E+08	< 0,01
Stabiliteitsklasse D	v <sub>wind</sub> = 1 m/s	1,0	5,8E+09	< 0,01
	v <sub>wind</sub> = 5 m/s	1,3	1,2E+09	< 0,01
	v <sub>wind</sub> = 10 m/s	1,2	5,8E+08	< 0,01

Uit de simulaties waarbij rekening gehouden wordt met natte depositie blijkt dat dit inderdaad een effect heeft op de pluimdepositie. In tegenstelling tot bij droge depositie zal de grootste oppervlaktecontaminatie bekomen worden op een afstand korter dan 100 m van het ongeval. De grootste oppervlaktecontaminatie zal dus niet meer voorkomen op de plaats waar de pluimconcentratie maximaal is. Uit de resultaten blijkt tevens ook dat deze plaats varieert binnen dezelfde stabiliteitsklasse wanneer er natte depositie plaatsvindt. De pluim zal in tegenstelling tot bij droge depositie sneller tot op grondniveau dalen.

Na afzetting op de grond kunnen de radionucliden ook terug opwaaien in de lucht, dit noemt men resuspensie (deze bijdrage aan de totale effectieve dosis is meestal erg beperkt). Stralingsbelasting ten gevolge van ingestie – opname van radionucliden via voedsel – kan ook voorkomen na depositie van radionucliden op de grond. In dit onderzoek wordt enkel rekening gehouden met dosissen die opgelopen worden in de vroege fase na een nucleair ongeval. Om deze reden wordt er geen rekening gehouden met eventuele resuspensie- of ingestiedosis [6] [14].

Met HotSpot zijn de deposities gesimuleerd op verschillende afstanden voor verschillende ongevalsscenario's. De resultaten van deze simulaties worden weergegeven in Tabel 2-10.



Tabel 2-10: Lucht- ( $C_{lucht}$ ) en grondconcentraties ( $C_{grond}$ ) op verschillende afstanden voor verschillende ongevalsscenario's [eigen simulatie]

Ongevalscenario	1 km		10 km		100 km	
	$C_{lucht}$ (Bq*s/m <sup>3</sup> )	$C_{grond}$ (kBq/m <sup>2</sup> )	$C_{lucht}$ (Bq*s/m <sup>3</sup> )	$C_{grond}$ (kBq/m <sup>2</sup> )	$C_{lucht}$ (Bq*s/m <sup>3</sup> )	$C_{grond}$ (kBq/m <sup>2</sup> )
Fukushima	5,9E+13	2,3E+06	6,4E+12	2,4E+05	4,9E+11	1,5E+04
Tsjernobyl	7,6E+13	6,0E+07	5,8E+12	5,1E+06	4,1E+11	3,4E+05
Three mile island	1,8E+12	7,2E+00	2,0E+11	7,7E-01	1,5E+10	5,3E-02
IRE	2,2E+05	6,5E-01	2,3E+04	6,9E-02	1,6E+03	4,8E-03
Doel	3,8E+10	5,4E+04	7,6E+09	1,0E+04	5,2E+08	7,0E+02
Typische bronterm	2,6E+13	1,7E+07	5,2E+12	3,4E+06	3,5E+11	2,4E+05

Uit deze resultaten blijkt dat in deze ongevalsscenario's de  $C_{lucht}$  telkens ongeveer een factor  $10^6$  groter is dan de  $C_{grond}$ , uitgezonderd bij het ongeval in Three mile island. Verklaring hiervoor is dat bij dit ongeval vooral  $^{133}\text{Xe}$  in grote hoeveelheden uitgestoten is. Omdat dit een edelgas is zal het zich dus niet afzetten op het grondoppervlak.

## 2.3 Blootstellingswegen

De wijze waarop een persoon blootgesteld kan worden aan straling kan ingedeeld worden in twee grote categorieën: interne en externe blootstelling. De categorie interne blootstelling wordt nog verder verdeeld in inhalatie en ingestie. Wolk- en grondstraling zijn de externe blootstellingen waaraan een persoon kan blootgesteld zijn.

In dit onderzoek worden 3 verschillende blootstellingssituaties bekeken:

- de pluim bevindt zich in de lucht, de personen worden enkel blootgesteld aan externe straling afkomstig uit de pluim;
- de pluim bevindt zich op grondniveau, de personen worden blootgesteld aan externe straling en inhalatie. De externe straling in deze situatie is afkomstig van de pluim en van de grond;
- de pluim is gepasseerd, de personen zijn enkel nog maar blootgesteld aan straling afkomstig van de radionucliden afgezet op het grondoppervlak.

### **2.3.1 Inhalatie**

Inhalatie is de blootstelling aan straling door de aanwezigheid van radionucliden in de ingeademde lucht uit de pluim. Na passage van de pluim zal geen inhalatie meer mogelijk zijn, uitgezonderd na resuspensie. Afhankelijk van de chemische eigenschappen van het radionuclide kan het opgenomen worden in het lichaam. Door deze opname in het lichaam zal het radionuclide na inhalatie dus nog steeds bijdragen tot de effectieve dosis.

Via de longen en de luchtwegen kunnen de geïnhaleerde radionucliden getransporteerd worden doorheen het lichaam. Tijdens dit transport zullen bepaalde radionucliden zich vastzetten op specifieke organen, met als gevolg de bestraling van dit orgaan voor een onbepaalde tijd. De bron van ioniserende straling bevindt zich dus zeer dicht bij de stralingsgevoelige organen. Om deze reden is de inhalatiedosis, vooral in de vroege fase, zeer invloedrijk op de opgelopen effectieve dosis.

De dosis die opgelopen wordt ten gevolge van inhalatie is afhankelijk van enkele factoren, namelijk van [6]:

- de atmosferische concentratie;
- het volume geïnhaleerde lucht per tijdseenheid;
- de blootstellingstijd;
- het fysiologisch gedrag van het radionuclide;
- het soort straling uitgezonden door het radionuclide.

### **2.3.2 Grond- en wolkstraling**

Grondstraling is de blootstelling aan externe ioniserende straling afkomstig van radionucliden afgezet op het grondoppervlak. De afgezette radionucliden zullen – afhankelijk van hun halveringstijd – gedurende een lange periode een bron zijn van ioniserende straling.

Bij wolkstraling is de externe ioniserende straling afkomstig van de radionucliden in de pluim. Wolkstraling zal dus enkel maar relevant zijn in de vroege fase na het ongeval wanneer de pluim nog niet gepasseerd is.

In tegenstelling tot bij inhalatie zal  $\alpha$ -straling niet de meest schadelijke soort straling zijn omwille van de beperkte dracht in lucht en de huid. Bij grond- en wolkstraling dient er dus enkel rekening gehouden te worden met  $\beta$ - en  $\gamma$ -straling.

### **2.3.3 Ongeval simulaties**

Met HotSpot is voor verschillende ongevalsscenario's de effectieve dosis bepaald voor verschillende blootstellingswegen. De resultaten van deze simulatie op een afstand van 1 km van het ongeval worden weergegeven in Tabel 2-11.

Tabel 2-11: Effectieve dosissen ten gevolge van verschillende blootstellingswegen voor verschillende ongevalsscenario's op een afstand van 1 km [eigen simulatie]

Ongevalseenario	1 km			
	$E_{inh}$ (Sv)	$E_{wolk}$ (Sv)	$E_{grond,8h}$ (Sv)	$E_{tot}$ (Sv)
Fukushima	1,8E+00	1,2E-01	3,3E-02	2,0E+00
Tsjernobyl	3,7E+01	2,9E-01	4,1E-01	3,8E+01
Three mile island	7,1E-06	2,9E-03	7,7E-08	2,9E-03
IRE	6,4E-07	3,9E-09	6,9E-09	6,5E-07
Doel	4,2E-02	8,9E-04	8,9E-04	4,4E-02
Typische bronterm	3,3E+01	1,5E+00	3,7E-01	3,5E+01

Uit deze resultaten kan reeds afgeleid worden dat inhalatie in de vroege fase van een ongeval de grootste bijdrage levert tot de totale effectieve dosis, uitgezonderd in het geval van Three mile island. Om dit nog duidelijker te maken wordt met behulp van onderstaande formule de procentuele bijdrage tot de effectieve dosis uitgerekend:

$$procentuele\ bijdrage\ (\%) = \frac{E_{inh/wolk/grond}}{E_{tot}} * 100\%$$

De resultaten van deze berekeningen worden weergegeven in Tabel 2-12.

Tabel 2-12: Procentuele bijdrage tot de totale effectieve dosis op een afstand van 1 km [eigen simulatie]

Ongevalseenario	1 km		
	Inhalatie (%)	Wolkstraling (%)	Grondstraling (%)
Fukushima	92,1	6,2	1,7
Tsjernobyl	98,2	0,8	1,1
Three mile island	0,2	99,7	0,0
IRE	98,3	0,6	1,1
Doel	95,9	2,0	2,0
Typische bronterm	94,7	4,2	1,0

Uit deze resultaten blijkt dat in de meeste gevallen >95% van de totale effectieve dosis in de vroege fase een gevolg is van inhalatie. Enkel wanneer de atmosferische concentratie gedomineerd wordt door edelgassen zal dit niet het geval zijn maar zal wolkstraling de dominante factor zijn.

Voor first responders is het dus zeer belangrijk om, snel en efficiënt, te kunnen bepalen of ze zich in de pluin bevinden en dus inhalatie mogelijk is.



### 3 DOSISBEPALING

In dit hoofdstuk worden eerst de verschillende dosimetrische grootheden besproken, alvorens over te gaan op de formules voor de dosisbepaling bij specifieke blootstellingswegen.

De  $\beta$ - ( $E_{\beta}$ ) en  $\gamma$ -energie ( $E_{\gamma}$ ) van de gebruikte radionucliden in het hoofdstuk worden weergegeven in Tabel 3-1. De  $E_{\beta}$ -waarde voorgesteld in deze tabel is telkens de eindpuntsenergie van dit radionuclide. Het merendeel van deze radionucliden zenden  $\beta$ 's of  $\gamma$ 's uit met verschillende energieën. In deze tabel is enkel de meest voorkomende energie opgenomen. Eén van deze radionucliden zendt ook  $\alpha$ 's uit, namelijk  $^{239}\text{Pu}$ . De  $E_{\alpha}$  die het meeste voorkomt is 5,16 MeV.

Tabel 3-1:  $\beta$ - en  $\gamma$ -energie van de gebruikte radionucliden [16]

Nuclide	$E_{\beta}$ (keV)	$E_{\gamma}$ (keV)	Nuclide	$E_{\beta}$ (keV)	$E_{\gamma}$ (keV)
Kr-85	687,1	514,0	I-133	1241,1	529,9
Kr-87	3484,2	402,6	I-134	1302,6	847,0
Kr-88	520,8	2392,1	I-135	1387,6	1260,4
Xe-133	346,3	81,0	Cs-137	514,0	661,7
Xe-135	901,2	249,8	Te-132	215,1	228,2
Ar-41	1198,0	1293,7	Sr-90	546,0	/
I-131	606,3	364,5	Pu-239	/	51,6
I-132	2139,6	667,7	Ba-133	/	356,013

Uit bovenstaande tabel blijkt dat niet elk radionuclide zowel  $\beta$ 's als  $\gamma$ 's uitzendt. Voor deze radionucliden zal de, in dit onderzoek onderzochte methode, niet bruikbaar zijn.

#### 3.1 Dosimetrische grootheden

Bij het uitzenden van straling wordt er door middel van interacties energie overgedragen naar het absorberend medium. Deze overdracht van energie noemt men de stralingsdosis of kortweg dosis. Deze grootheid houdt echter geen rekening met:

- het verschil in energie-overdracht bij de verschillende soorten straling;
- de verschillende soorten absorberende mediums;
- de massa van het absorberend medium [17].

##### 3.1.1 Geabsorbeerde dosis

De geabsorbeerde dosis  $D$  wordt gedefinieerd als de gemiddelde hoeveelheid overgedragen energie, ten gevolge van ioniserende straling, per eenheid van massa.

$$D = \frac{d\bar{\epsilon}}{dm}$$

De SI-eenheid van de geabsorbeerde dosis is gray (Gy). De eenheid gray wordt gedefinieerd als de energie-overdracht van 1 J per kilogram van het absorberend medium.

$$1 \text{ Gy} = 1 \frac{\text{J}}{\text{kg}}$$

### 3.1.2 Equivalente dosis

Omdat de grootte geabsorbeerde dosis nog steeds geen rekening houdt met het verschil in energie-overdracht bij de verschillende soorten straling wordt een andere grootte ingevoerd, namelijk de equivalente dosis H. Bij de equivalente dosis worden stralingsgewichtsfactoren  $w_R$  in rekening gebracht om te corrigeren voor het verschil in energie-overdracht. Zo zal  $\alpha$ -straling een hogere energie-overdracht veroorzaken en dus ook een grotere bijdrage leveren tot de equivalente dosis.

$$H_{T,R} = w_R * D_{T,R}$$

$H_{T,R}$  = equivalente dosis in het weefsel T door straling R

$D_{T,R}$  = geabsorbeerde dosis in het weefsel T door straling R

De totale equivalente dosis  $H_T$  is de som van alle  $H_{T,R}$  voor alle soorten straling.

$$H_T = \sum w_R * D_{T,R}$$

De equivalente dosis wordt uitgedrukt in Sievert (Sv), net zoals de gray gelijk aan de energie-overdracht van 1 J per kilogram van het absorberend medium.

Uit Tabel 3-2 blijkt dat er geen verschil is in energie-overdracht tussen  $\beta$ - en  $\gamma$ -straling. Voor  $\alpha$ -straling blijkt het verschil een factor 20 te zijn ten opzicht van  $\beta$ - of  $\gamma$ -straling.

Tabel 3-2: Stralingsgewichtsfactoren uit de ICRP 103 [13] [18]

Radiation type	Radiation weighting factor, $w_R$
Photons	1
Electrons <sup>a</sup> and muons	1
Protons and charged pions	2
Alpha particles, fission fragments, heavy ions	20
Neutrons	A continuous function of neutron energy

### 3.1.3 Effectieve dosis

De effectieve dosis E voert een extra correctie toe aan de equivalente dosis voor het verschil in absorberend medium. Deze correctie noemt men weefselgewichtsfactoren  $w_T$ . Een weefselgewichtsfactor is de verhouding, van de relatieve kans op een fataal stochastisch effect, tussen de organdosis en totale lichaamsbestraling.

$$E = \sum_T (w_T * H_T)$$

Tabel 3-3 geeft de weefselgewichtsfactoren weer voor alle stralingsgevoelige organen en weefsels in het menselijk lichaam.

Tabel 3-3: Weefselgewichtsfactoren uit de ICRP 103 [13] [19]

Tissue	$w_T$	$\sum w_T$
Bone marrow (red), Colon, Lung, Stomach, Breast, Remainder tissues*	0.12	0.72
Gonads	0.08	0.08
Bladder, Oesophagus, Liver, Thyroid	0.04	0.16
Bone Surface, Brain, Salivary glands, Skin	0.01	0.04
	Total	1.00

\* Remainder tissues: Adrenals, Extrathoracic (ET) region, Gall bladder, Heart, Kidneys, Lymphatic nodes, Muscle, Oral mucosa, Pancreas, Prostate(♂), Small intestine, Spleen, Thymus, Uterus/cervix(♀).

### 3.1.4 Effectieve volg dosis

In tegenstelling tot externe straling, waarbij er enkel een dosis opgelopen wordt tijdens de bestraling, zal bij inhalatie de dosis worden opgelopen gespreid over meerdere jaren. Deze gespreide dosis distributie is een gevolg van het radioactief verval van de geïnhaleerde radionucliden. De effectieve dosis die opgelopen wordt zal daarom afhankelijk zijn van 3 factoren, namelijk:

- de halveringstijd van het radionuclide;
- de distributie in het lichaam;
- de uitscheiding van het radionuclide.

Deze drie factoren bepalen de effectieve dosis coëfficiënt  $e_{50}$  waarmee de activiteit van het radionuclide vermenigvuldigd wordt om de totale effectieve dosis  $E_{50/70}$  na een periode van 50 jaar (volwassenen) of 70 jaar (kinderen) te kennen [20].

$$E_{50/70} = e_{50/70} * A_{radionuclide}$$

## 3.2 Inhalatiedosis

De inhalatiedosis is de dosis die opgelopen wordt door inhalatie van radionucliden uit de pluim. Met behulp van onderstaande formule kan de equivalente inhalatiedosis specifiek berekend worden voor één orgaan. Het meest belangrijke orgaan voor inhalatie is de schildklier [21].

$$H_{thy} = \sum_{i=1}^n \bar{C}_{a,i} * CF_{thy,i} * T_e$$

$H_{thy}$  = Tijdsgeïntegreerde equivalente dosis voor de schildklier [mSv]

$\bar{C}_{a,i}$  = Gemiddelde concentratie van radionuclide i in de lucht [kBq/m<sup>3</sup>]

$CF_{thy,i}$  = Schildklier conversiefactor voor radionuclide i bij een ademhalingsfrequentie van 1,5 m<sup>3</sup>/h [(mSv/h)/(kBq/m<sup>3</sup>)]

$T_e$  = Blootstellingstijd aan de pluim[h]

In Tabel 3-4 worden de conversiefactoren voor de schildklierdosis weergegeven voor radionucliden die vrij kunnen komen in een ongevalsscenario.

Tabel 3-4: Schildklier conversiefactoren  $CF_{thy}$  [21]

Nuclide	$CF_{thy} ((mSv/h)/(kBq/m^3))$
Te-132	3,80E-02
I-131	2,30E-01
I-132	2,10E-03
I-133	4,20E-02
I-134	3,90E-04
I-135	8,60E-03

In tegenstelling tot in bovenstaande formule, kan er ook een effectieve inhalatiedosis berekend worden. Hiervoor worden de conversiefactoren uit Tabel 3-5 gebruikt. De formule ziet er dan als volgt uit:

$$E_{inh} = \sum_{i=1}^n \bar{C}_{a,i} * CF_{inh,i} * T_e$$

$E_{inh}$  = Tijdsgeïntegreerde effectieve inhalatiedosis [mSv]

$CF_{inh,i}$  = Inhalatie conversiefactor voor radionuclide i bij een ademhalingsfrequentie van 1,5 m<sup>3</sup>/h [(mSv/h)/(kBq/m<sup>3</sup>)]

Tabel 3-5: Inhalatie conversiefactoren  $CF_{inh}$  [21]

Nuclide	$CF_{inh} ((mSv/h)/(kBq/m^3))$	Nuclide	$CF_{inh} ((mSv/h)/(kBq/m^3))$
Kr-85	/	I-133	2,30E-03
Kr-87	/	I-134	8,30E-05
Kr-88	/	I-135	4,80E-04
Xe-133	/	Cs-137	5,90E-02
Xe-135	/	Te-132	3,00E-03
Ar-41	/	Sr-90	2,40E-01
I-131	1,10E-02	Pu-239	1,80E+02
I-132	1,70E-04	Ba-133	1,50E-02

Voor de edelgassen Kr, Xe en Ar is er geen  $CF_{inh}$  opgenomen in de tabel omdat edelgassen niet bijdragen tot de inhalatiedosis. De radionucliden die de grootste bijdrage leveren tot de inhalatiedosis zijn de isotopen van I (70%). Specifiek voor de schildklierdosis is dit <sup>131</sup>I (65%) en <sup>133</sup>I (25%) [6].



### 3.3 Grondstralingsdosis

De grondstralingsdosis is de dosis die opgelopen wordt ten gevolge van ioniserende straling, uitgezonden door radionucliden die door middel van depositie uit de pluim op het grondoppervlak worden afgezet. Met behulp van onderstaande formule kan de grondstralingsdosis berekend worden:

$$E_{grond} = T_e * \sum_{i=1}^n \bar{C}_{g,i} * CF_{grond}$$

$E_{grond}$  = Effectieve grondstralingsdosis [Sv]

$\bar{C}_{g,i}$  = Gemiddelde concentratie van radionuclide i in het grondoppervlak [Bq/m<sup>2</sup>]

$CF_{grond}$  = Grondstraling conversiefactor voor radionuclide i [(Sv\*m<sup>2</sup>)/(Bq\*s)]

$T_e$  = Blootstellingstijd aan grondstraling [s]

In Tabel 3-6 worden de grondstraling conversiefactoren weergegeven voor radionucliden die vrij kunnen komen in een ongevalsscenario.

Tabel 3-6: Grondstraling conversiefactoren  $CF_{grond}$  [3]

Nuclide	$CF_{grond}$ (Sv*m <sup>2</sup> /Bq*s)	Nuclide	$CF_{grond}$ (Sv*m <sup>2</sup> /Bq*s)
Kr-85	2,64E-18	I-133	5,97E-16
Kr-87	7,32E-16	I-134	2,53E-15
Kr-88	1,74E-15	I-135	1,47E-15
Xe-133	4,61E-17	Cs-137	5,55E-16
Xe-135	2,42E-16	Te-132	2,28E-16
Ar-41	1,20E-15	Sr-90	5,62E-18
I-131	3,76E-16	Pu-239	4,82E-19
I-132	2,21E-15	Ba-133	3,97E-16

De bijdrage tot de effectieve grondstralingsdosis in de vroege fase (integratie over 7 dagen) wordt gedomineerd door <sup>132</sup>Te en isotopen van I. De belangrijkste radionucliden die bijdragen tot de grondstralingsdosis, opgelopen gedurende de volledige levensduur, zijn isotopen van cesium [6].

### 3.4 Wolkstralingsdosis

De wolkstralingsdosis is de dosis die opgelopen wordt ten gevolge van ioniserende straling, uitgezonden door radionucliden in de pluim. Met behulp van onderstaande formule kan de effectieve wolkstralingsdosis berekend worden:

$$E_{wolk} = T_e * \sum_{i=1}^n \bar{C}_{a,i} * CF_{wolk,i}$$

$E_{wolk}$  = Effectieve wolkstralingsdosis [mSv]

$\bar{C}_{a,i}$  = Gemiddelde concentratie van radionuclide i in de lucht [kBq/m<sup>3</sup>]

$CF_{wolk,i}$  = Wolkstraling conversiefactor voor radionuclide i [(mSv/h)/(kBq/m<sup>3</sup>)]

$T_e$  = Blootstellingstijd aan de pluim [h]

In Tabel 3-7 worden de wolkstraling conversiefactoren weergegeven voor radionucliden die vrij kunnen komen in een ongevalsscenario.

Tabel 3-7: Wolkstraling conversiefactoren  $CF_{wolk}$  [21]

Nuclide	$CF_{wolk} ((mSv/h)/(kBq/m^3))$	Nuclide	$CF_{wolk} ((mSv/h)/(kBq/m^3))$
Kr-85	4,80E-07	I-133	1,30E-04
Kr-87	1,90E-04	I-134	5,90E-04
Kr-88	4,80E-04	I-135	3,50E-04
Xe-133	7,40E-06	Cs-137	1,30E-04
Xe-135	5,20E-05	Te-132	4,40E-05
Ar-41	/	Sr-90	/
I-131	8,10E-05	Pu-239	1,70E-08
I-132	5,20E-04	Ba-133	7,80E-05

Voor <sup>41</sup>Ar is er geen  $CF_{wolk}$  opgenomen in deze tabel omdat deze niet was opgenomen in de publicatie van het IAEA. In HotSpot is voor <sup>41</sup>Ar wel een  $CF_{wolk}$  opgenomen, namelijk  $6,5 \cdot 10^{-14} \frac{Sv \cdot m^3}{Bq \cdot s}$ .

Opgelet, indien deze conversiefactor gebruikt wordt, dient er rekening gehouden te worden met het verschil in eenheden. Voor <sup>90</sup>Sr is er geen  $CF_{wolk}$  opgenomen omdat het, omwille van de afwezigheid van  $\gamma$ -straling, niet bijdraagt tot de wolkstralingsdosis. De  $\beta$ 's uitgezonden door <sup>90</sup>Sr zullen echter wel bijdragen tot de opgelopen huiddosis, maar dit wordt in deze thesis niet verder behandeld. De bijdrage tot de wolkstralingsdosis is voor 85% afkomstig van isotopen van I (35%) en <sup>88</sup>Kr (50%) [6].

### 3.5 Totale effectieve dosis

De totale effectieve dosis is de som van alle effectieve dosissen, ten gevolge van verschillende blootstellingswegen. In de vroege fase van een ongevalsscenario dient er nog geen rekening gehouden te worden met ingestie of resuspensie. De formule van de totale effectieve dosis ziet er dus uit als volgt:

$$E_{tot} = E_{inh} + E_{wolk} + E_{grond}$$

## 4 "PLUME SURVEY" METHODE

De "plume survey" methode is gepubliceerd in 1999 door het IAEA, in IAEA-TECDOC-1092 "Generic procedures for monitoring in a nuclear or radiological emergency" [1]. De methode is ontwikkeld voor first responders om een indicatie te krijgen over de blootstellingssituatie waarin ze zich bevinden. Voor hen is het belangrijk om de blootstellingssituatie zo snel mogelijk te kennen, zodat eventuele beschermingsmaatregelen getroffen kunnen worden. Om deze reden is het nemen en analyseren van een luchtstaal niet zo geschikt voor first responders.

De methode is eenvoudig en gebruikt detectoren die tot de standaard uitrusting behoren van interventieploegen, typisch 100 cm<sup>2</sup> ZnS scintillatiedetectoren. Deze methode is gebaseerd op het grote verschil in de dracht tussen  $\beta$ - en  $\gamma$ -straling in lucht.

### 4.1 Dracht

Door interacties met het aanwezige medium zal na een bepaalde afgelegde weg de energie van het invallende deeltje of foton volledig overgedragen zijn, de afstand noemt men de dracht R. Het verschil in dracht tussen de verschillende soorten straling is afkomstig van het verschil in energie-overdracht per interactie met het medium.

#### 4.1.1 $\alpha$ -dracht

Bij zware geladen deeltjes, zoals  $\alpha$ -deeltjes, wordt de volledige energie nagenoeg overgedragen in één interactie met het medium. Hierdoor volgen de zware geladen deeltjes een rechte lijnige weg doorheen het medium, met als gevolg dat de penetratiediepte ongeveer gelijk is aan de dracht.

De dracht van  $\alpha$ -deeltjes kan bepaald worden uit onderstaande formule [22]:

$$R_{\alpha} = aE^n$$

a = afhankelijk van het invallend deeltje en het trefmateriaal

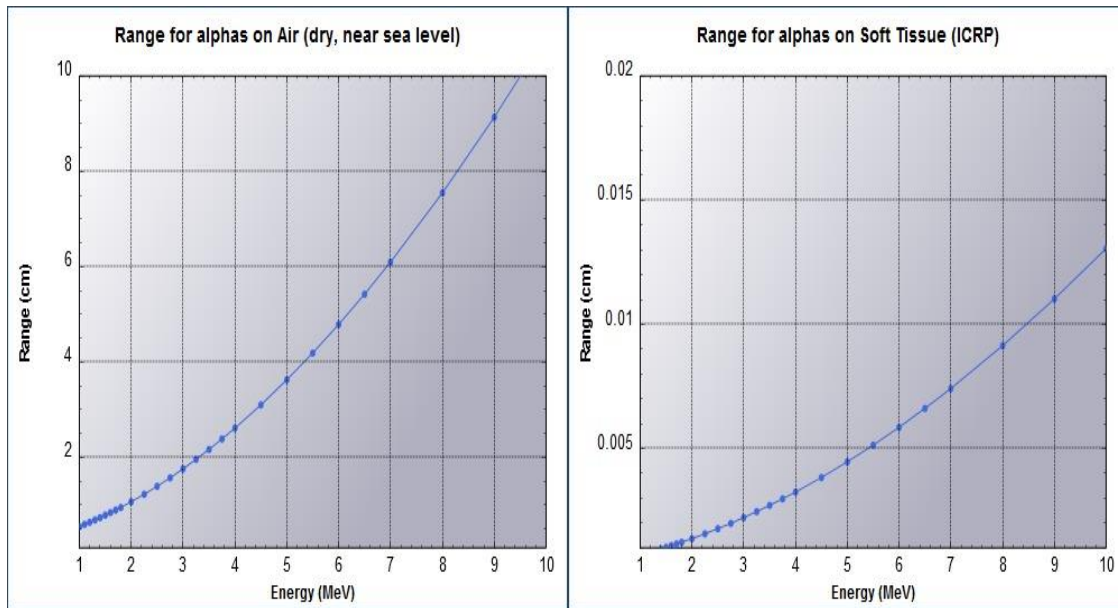
E = energie van het invallend  $\alpha$  – deeltje in MeV

n = constante gelijk aan 1,5

Voorbeeld:  $\alpha$ -dracht van <sup>239</sup>Pu in lucht

$$R_{\alpha} = 3,2 \cdot 10^{-3} \frac{m}{MeV} * (5,156650 MeV)^{1,5} = 0,037 m = 3,7 cm$$

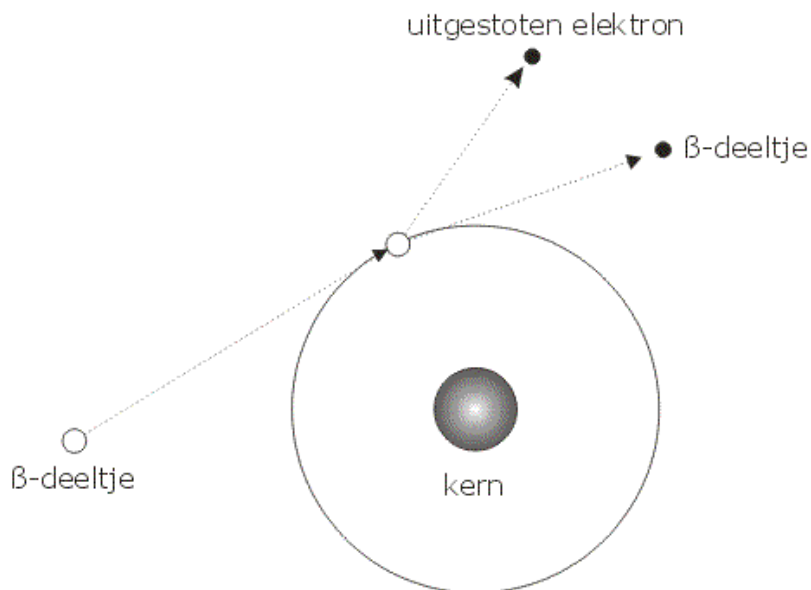
De energie van  $\alpha$ -deeltjes ligt meestal tussen 4-8 MeV. De dracht van  $\alpha$ -deeltjes in lucht is meestal enkele centimeter, in weefsel is dit slechts enkele millimeter. Om deze reden is  $\alpha$ -straling dus enkel belangrijk wanneer het afkomstig is van geïnhaleerde radionucliden. De dracht in lucht en weefsel ten opzichte van de  $\alpha$ -energie is berekend via Nucleonica [23], het resultaat hiervan is weergegeven in Figuur 4-1.



Figuur 4-1: Dracht in lucht en weefsel t.o.v. de energie van het  $\alpha$ -deeltje [23]

#### 4.1.2 $\beta$ -dracht

Bij  $\beta$ -deeltjes wordt de volledige energie overgedragen in meervoudige interacties met elektronen uit het medium. Figuur 4-2 toont de interactie van een  $\beta$ -deeltje met een elektron uit het medium.



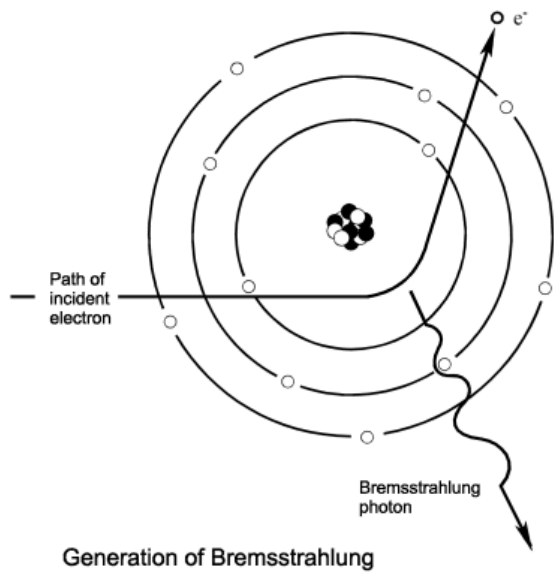
Figuur 4-2: Ionisatie door  $\beta$ -interactie [24]

Door deze meervoudige interacties zal de afgelegde weg niet meer rechtlijnig zijn, maar eerder zigzag. Hierdoor zal de penetratiediepte niet meer gelijk zijn aan de dracht van de  $\beta$ -deeltjes. Met PENELOPE [25] werd de  $\beta$ -dracht voor  $^{137}\text{Cs}$  in lucht gesimuleerd, zie Figuur 4-3.



Figuur 4-3:  $\beta$ -dracht in lucht voor  $^{137}\text{Cs}$  [eigen simulatie met PENELOPE [25]]

Volgens Figuur 4-3 worden er bij de dracht van  $\beta$ 's in lucht ook  $\gamma$ -straling geproduceerd. In werkelijkheid is dit geen  $\gamma$ -straling maar X-straling. Deze X-straling wordt geproduceerd wanneer een energetisch elektron het elektrisch veld van een kern nadert. Onder invloed van dit elektrisch veld wordt het elektron afgeremd en afgebogen. Hierdoor verliest het een deel van zijn energie. Deze energie gaat verloren onder de vorm van het uitzenden van X-straling, dit noemt men Bremsstrahlung. Figuur 4-4 toont de vorming van Bremsstrahlung.



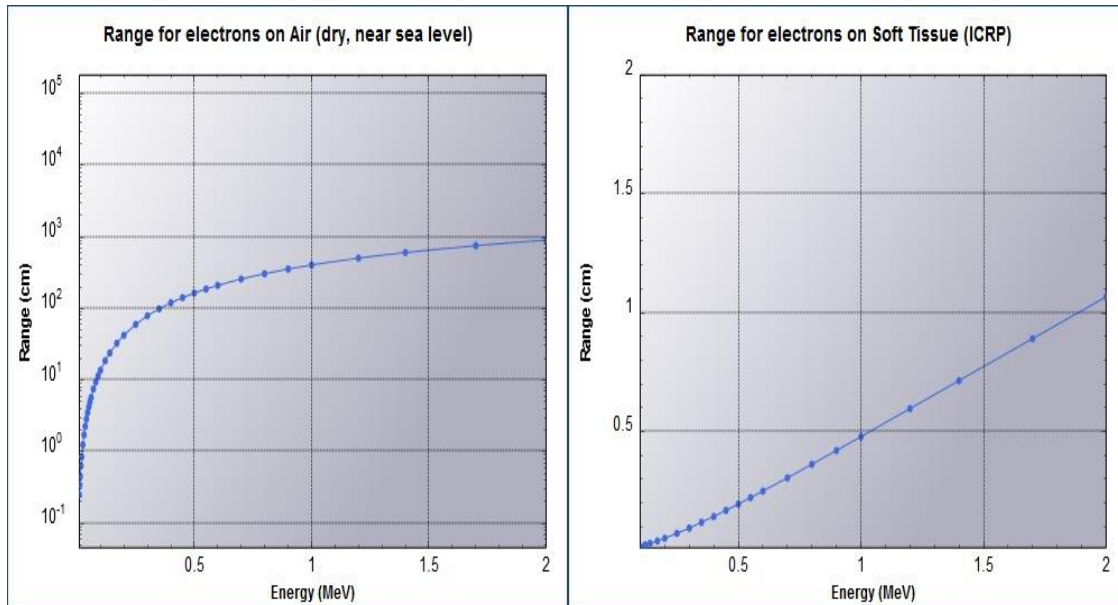
Figuur 4-4: Bremsstrahlung [26]

De dracht van  $\beta$ -deeltjes ( $R_\beta$ ) in de lucht kan berekend worden met behulp van onderstaande formule en de tabel in Bijlage 2:

$$R_\beta = \frac{\text{CSDA range}}{\rho_{\text{lucht}}}$$

CSDA range = nauwkeurige benadering van de gemiddelde dracht van een  $\beta$  – deeltje  
 $\rho_{\text{lucht}}$  = dichtheid van lucht

De energie van  $\beta$ -deeltjes ligt meestal tussen 0,1-2 MeV. De dracht van  $\beta$ -deeltjes in lucht is meestal enkele meter, in weefsel is dit tussen de 0,1-1 cm. De dracht in lucht en weefsel is uitgezet met behulp van Nucleonica [23], ten opzichte van de  $\beta$ -energie in Figuur 4-5.



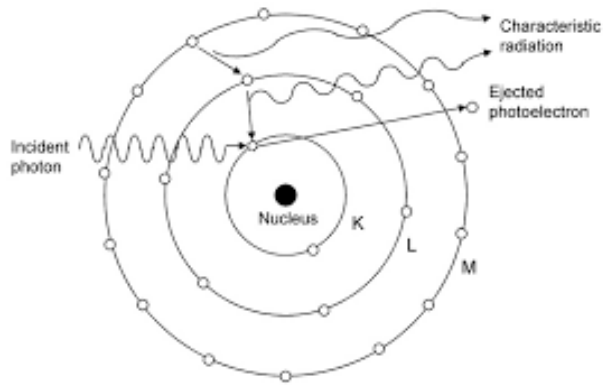
Figuur 4-5: Dracht in lucht en weefsel t.o.v. de energie van het  $\beta$ -deeltje [23]

### 4.1.3 $\gamma$ -dracht

Bij  $\gamma$ -straling vindt er energieverlies plaats op drie verschillende manieren, namelijk:

#### 1. Foto-elektrische absorptie (FEA):

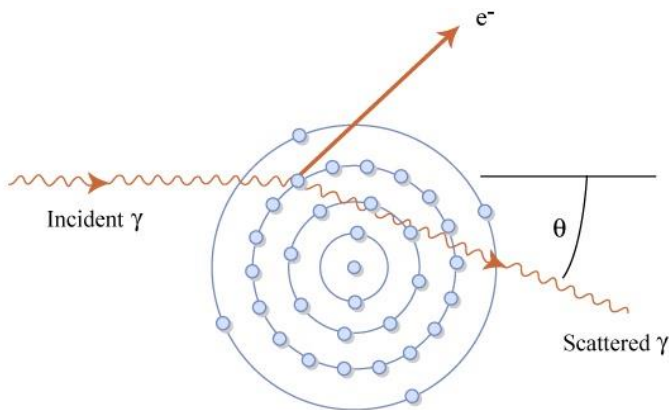
Bij foto-elektrische absorptie wordt al de energie van het invallend foton overgedragen op een elektron dat gebonden is aan een atoom. Door deze overgedragen energie bezit het elektron genoeg energie om de bindingsenergie te overwinnen, met als gevolg dat het loskomt van het atoom. Indien de energie van het invallend foton groter was dan de bindingsenergie zal de overschot aan energie gebruikt worden als kinetische energie voor het uitgezonden elektron. Het ontstane gat in de elektronenschil zal dan vervolgens opgevuld worden door een elektron uit een hoger gelegen schil met de uitzending van karakteristieke X-straling als gevolg, zie Figuur 4-6.



Figuur 4-6: Foto-elektrische absorptie [27]

## 2. Compton strooiing

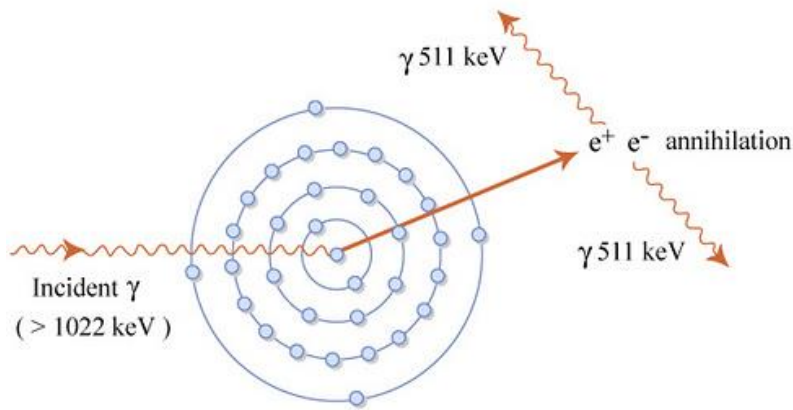
Bij Compton strooiing wordt slechts een gedeelte van de energie van het invallend foton overgedragen op een elektron dat gebonden is aan een atoom. De overgedragen energie moet groot genoeg zijn om de bindingsenergie van het elektron te overwinnen. De overgebleven energie wordt als foton onder een bepaalde strooiingshoek  $\theta$  verstrooid, zie Figuur 4-7.



Figuur 4-7: Compton strooiing [28]

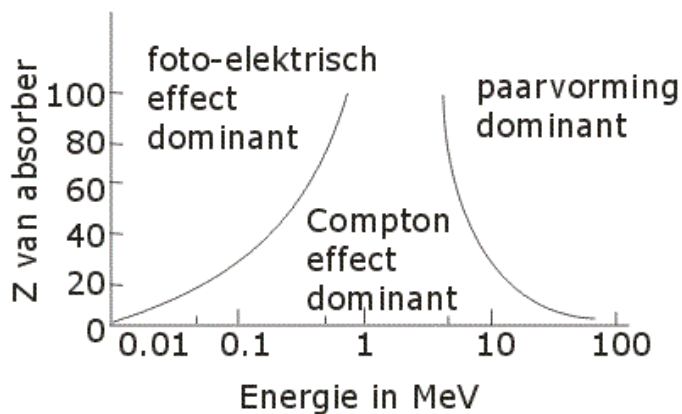
## 3. Paarvorming:

Bij paarvorming wordt door het invallend foton, bij de interactie met een kern, een elektron en een positron gecreëerd. Om dit mogelijk te maken moet het invallend foton een energie hebben die minimaal even groot is als de rustmassa van beide deeltjes, in dit geval is dit dus 1022 keV. Als secundaire interactie kan het gevormde positron annihileren met een vrij elektron ter vorming van 2, in tegengestelde richting uitgezonden fotonen, met elk een energie van 511 keV, zie Figuur 4-8.



Figuur 4-8: Paarvorming [29]

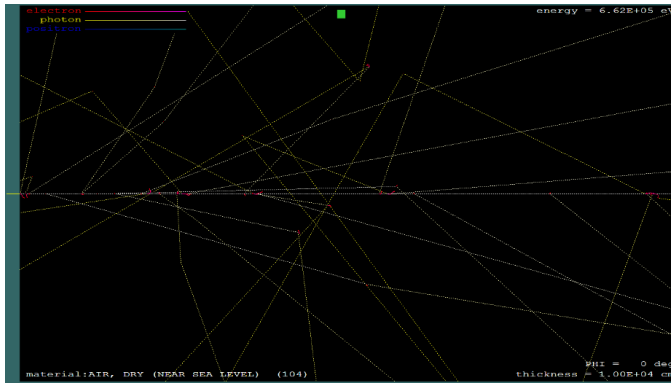
De mate waarin deze verschillende interacties zullen plaatsvinden is afhankelijk van de energie van het invallend foton en het atoomnummer  $Z$  van het absorberend atoom. Tussen 0,5-5 MeV blijkt Compton strooiing, voor elke  $Z$ -waarde van de absorber, de dominante interactievorm te zijn. Indien de energie van het invallend foton lager of hoger is dan deze dracht, is de dominante interactievorm afhankelijk van de  $Z$ -waarde van de absorber, zie Figuur 4-9.



Figuur 4-9: Dominantie van de verschillende interactievormen in functie van de energie en het atoomnummer van de absorber [30]

Om een beter inzicht te hebben over de dracht van  $\gamma$ -straling in de lucht is met PENELOPE [25] de  $\gamma$ -dracht voor  $^{137}\text{Cs}$  in lucht gesimuleerd, zie Figuur 4-10. Zoals verwacht blijkt Compton strooiing de dominante interactievorm te zijn.





Figuur 4-10:  $\gamma$ -dracht in lucht voor  $^{137}\text{Cs}$  [eigen simulatie met PENELOPE [25]]

De  $\gamma$ -dracht ( $R_\gamma$ ) kan berekend worden uit de tabel in Bijlage 3, met behulp van onderstaande formule:

$$R_\gamma = \frac{1}{\frac{\mu}{\rho} * \rho_{lucht}}$$

$\frac{\mu}{\rho}$  = massa verzwakkingscoëfficiënt

## 4.2 Uitvoeringsprocedure

Alvorens metingen uit te voeren moeten de detectoren ingepakt worden met plasticfolie om contaminatie te vermijden. Belangrijk is wel dat het actieve gedeelte van de detector open blijft. De plasticfolie zou namelijk de gevoeligheid van de meting kunnen beïnvloeden omdat het  $\beta$ 's en laag-energetische  $\gamma$ 's zou kunnen tegenhouden.

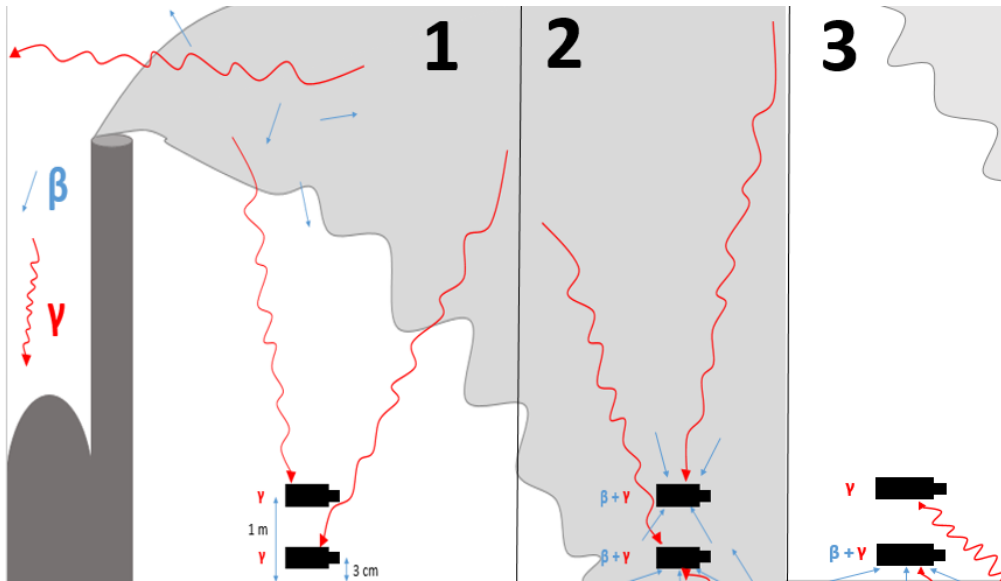
Na het inpakken van de detector dient het omgevingsdosistempo bepaald te worden vanuit het interventievoertuig. Bij deze bepaling moeten alle ramen van het interventievoertuig gesloten blijven. Deze meting geeft echter geen uitsluitsel over de blootstellingssituatie waarin de first responders zich bevinden.

Om de blootstellingssituatie te bepalen dient met behulp van een contaminatiemonitor op twee verschillende hoogten een meting uitgevoerd te worden. Op deze twee hoogten wordt telkens een meting uitgevoerd met (k) en zonder kap (zk). Belangrijk is dat op grondniveau gemeten wordt met het venster naar beneden gericht en op heupniveau met het venster naar boven gericht, zodat op dit niveau geen  $\beta$ -detectie mogelijk is vanuit het grondoppervlak. In totaal worden er dus 4 verschillende metingen uitgevoerd. Uit deze metingen kan dan de blootstellingssituatie bepaald worden met behulp van Tabel 4-1.

Tabel 4-1: 'Plume survey' methode [1]

Situatie	Grondniveau (3 cm)		Heupniveau (1 m)		
	zk	k	zk	k	
1	$\beta + \gamma \approx \gamma$	$\gamma$	$\beta + \gamma \approx \gamma$	$\gamma$	Pluim bevindt zich in de lucht
2	$\beta + \gamma > \gamma$	$\gamma$	$\beta + \gamma > \gamma$	$\gamma$	Pluim bevindt zich op grondniveau
3	$\beta + \gamma > \gamma$	$\gamma$	$\beta + \gamma \approx \gamma$	$\gamma$	Pluim is gepasseerd

Figuur 4-11 geeft een overzicht van de verschillende blootstellingssituaties.



Figuur 4-11: Blootstellingssituaties

In situatie 1 bevindt de pluim zich in de lucht, hierdoor zal enkel  $\gamma$ -straling gedetecteerd worden.  $\beta$ -straling zal in dit geval niet gedetecteerd worden omwille van de beperkte dracht in lucht. Op beide hoogten zal dus de meting met of zonder kap ongeveer gelijk zijn.

In situatie 2 bevindt de pluim zich op grondniveau en heeft er reeds depositie op de grond plaatsgevonden. In dit geval wordt er straling gedetecteerd vanuit de pluim en de grond. Omdat de stralingsbronnen zich dus binnen de  $\beta$ -dracht bevinden, zal er op beide hoogten telkens een verhoging gemeten worden bij de meting zonder kap. Als gekeken wordt naar Tabel 4-1 blijkt dat enkel bij situatie 2 er een verschil, tussen de meting met of zonder kap, gedetecteerd wordt op heupniveau. Aan de hand van de metingen op heupniveau kan dus meteen geconcludeerd worden of er inhalatie mogelijk is of niet.

In situatie 3 is de pluim reeds gepasseerd en heeft er depositie plaatsgevonden. Doordat de pluim gepasseerd is zal deze niet meer bijdragen tot de detectie. Enkel straling vanuit het gecontamineerde oppervlak wordt gedetecteerd. De  $\beta$ 's afkomstig van het grondoppervlak worden gedetecteerd door de detector op grondniveau, maar niet op heupniveau. Hierdoor zal er dus een verschil gemeten worden tussen de meting met of zonder kap op grondniveau, maar niet op heupniveau.

### 4.2.1 Bespreking methode

In Tabel 4-2 is de  $\beta$ - en  $\gamma$ -dracht berekend op basis van de energieën uit Tabel 3-1, voor de  $\beta$ 's is de gemiddelde energie ( $E_{\text{gem}} = \frac{1}{3} E_{\text{max}}$ ) gebruikt in plaats van de eindpuntsenergie uit de tabel.

Tabel 4-2:  $\beta$ - en  $\gamma$ -dracht voor de radionucliden uit Tabel 3-1

Nuclide	$R_{\beta}$ (cm)	$R_{\gamma}$ (cm)	Nuclide	$R_{\beta}$ (cm)	$R_{\gamma}$ (cm)
Kr-85	52,5	9628,4	I-133	126,9	9745,3
Kr-87	711,9	8709,7	I-134	136,0	12021,7
Kr-88	33,6	20197,2	I-135	148,6	14639,4
Xe-133	17,3	5017,4	Cs-137	32,9	10701,7
Xe-135	79,2	7214,3	Te-132	7,6	9086,4
Ar-41	120,6	14817,0	Sr-90	36,3	/
I-131	42,9	8360,6	Pu-239	/	4052,1
I-132	266,7	10742,9	Ba-133	/	8252,7

Op basis van deze tabel kan verklaard worden waarom er op heupniveau gemeten dient te worden met het venster omhoog gericht: er zijn namelijk radionucliden die  $\beta$ 's uitzenden met een gemiddelde dracht groter dan 1 m. Er wordt verondersteld dat wanneer een  $\beta$ -deeltje invalt op de detector, maar niet op het venster, het niet gedetecteerd wordt.

Op basis van de tabel kan ook geconcludeerd worden dat de methode niet voor elk radionuclide even efficiënt zal zijn. Zo zal de methode efficiënter zijn voor  $^{41}\text{Ar}$  dan voor  $^{137}\text{Cs}$  omwille van de bijna 4 maal grotere  $\beta$ -dracht. De efficiëntie van de methode zal dus specifiek zijn voor elk radionuclide.

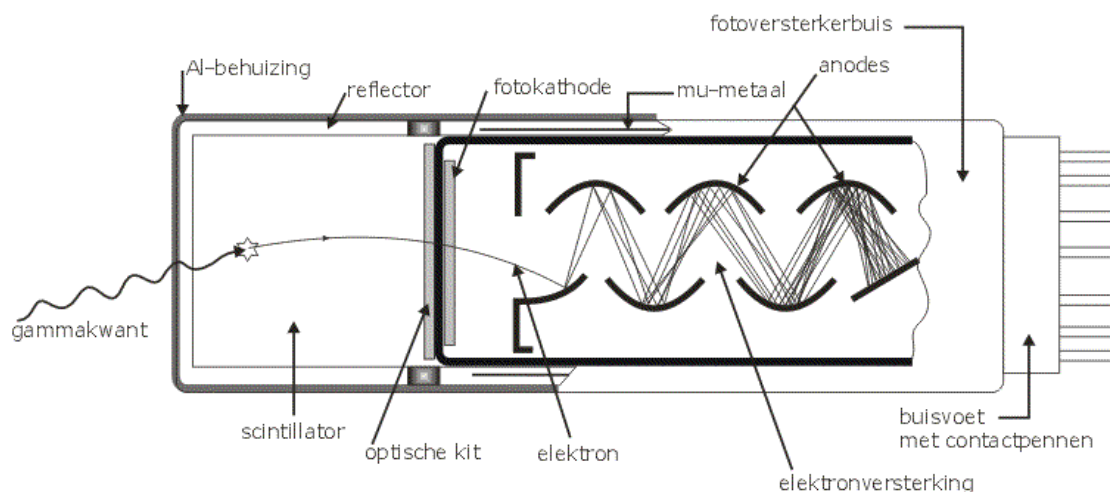
Enkele vragen die beantwoord zullen worden in dit onderzoek:

1. Vanaf welke grondcontaminatie zal een bepaalde luchtconcentratie niet meer gedetecteerd kunnen worden?
2. Vanaf welke luchtconcentratie zal een bepaalde grondcontaminatie niet meer gedetecteerd kunnen worden?
3. Is het mogelijk om een  $\beta$ -bijdrage te meten op grondniveau wanneer er nog geen depositie heeft plaatsgevonden, maar de pluim zich wel op grondniveau bevindt?



## 5 SCINTILLATIEDETECTOREN + RESULTATEN

In een scintillatiedetector wordt de invallende ioniserende straling omgezet in een lichtpuls, dit noemt men fluorescentie. De intensiteit van deze lichtpuls is evenredig met de energie van de geabsorbeerde straling. Na creatie van de lichtpuls wordt dit via verschillende tussenstappen omgezet in een spanningspuls. Met behulp van een pulshoogte-analysator kan uiteindelijk het volledige energiespectrum opgenomen worden. Figuur 5-1 toont de schematische weergave van een scintillatiedetector.



Figuur 5-1: NaI of plastic scintillatiedetector [31]

Zoals wordt getoond in Figuur 5-1 bestaat een scintillatiedetector uit meerdere onderdelen. Het eerste onderdeel van een scintillatiedetector is een scintillator. Bij een scintillator wordt door de inval van ioniserende straling een elektron geëxciteerd.

Het geëxciteerde elektron, geproduceerd door de inval van ioniserende straling, zal dan terugvallen naar de grondtoestand door het uitzenden van een lichtpuls. Deze lichtpuls passeert vervolgens een optisch venster, alvorens in te vallen op de fotokathode. Met behulp van reflectoren wordt getracht om alle lichtpulsen te laten invallen op de fotokathode. Deze fotokathode is bedekt met een lichtgevoelige stof die bij inval van een lichtdeeltje (foton), met behulp van het foto-elektrisch effect, een elektron vrijmaken in de fotokathode. Deze vrijgemaakte elektronen worden daarna vermenigvuldigd en versneld door de fotovermenigvuldigingsbuis. De fotovermenigvuldigingsbuis bestaat uit verschillende dynodes die telkens een hogere potentiaal bevatten dan de vorige dynode. Hierdoor worden de elektronen versneld richting de anode op het einde van de buis. De vermenigvuldiging van de elektronen is een gevolg van de inslag van de versnelde elektronen op de dynodes waarbij er meerdere elektronen worden vrijgemaakt. Deze vermenigvuldiging is noodzakelijk om een meetbaar signaal te verkrijgen aan de anode [22] [31].

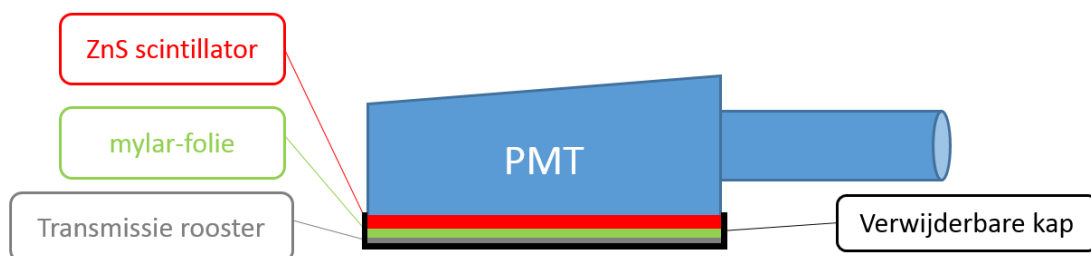
Een belangrijk nadeel van deze detectoren is de lichtgevoeligheid. Doordat omgevingslicht ook in staat is om scintillaties te veroorzaken in de scintillator moet de detector volledig lichtdicht

zijn. Dit is echter onmogelijk. Daarom zal er met deze factor rekening gehouden moeten worden bij de experimentele metingen.

Er zijn 2 verschillende soorten scintillatiedetectoren, namelijk:

- organische scintillatiedetectoren, zoals:
  - organische kristallen/vloeistoffen,
  - plastic (AD-b,...),
  - dunne film.
- anorganische scintillatiedetectoren:
  - alkalihalogenide (NaI, CsI,...),
  - anorganische kristallen (ZnS,...),
  - glas scintillator,
  - Ce-geactiveerde (LaBr<sub>3</sub>(Ce),...).

Bij de gebruikte ZnS scintillatiedetectoren in dit onderzoek heeft de scintillator een andere geometrie als op Figuur 5-1. De gebruikte scintillator is veel dunner zodat niet alle  $\gamma$ 's gedetecteerd worden. Bovenop de scintillator is bij de detectoren ook nog een mylar-folie geplaatst om lichtinterferentie van omgevingslicht te voorkomen. Om beschadiging van de mylar-folie en de scintillator te voorkomen is de detector voorzien van een transmissierooster. Dit rooster zorgt ervoor dat contact met het grondoppervlak niet mogelijk is. Een nadeel van dit rooster is de efficiëntie-daling die hiermee gepaard gaat. Voor deze detector daalt de efficiëntie met een factor 0,65. Tevens bevat de ZnS scintillatiedetector ook een verwijderbare kap, die in staat is om alle  $\beta$ 's tegen te houden. Een schematische voorstelling van de ZnS scintillatiedetector wordt weergegeven in Figuur 5-2.



*Figuur 5-2: Schematische voorstelling ZnS scintillatiedetector*

## 5.1 100 cm<sup>2</sup> ZnS-scintillatiedetectoren

In dit onderzoek is er gebruik gemaakt van 100 cm<sup>2</sup> ZnS-scintillatiedetectoren. De gebruikte DP6BD-detectoren zijn afkomstig van Thermo Scientific™. Als uitleesapparaat dient een Selectra Ratemeter gebruikt te worden, zie Figuur 5-3.



Figuur 5-3: Selectra Ratemeter (links); DP6BD-detector (rechts)

De  $\beta$ -efficiëntie ( $4\pi$ ), voor  $^{137}\text{Cs}$ , van deze detector op 5 mm afstand bedraagt 16,1%. Deze efficiëntie is bepaald in het kalibratiegebouw op het SCK-CEN. Uit de datasheet kan niet rechtstreeks een intrinsieke  $\gamma$ -efficiëntie afgelezen worden. Wel is er geweten dat bij een dosistempo van  $1 \mu\text{Sv/h}$  ( $^{137}\text{Cs}$ ) er 50 cps gemeten worden door de detector. In hoofdstuk 5.1.1.1 zijn deze gegevens omgezet naar een theoretische  $\gamma$ -efficiëntie, in 5.1.1.2 is de  $\gamma$ -efficiëntie experimenteel bepaald.

### 5.1.1 Resultaten

In dit deel worden de resultaten besproken van de experimenten die uitgevoerd zijn om de geschiktheid van de  $100 \text{ cm}^2$  ZnS scintillatiedetectoren te testen.

#### 5.1.1.1 Theoretische bepaling van de gamma-efficiëntie

Alvorens deze theoretische berekening mogelijk is dient er een veronderstelling gemaakt te worden dat de  $\beta$ -detectie voldoende groot is vanaf dat deze 20% bedraagt van het resultaat.

$$\frac{N_{\beta}}{N_{\beta} + N_{\gamma}} \geq 0,2$$

$N_{\beta/\gamma}$  = het aantal gedetecteerde bètadeeltjes/fotonen

Voor deze berekening wordt een fictief voorbeeld gebruikt, een homogene  $^{137}\text{Cs}$ -bron met een bronsterkte  $S$  van  $10^6 \text{ Bq/m}^3$ . Om  $N$  te bepalen moet eerst het fluentietempo  $\phi$  berekend worden met behulp van de absorptie coëfficiënt  $\mu_{a,\beta}$  voor  $\beta$ -deeltjes en fotonen in lucht. De absorptie coëfficiënt voor bètadeeltjes kan berekend worden via onderstaande formule, voor  $^{137}\text{Cs}$  bedraagt de maximale  $\beta$ -energie 1175,63 keV.

$$\frac{\mu_{a,\beta}}{\rho_{lucht}} = 16 \left( \frac{E_{max}}{1000} - 0,036 \right)^{-1,4} = 16 \left( \frac{1175,63}{1000} - 0,036 \right)^{-1,4} = 13,32 \frac{cm^2}{g}$$

$$\mu_{a,\beta} = \frac{\mu_{a,\beta}}{\rho_{lucht}} * \rho_{lucht} = 13,32 \frac{cm^2}{g} * 0,00120479 \frac{g}{cm^3} = 0,01605 cm^{-1}$$

De absorptie coëfficiënt voor fotonen kan afgeleid worden uit onderstaande Tabel 5-1.

Tabel 5-1: Massa absorptie coëfficiënt in functie van de foton-energie [32]

E (MeV)	$\mu/\rho$ ( $cm^2 g^{-1}$ )	E (MeV)	$\mu/\rho$ ( $cm^2 g^{-1}$ )
1.00E-03	3.61E+03	1.50E-01	1.36E-01
1.50E-03	1.19E+03	2.00E-01	1.23E-01
2.00E-03	5.28E+02	3.00E-01	1.07E-01
3.00E-03	1.63E+02	4.00E-01	9.55E-02
3.20E-03	1.34E+02	5.00E-01	8.71E-02
3.20E-03	1.49E+02	6.00E-01	8.06E-02
4.00E-03	7.79E+01	8.00E-01	7.07E-02
5.00E-03	4.03E+01	1.00E+00	6.36E-02
6.00E-03	2.34E+01	1.25E+00	5.69E-02
8.00E-03	9.92E+00	1.50E+00	5.18E-02
1.00E-02	5.12E+00	2.00E+00	4.45E-02
1.50E-02	1.61E+00	3.00E+00	3.58E-02
2.00E-02	7.78E-01	4.00E+00	3.08E-02
3.00E-02	3.54E-01	5.00E+00	2.75E-02
4.00E-02	2.49E-01	6.00E+00	2.52E-02
5.00E-02	2.08E-01	8.00E+00	2.23E-02
6.00E-02	1.88E-01	1.00E+01	2.05E-02
8.00E-02	1.66E-01	1.50E+01	1.81E-02
1.00E-01	1.54E-01	2.00E+01	1.71E-02

De foton-energie voor  $^{137}\text{Cs}$  bedraagt 661,657 keV, de absorptie coëfficiënt bij deze energie kan bekomen worden door interpolatie:

$$\frac{\mu_{a,\gamma}}{\rho} = 0,0806 + \frac{0,0707 - 0,0806}{2} * 0,61657 = 0,0775 \frac{cm^2}{g}$$

$$\mu_{a,\gamma} = \frac{\mu_{a,\gamma}}{\rho} * \rho_{lucht} = 0,0775 \frac{cm^2}{g} * 0,00120479 \frac{g}{cm^3} = 0,0000934 cm^{-1}$$

Met behulp van de bekomen absorptie coëfficiënten kan het fluentietempo berekend worden [33].

$$\varphi_{\gamma} = \frac{S}{2\mu_{a,\gamma}} = \frac{10^6 \frac{Bq}{m^3}}{2 * 0,0000934 * 10^2 m^{-1}} = 5,35 * 10^7 \frac{Bq}{m^2}$$

$$\varphi_{\beta} = \frac{S}{2\mu_{a,\beta}} = \frac{10^6 \frac{Bq}{m^3}}{2 * 0,01605 * 10^2 m^{-1}} = 311,5 * 10^3 \frac{Bq}{m^2}$$

Op basis van deze uitkomsten kunnen het aantal gedetecteerd  $\beta$ -deeltjes berekend worden, de  $\beta$ -efficiëntie ( $2\pi$ ) op 5 mm voor deze detector is 32,2%. Met behulp van  $N_{\beta}$  kan dan ook de maximale  $\gamma$ -efficiëntie, op 5 mm, bepaald worden waarbij voldaan wordt aan de voorwaarde van minimaal 20%  $\beta$ -detectie.



$$N_{\beta} = \varphi_{\beta} * opp_{detector} * \varepsilon_{\beta} = 311,5 * 10^3 \frac{Bq}{m^2} * 100 * 10^{-4} m^2 * 0,322 = 1003 cps$$

$$\varepsilon_{\gamma, max} = \frac{N_{\beta}}{0,2 * \varphi_{\gamma} * opp_{detector}} * 100\% = \frac{1003 cps}{0,2 * 5,35 * 10^7 \frac{Bq}{m^2} * 100 * 10^{-4} m^2} * 100\% = 0,937\%$$

Theoretisch zou de meetmethode mogelijk zijn bij een  $\gamma$ -efficiëntie  $\leq 0,937\%$ , rekening houdend met de veronderstelling die gemaakt is. Opgelet, bij deze berekening is gerekend met de  $\beta$ -efficiëntie op 5 mm. In de richtlijnen van het IAEA wordt geopteerd om een meting uit te voeren op 3 cm en 1 m. Op deze afstanden zal de  $\beta$ -efficiëntie ( $\varepsilon_{\beta}$ ) lager zijn dan de waarde waarmee in deze berekening gerekend is. Hierdoor zal de  $\gamma$ -efficiëntie ( $\varepsilon_{\gamma}$ ) op deze afstanden ook lager moeten zijn.

Uit de datasheet van de DP6BD-detector blijkt dat de intrinsieke  $\gamma$ -efficiëntie gelijk zou zijn aan 50  $\gamma/s$  per  $\mu Sv/h$ , zie Bijlage 1. Omgerekend geeft dit een intrinsieke  $\gamma$ -efficiëntie gelijk aan:

$$D = \frac{\varphi_{EN} * \frac{\mu EN}{\rho} * 1,6022 * 10^{-6} \frac{erg}{MeV} * 3600 \frac{s}{h}}{100 \frac{erg}{g * rad}} [17]$$

$$\varphi_{EN} = \frac{100 * 10^{-6} \frac{rad}{h} * 100 \frac{erg}{g * rad}}{0,0293 \frac{cm^2}{g} * 1,6022 * 10^{-6} \frac{erg}{MeV} * 3600 \frac{s}{h}} = 59,15 \frac{MeV}{cm^2 * s}$$

$$N_{\gamma} = \frac{\varphi_{EN}}{E_{\gamma}} * opp_{detector} = \frac{59,15 \frac{MeV}{cm^2 * s}}{0,661657 \frac{MeV}{\gamma}} * 100 cm^2 = 8940 \frac{\gamma}{s}$$

$$\varepsilon_{\gamma} = \frac{50 \frac{\gamma}{s}}{8940 \frac{\gamma}{s}} * 100\% = 0,56\%$$

Volgens de datasheet zou de detector, op 5 mm, theoretisch gezien geschikt moeten zijn voor het uitvoeren van de meetmethode. In onderstaand hoofdstuk zal experimenteel nagegaan worden of dit ook werkelijk zo zal zijn.

#### 5.1.1.2 Experimentele bepaling van de $\gamma$ -efficiëntie

Voor de experimentele bepaling van de  $\gamma$ -efficiëntie van de detector wordt gebruik gemaakt van een  $^{137}Cs$ -bron met een activiteit A van 33 MBq. Het principe van de meting is eenvoudig, namelijk de bepaling van het aantal fotonen dat gedetecteerd wordt door de detector ten opzichte van het theoretisch verwachte aantal gedetecteerde fotonen. De meting wordt uitgevoerd met kap, zodat alle  $\beta$ 's gestopt worden en enkel  $\gamma$ 's gedetecteerd worden.

De vergelijking tussen het theoretische en experimentele aantal gedetecteerde fotonen, resulteert dan in een bepaalde  $\gamma$ -efficiëntie. In Tabel 5-2 worden de resultaten weergegeven van de meting waarop al reeds een backgroundcorrectie is toegepast.

Tabel 5-2: Resultaten experimentele bepaling gamma-efficiëntie

Meting	Afstand (cm)	N <sub>γ</sub> (cps)	Φ <sub>γ</sub> (cm <sup>-2</sup> .s <sup>-1</sup> )	ε <sub>γ,Cs-137</sub> (%)
1	10	16690,6	22345,9	0,75
2	20	7100,6	5586,3	1,27
3	50	1730,6	893,8	1,94
4	100	447,6	223,4	2,00
5	150	194,6	99,3	1,96
6	200	117,6	55,8	2,11
7	300	48,6	24,8	1,96
8	500	17,6	8,8	1,99
9	1000	4,5	2,2	2,09
10	1300	1,8	1,3	1,39

Voorbeeldberekening:

$$\begin{aligned}
 N_{theoretisch} &= \frac{A * \frac{\gamma}{t} * opp_{detector}}{4 * \pi * r^2} * B * e^{-\frac{\mu}{\rho} * \rho_{lucht} * r} \\
 &= \frac{32994705 \text{ Bq} * 0,851 * 100 \text{ cm}^2}{4 * \pi * (10 \text{ cm})^2} * 1,001 * e^{-0,0775479785 \frac{\text{cm}^2}{\text{g}} * 0,0120479 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} * 10 \text{ cm}} \\
 &= 2234590 \text{ cps}
 \end{aligned}$$

$$\epsilon_{\gamma} = \frac{N_{exp}}{N_{theoretisch}} * 100\% = \frac{16690,6 \text{ cps}}{2234590 \text{ cps}} = 0,75\%$$

$\frac{\gamma}{t}$ : het aantal fotonen uitgezonden per desintegratie

r: afstand tussen de detector en de bron

B: build – up factor

Uit de resultaten kan afgeleid worden dat de  $\gamma$ -efficiëntie op 3 cm lager zal zijn dan 0,75%. Op 1m is dit echter niet meer het geval, hier zal de  $\gamma$ -efficiëntie gelijk zijn aan 2,0%. Ondanks de grotere afstand tot de bron blijkt de  $\gamma$ -efficiëntie op 1 m groter te zijn dan op 3 cm. Een verklaring hiervoor is de grotere verstrooiing op 1 m waardoor de energie van de fotonen lager is en de detectie waarschijnlijkheid groter zal zijn met de dunne ZnS scintillator.

### 5.1.1.3 Omgekeerde detectie

In de geteste methode wordt verondersteld dat er geen  $\beta$ 's gedetecteerd worden als deze invallen op de bovenkant van de detector. Dit is essentieel voor de methode. Indien deze veronderstelling niet zou kloppen, zou er op heupniveau wel  $\beta$ 's afkomstig uit het grondoppervlak gedetecteerd kunnen worden en dus zal de methode niet werken.

Deze veronderstelling werd getest door de detector met het venster opwaarts (↑) gericht vast te maken aan een statief. Op het grondoppervlak werd een grondcontaminatie gesimuleerd met behulp van oppervlaktebronnen. Uit deze meting kan ook afgeleid worden of  $\gamma$ 's ook volledig, gedeeltelijk of helemaal niet gestopt worden door het detectormateriaal rond het venster. De resultaten van de meting wordt weergegeven in Tabel 5-3.

Tabel 5-3: Resultaten omgekeerde detectie

Afstand (cm)	$\gamma/s \downarrow$	$\gamma/s \uparrow$	$\beta/s \downarrow$	$\beta/s \uparrow$
0	8,78	6,87	14	0,85
5	6,48	5,67	11,9	0,75
10	5,98	5,07	10,4	0,55
20	4,88	4,17	7,4	0,65
30	3,78	3,27	6,3	0,25
40	3,18	2,97	4,8	-0,15
50	2,75	2,58	3,43	0,04
100	1,35	0,87	0,97	0,03

Uit deze resultaten blijkt dat op 1 m afstand geen  $\beta$ 's meer gedetecteerd worden indien de detector opwaarts gericht is. Ook op dichtere afstand is het resultaat verwaarloosbaar ten opzichte van de neerwaartse ( $\downarrow$ )  $\beta$ -detectie. Als gekeken wordt naar de  $\gamma$ -detectie blijkt dat, rekening houdend met de  $\sim 5$ cm dikte van de detector, er geen beduidende verschillen merkbaar zijn tussen opwaartse en neerwaartse detectie.

#### 5.1.1.4 Efficiëntie kap

In de geteste methode wordt verondersteld dat, wanneer er een meting wordt uitgevoerd met de kap over het venster alle  $\beta$ 's tegengehouden worden. Om zeker te zijn dat dit wel degelijk klopt, is de efficiëntie van de kap getest met behulp van een  $\beta$ -bron.

Eerst en vooral is er een background bepaling ( $N_{Bg}$ ) uitgevoerd, omwille van statistische redenen is dit 5 keer herhaald. Na de bepaling van de background is de  $\beta$ -bron ( $N_{bron}$ ) gemeten, net zoals bij de backgroundmeting is dit 5 keer herhaald. Bij deze metingen is uiteraard de kap over het venster van de detector geplaatst. Deze resultaten van de metingen zijn weergegeven in Tabel 5-4.

Tabel 5-4: Efficiëntie-bepaling kap

Meting	$N_{Bg}$ (cps)	$\Delta N_{Bg}$	$N_{bron}$ (cps)	$\Delta N_{bron}$
1	4,53	2,1	5,55	2,4
2	4,63	2,2	5,85	2,4
3	5,02	2,2	5,28	2,3
4	5,47	2,3	5,92	2,4
5	5,10	2,3	5,97	2,4
Gem.	4,95	2,2	5,71	2,4

Bij de backgroundmeting was het gemiddelde gelijk aan  $4,95 \pm 2,2$  cps, terwijl dit voor de meting met de  $\beta$ -bron  $5,71 \pm 2,4$  cps is. Uit deze gemiddelde waarde kan geconcludeerd worden dat de kap wel degelijk alle  $\beta$ 's tegenhoudt.

### 5.1.1.5 Lichtinterferentie

Omgevingslicht is in staat om scintillaties te veroorzaken in de detector, omwille van het dunne venster noodzakelijk voor  $\alpha$ -detectie. Door deze lichtinterferenties zullen de resultaten van de metingen onnauwkeurig zijn. Daarom is het noodzakelijk dat de detector volledig lichtdicht is. De lichtdichtheid van de detector is getest door de detector bloot te stellen aan omgevingslicht, rechtstreeks naar de zon. Omdat verwacht werd dat de detector niet volledig lichtdicht was zijn er ook al 2 mogelijke oplossingen getest, namelijk de omhulling van de detector met zwart papier ( $N_{\text{papier}}$ ) of met zwart plastic ( $N_{\text{plastic}}$ ). De resultaten van deze metingen worden weergegeven in Tabel 5-5.

Tabel 5-5: Lichtdichtheidstesten

Meting	$N_{zk}$ (cps)	$N_k$ (cps)	$N_{\text{papier}}$ (cps)	$N_{\text{plastic}}$ (cps)
1	344	4,40	4,86	4,93
2	756	4,79	4,74	5,34
3	358	4,77	4,75	5,52
4	547	4,43	4,71	5,46
5	205	4,50	4,54	5,71
Gem.	442	4,58	4,72	5,39

Uit bovenstaande resultaten kan geconcludeerd worden dat de detector niet volledig lichtdicht is. Indien deze detector gebruikt zou worden, zonder de kap ( $N_{zk}$ ), zal er dus een oplossing gezocht moeten worden om het omgevingslicht niet te laten invallen op de detector.

De twee geteste materialen blijken beide geschikt om het probleem van de lichtinterferentie op te lossen. Uit deze meting kan echter nog geen conclusie getrokken worden over de invloed van het materiaal op de  $\beta$ -detectie. Hiervoor is een extra meting uitgevoerd met een  $\beta$ -bron in afwezigheid van omgevingslicht. Deze meting is uitsluitend bedoeld om de afname van de  $\beta$ -detectie na te gaan. De resultaten van deze meting worden weergegeven in Tabel 5-6.

Tabel 5-6: Afname  $\beta$ -detectie door de geteste lichtdichte materialen

Meting	$N_{zk}$ (cps)	$N_{\text{papier}}$ (cps)	$N_{\text{plastic}}$ (cps)
1	64,0	42,5	41,7
2	64,7	43,0	41,8
3	65,4	42,6	41,1
4	65,6	43,0	42,0
5	65,9	42,7	41,5
Gem.	65,1	42,8	41,6

Uit deze resultaten kan geconcludeerd worden dat de geteste lichtdichte materialen wel degelijk een invloed hebben op de  $\beta$ -detectie. De afname van de  $\beta$ -detectie bedraagt ongeveer 35%, indien deze materialen gebruikt zouden worden zal hiervoor gecorrigeerd moeten worden.

In dit onderzoek zijn de metingen telkens uitgevoerd in afwezigheid van enig omhullend materiaal. Om lichtinterferentie te vermijden is er telkens voor gezorgd dat er geen lichtinval was

door de meting uit te voeren in de schaduw. Bij een backgroundmeting in de schaduw werd respectievelijk voor de meting met en zonder kap een resultaat bekomen van  $6,6 \pm 2,6$  cps en  $15,1 \pm 3,9$  cps. Hieruit blijkt dat ook in de schaduw er een verhoging waargenomen wordt ten gevolge van lichtinterferentie. De verhoging is echter vele kleiner dan wanneer de detector rechtstreeks is blootgesteld aan de zon, ook de variatie op de bijdrage is vele kleiner. Hierdoor kan door het uitvoeren van een backgroundmeting in de schaduw onmiddellijk ook gecorrigeerd worden voor de lichtinterferentie.

## 5.2 AD-b detector

Bij sommige experimenten moest ook het dosistempo bepaald worden, hiervoor is de AD-b detector gebruikt. De AD-b detector is een 3" x 3" plastic scintillatiedetector, zie Figuur 5-4.



*Figuur 5-4: AD-b detector [34]*

Zoals te zien is op bovenstaande figuur is de AD-b detector ontworpen om metingen uit te voeren op verplaatsing. De voordelen van deze detector zijn een brede energie-range (0,02-7 MeV) en een hoge gevoeligheid. Deze hoge gevoeligheid is een gevolg van de grote scintillator (3"x3") die aanwezig is. Omwille van zijn ontwerp en hoge gevoeligheid is de AD-b detector een zeer geschikt toestel om snelle en accurate metingen uit te voeren bij lage dosistempo's, zelfs onder de natuurlijke achtergrondstraling.

De AD-b detector bevat ook een grijze afneembare aluminium kap om over de detector te plaatsen. Deze kap dient, in tegenstelling tot bij de DP6BD-detector, enkel voor bescherming tijdens de stockage of transport. Met de AD-b detector is enkel  $\gamma$ -detectie mogelijk [35].

### 5.2.1 LaBr<sub>3</sub>-detector

De LaBr<sub>3</sub>-detector is in dit onderzoek gebruikt om tijdens de pluimmonitoring spectra op te nemen. Uit deze spectra kon dan onmiddellijk afgelezen worden welk radionuclide verantwoordelijk was voor het verhoogd dosistempo, en of de verhoging in dosistempo wel degelijk afkomstig was van een <sup>41</sup>Ar-wolk in de omgeving van de BR-1 reactor. Figuur 5-5 toont de gebruikte LaBr<sub>3</sub>-detector.



*Figuur 5-5: LaBr<sub>3</sub>-detector*

De specificaties van deze detector zijn:

- 1,5" x 1,5" LaBr<sub>3</sub>:Ce met een 2,8% resolutie op 662 keV (<sup>137</sup>Cs);
- E-dracht: 0,018-3 MeV;
- dimensie:
  - lengte: 30,5 cm
  - breedte: 13,0 cm
  - hoogte: 10,0 cm
- massa = 2 kg.

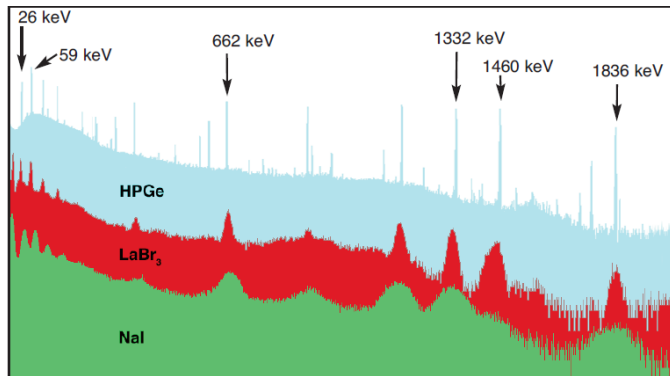
Zoals zichtbaar op de foto is dit toestel zeer geschikt om mee te nemen op locatie, wat ook blijkt uit de specificaties. Het ontwerp is aangepast zodat het zeer makkelijk hanteerbaar en licht is.

Een specifiek kenmerk van een LaBr<sub>3</sub>-detector is het voorkomen van interne activiteit. Deze interne activiteit is afkomstig van <sup>138</sup>La en <sup>227</sup>Ac, deze radionucliden zijn aanwezig in het scintillatiekristal van de detector [36]. Verval van deze radionucliden kan dus ook gedetecteerd worden door de detector, in het opgenomen spectra zal er dus altijd een zelfabsorptiepiek te zien zijn. Door de lage emissie-probabiliteit van de  $\gamma$ 's uitgezonden door <sup>227</sup>Ac, is enkel de zelfabsorptiepiek van <sup>138</sup>La duidelijk zichtbaar in het spectrum. Deze piek bevindt zich op 1436 keV.

De LaBr<sub>3</sub>-detector is één van de nieuwste scintillatiedetectoren. Buiten het nadeel van de interne activiteit zijn er veel voordelen ten opzichte van oudere scintillatiedetectoren, zoals de:

- hoge lichtopbrengst;
- snelle vervaltijd uitgangspuls;
- betere resolutie en efficiëntie, zie Figuur 5-6.

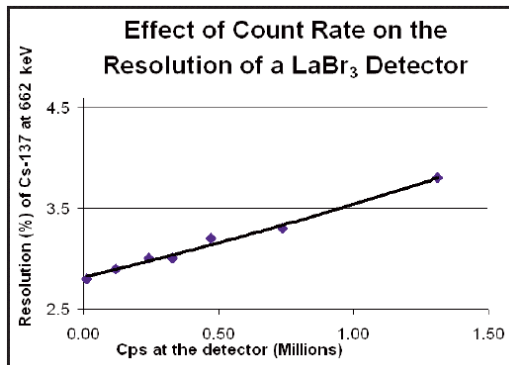
De resolutie ten opzichte van de NaI-detector is ongeveer een factor 2 beter, maar nog steeds veel minder goed dan een HPGe-detector (factor 10-20). Ook de efficiëntie blijkt een factor 1,3 beter te zijn dan een NaI-detector.



*Figuur 5-6: Vergelijking tussen NaI-, LaBr<sub>3</sub>- en HPGe-detector [37]*

- hoge telsnelheid compatibiliteit, zie Figuur 5-7.

In tegenstelling tot bij andere scintillatiedetectoren hebben hoge telsnelheden slechts een beperkte invloed op de resolutie van de detector.



*Figuur 5-7: Verandering van de resolutie bij hoge telsnelheden [37]*





## 6 LUCHTCONTAMINATIE

In dit hoofdstuk wordt de werking van de methode getest in het geval van luchtcontaminatie. Bij een nucleair of radiologisch ongeval zal er eerst altijd luchtcontaminatie zijn, alvorens er depositie op het grondoppervlak plaatsvindt. In deze metingen wordt het scenario gesimuleerd waarbij de pluim reeds tot op grondniveau neergedaald is maar er nog geen depositie heeft plaatsgevonden. Voor deze metingen is er gebruik gemaakt van de Belgian reactor 1, BR-1.

BR-1 is de eerste Belgische onderzoeksreactor, gebouwd in 1956 op het domein van het SCK·CEN. De BR-1 is een luchtgekoelde grafiet gemodereerde reactor met een vermogen van 2 MW, als brandstof wordt natuurlijk uranium gebruikt. De reactor wordt niet enkel gebruikt door het SCK·CEN, ook andere onderzoekscentra of universiteiten kunnen hiervan gebruik maken. Voornamelijk wordt de reactor ingezet voor de ijking van meetinstrumenten, bestralingstesten en de opleiding van nucleaire experts. Figuur 6-1 toont een foto van de BR-1 reactor [38].



*Figuur 6-1: BR-1*

Bij de werking van de luchtgekoelde BR-1 reactor wordt een hoeveelheid radioactief  $^{41}\text{Ar}$  geproduceerd en uitgestoten via de 60 meter hoge schouw.  $^{41}\text{Ar}$  ontstaat door middel van neutronenvangst van het in de atmosfeer aanwezige  $^{40}\text{Ar}$ . Tijdens de metingen werkte de reactor op een vermogen van 700 kW, dit resulteert in een atmosferische lozing aan  $^{41}\text{Ar}$  van  $1,5 \cdot 10^{11}$  Bq/h [39] [40].

Met deze metingen rondom de BR-1 reactor wordt getest of het mogelijk is om een onderscheid te maken tussen  $\beta$ - en  $\gamma$ -straling wanneer de pluim zich op grondniveau bevindt. Een onderscheid tussen grond- en wolkstraling is niet mogelijk omdat  $^{41}\text{Ar}$  een edelgas is dat zich dus niet zal afzetten op het grondoppervlak.

## 6.1 Meetprocedure

Alvorens de metingen uitgevoerd kunnen worden moet de locatie van de pluim bepaald worden. Dit gebeurt met het programma HotSpot [3]. Met behulp van meteorologische gegevens, afkomstig van het weerstation op 69 m hoogte, kan de locatie van de pluim geschat worden. De meteorologische gegevens die ingevoerd worden in het HotSpot programma zijn:

- de temperatuur;
- de windsnelheid;
- de windrichting;
- de windreferentiehoogte;
- de atmosferische stabiliteit.

De windreferentiehoogte die gebruikt wordt in dit onderzoek is altijd 69 m, omwille van het weerstation op deze hoogte. De atmosferische stabiliteit wordt uitgedrukt in 6 Pasquill stabiliteitsklassen, weergegeven in Tabel 2-6.

Andere belangrijke parameters die ingevoerd moeten worden zijn:

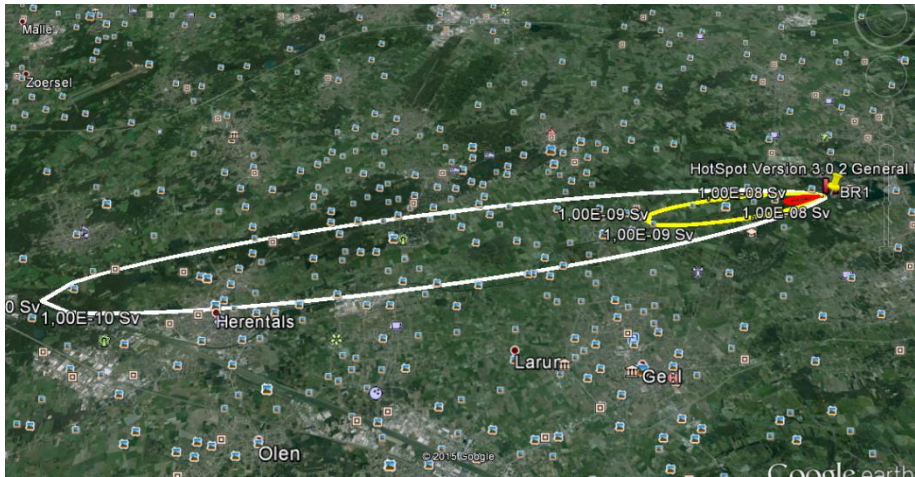
- het soort radionuclide;
- de schouwhoogte;
- de diameter van de schouw;
- de temperatuur van het effluent;
- de coördinaten van het lozingspunt.

Na input van al deze parameters kan als output een tabel bekomen worden zoals voorgesteld in Tabel 6-1. Uit deze tabel kan de plaats afgelezen worden waarbij de pluim zich op grondniveau bevindt. Dit is namelijk de plaats waar de totale effectieve dosis (TEDE) of de tijdsgeïntegreerde atmosferische concentratie het hoogste is. In dit voorbeeld bevindt de pluim zich op grondniveau na 600 m.

Tabel 6-1: Output-tabel HotSpot

DISTANCE	T E D E	TIME-INTEGRATED	ARRIVAL TIME
km	(Sv)	(Bq-sec)/m <sup>3</sup>	(hour:min)
0,050	0,0E+00	0,0E+00	<00:01
0,100	0,0E+00	2,2E-08	<00:01
0,200	6,9E-11	1,1E+03	<00:01
0,300	4,2E-09	6,5E+04	00:01
0,400	1,4E-08	2,1E+05	00:01
0,500	2,0E-08	3,1E+05	00:02
<b>0,600</b>	<b>2,2E-08</b>	<b>3,4E+05</b>	<b>00:02</b>
0,700	2,2E-08	3,3E+05	00:02
0,800	2,0E-08	3,1E+05	00:03
0,900	1,8E-08	2,8E+05	00:03
1,000	1,6E-08	2,5E+05	00:04
1,100	1,4E-08	2,2E+05	00:04
1,200	1,3E-08	2,0E+05	00:05
1,300	1,1E-08	1,8E+05	00:05
1,400	1,0E-08	1,6E+05	00:05
1,500	9,3E-09	1,4E+05	00:06
1,600	8,5E-09	1,3E+05	00:06
1,700	7,7E-09	1,2E+05	00:07
1,800	7,0E-09	1,1E+05	00:07
2,000	5,9E-09	9,1E+04	00:08

Nu de afstand gekend is waarop de pluim tot op grondniveau daalt, moet enkel nog de richting en de spreiding van de pluim bepaald worden. Dit kan bepaald worden door de coördinaten van de bron, in dit geval de schouw van de BR-1 reactor (51,21686N; 005,08404E), in te geven in HotSpot. Het resultaat van de HotSpot-berekening kan nu geplot worden in Google Earth zodat de richting en de spreiding van de pluim zichtbaar worden zoals getoond op Figuur 6-2. De rode, gele en witte randen bakenen een gebied af waarbinnen de effectieve dosis hoger is dan een bepaalde grootteorde. In het rode gebied wordt de hoogste dosis opgelopen.



*Figuur 6-2: Voorbeeld HotSpot-resultaat geplot in Google Earth*

Enmaal de locatie van de pluim gekend is kan de meting uitgevoerd worden. Voor deze meting wordt gebruik gemaakt van 2 DP6BD-detectoren en een LaBr<sub>3</sub>-detector. De LaBr<sub>3</sub>-detector wordt gebruikt om na te gaan of men zich in de pluim bevindt. Dit kan nagegaan worden door een gammaspectrum op te nemen. <sup>41</sup>Ar heeft een fotonpiek op 1293,7 keV, in het spectrum is dit dus net voor de <sup>138</sup>La-piek op 1435,8 keV.

Indien uit het spectrum blijkt dat er <sup>41</sup>Ar gedetecteerd wordt, kan overgegaan worden tot de werkelijke meting met behulp van de 2 DP6BD-detectoren. Beide detectoren worden met hun actief gebied naar boven gepositioneerd, één van de 2 detectoren met kap, de andere zonder kap. Figuur 6-3 toont de meetopstelling van een <sup>41</sup>Ar-meting.



*Figuur 6-3: Meetopstelling <sup>41</sup>Ar-meting*

Omdat automatische uitlezing van de selectra's niet mogelijk is, wordt met behulp van een camera de 2 Selectra's continu gefilmd. De opgenomen meetresultaten kunnen dan later uitgezet worden in een grafiek waarop eventuele fluctuaties zichtbaar zijn. Omwille van deze fluctuaties wordt gekozen om de meetresultaten gedurende een aantal minuten te filmen, in plaats van een geïntegreerde meting uit te voeren.

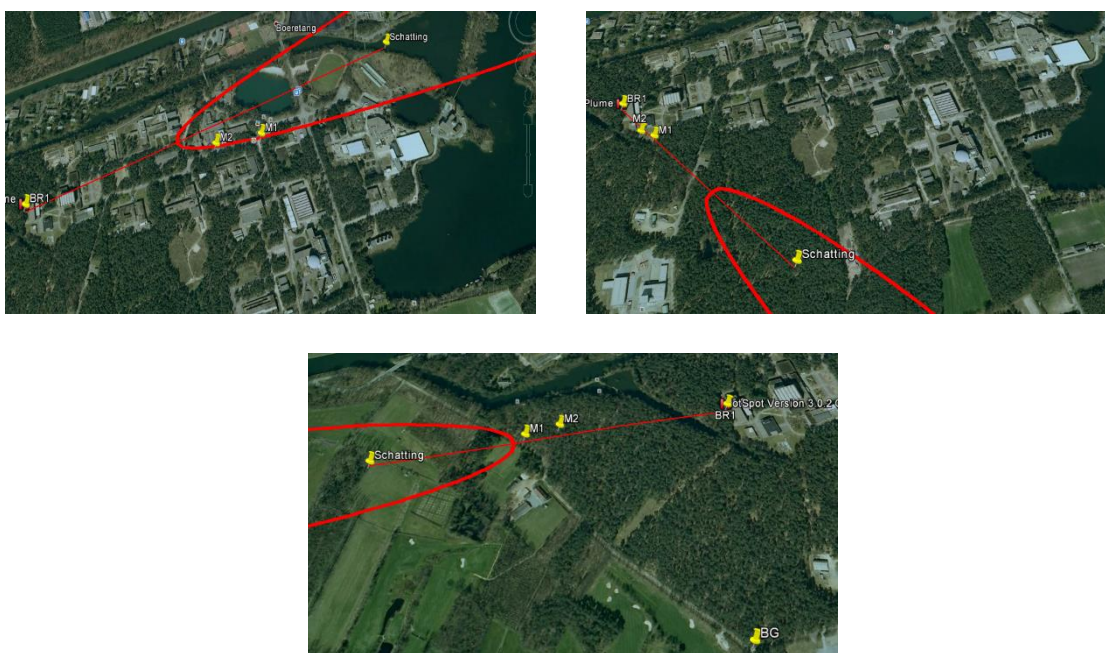
## 6.2 Meetresultaten

De <sup>41</sup>Ar-metingen zijn uitgevoerd op 3 verschillende meetdagen. De weersomstandigheden voor deze dagen waren natuurlijk verschillend, zie Tabel 6-2. In deze tabel worden voor de meting op 2 maart twee verschillende gegevens weergegeven. De data uit de eerste kolom zijn bekomen op basis van weersvoorspellingen. Deze voorspellingen zijn uitgevoerd door Pieter De Meutter op basis van numerische weerdata afkomstig van het KMI. Omdat bleek dat deze voorspellingen een te grote onzekerheid hadden, werd er gekozen om de pluimlocatie te bepalen met actuele weerdata net voor aanvang van de meting.

Tabel 6-2: Weersomstandigheden tijdens de verschillende meetdagen

Weersomstandigheden	02/03 (voorspelling)	02/03 (actueel)	10/03	16/03
Temperatuur (°C)	4,5	6,2	9,0	2,0
Windsnelheid (m/s)	12,97	10,36	3,51	4,00
Windrichting (°)	275,7	244	315	80,0

Met deze weersomstandigheden is via HotSpot telkens de pluimlocatie gesimuleerd. De resultaten van deze simulaties worden weergegeven in Figuur 6-4. De rode ovale omlijning geeft het gebied aan waar volgens de berekeningen de hoogste dosis opgelopen zou worden. De gele aanduidingen zijn de BR-1, de meetpunten (M1 en M2) en de voorspelde afstand waarop de pluim tot op grondniveau zou dalen (schatting).



Figuur 6-4: Pluimlocatie geschat via HotSpot: 02/03 (links); 10/03 (rechts) en 16/03 (onder)

Op bovenstaande figuren is duidelijk te zien dat de richting waarin de pluim gezocht moest worden telkens correct was. De schatting van de afstand waarop de maximale pluimconcentratie

gemeten kon worden was echter telkens minder correct. Door deze afwijkingen kon vooraf nooit een background opgenomen worden omdat de juiste afstand niet bepaald kon worden. De background is daarom steeds achteraf bepaald of op een nabijgelegen plaats waar geen interferentie was van de  $^{41}\text{Ar}$ -pluim.

### 6.2.1 Meting 02/03

Op 2 verschillende plaatsen (M1 en M2), zie Figuur 6-4, is gedurende 3 minuten een meting uitgevoerd met de twee 100 cm<sup>2</sup> ZnS scintillatiedetectoren. De resultaten van deze 2 metingen zijn weergegeven in Bijlage 4. Op de curve in deze grafieken is reeds een backgroundcorrectie uitgevoerd. Op basis van deze twee grafieken kan duidelijk nog geen conclusie getrokken worden over de werking van de methode, namelijk het detecteren van  $\beta$ 's in de pluim omwille van de te grote onzekerheid. Om de onzekerheid op de meting te verkleinen, worden de metingen bekeken per 10 seconden, zie Figuur 6-5 en Figuur 6-6. Deze resultaten zijn vergelijkbaar met het resultaat dat zou bekomen worden wanneer telkens een geïntegreerde meting van 10s uitgevoerd zou worden. De onzekerheid op de metingen is bepaald volgens onderstaande formule:

$$\Delta Rzk_{10} = \sqrt{(\Delta zk_{10})^2 + (\Delta BG_{10})^2}$$

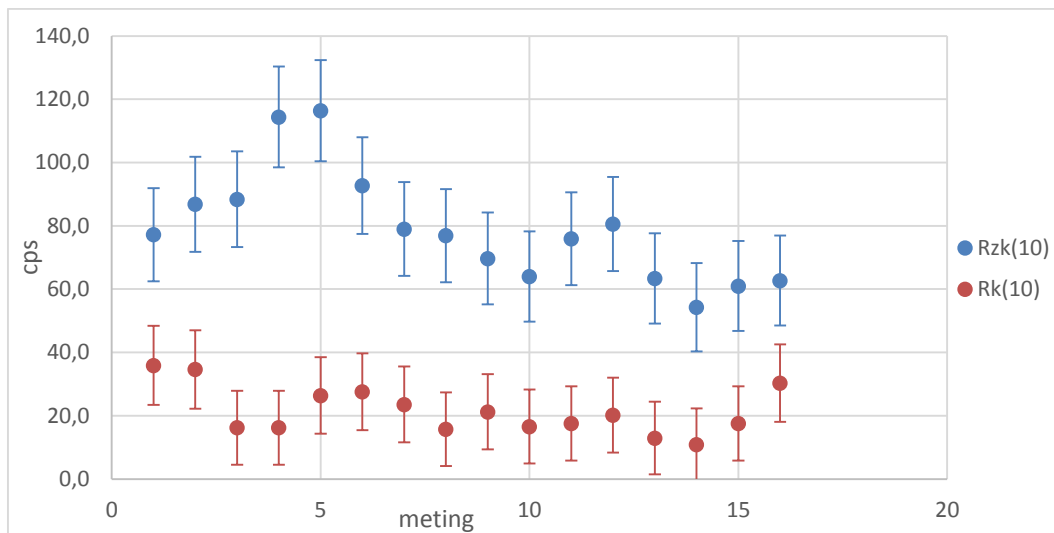
$\Delta Rzk_{10}$

= onzekerheid op de som van 10 meetpunten zk waarop een backgroundcorrectie is uitgevoerd

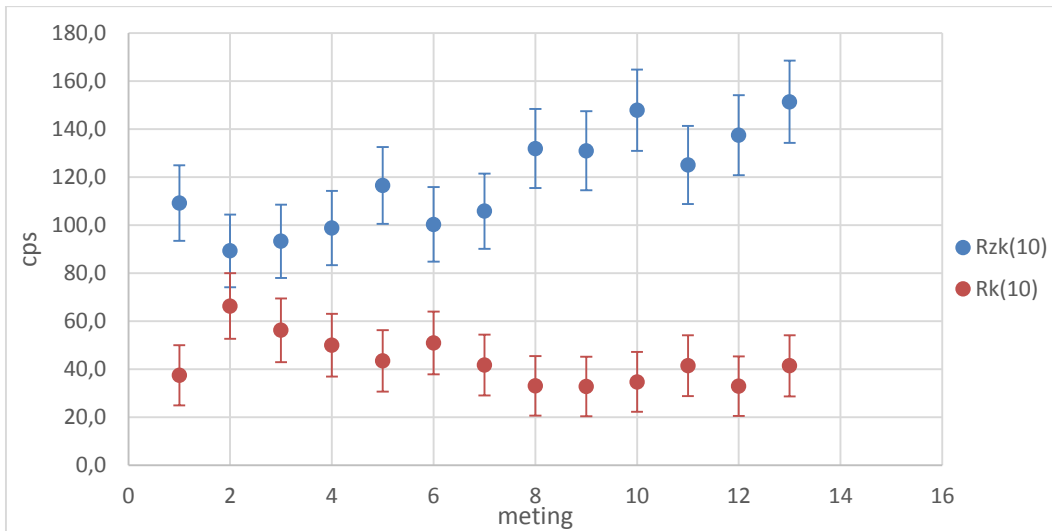
$\Delta zk_{10}$  = onzekerheid op de som van 10 meetpunten zonder kap

$\Delta BG_{10} = \sqrt{(10 * BG)}$

De formule die gebruikt wordt om  $\Delta R_k$  te berekenen is identiek aan bovenstaande formule, maar in de plaats van  $\Delta zk$  wordt er dan  $\Delta k$  gebruikt.

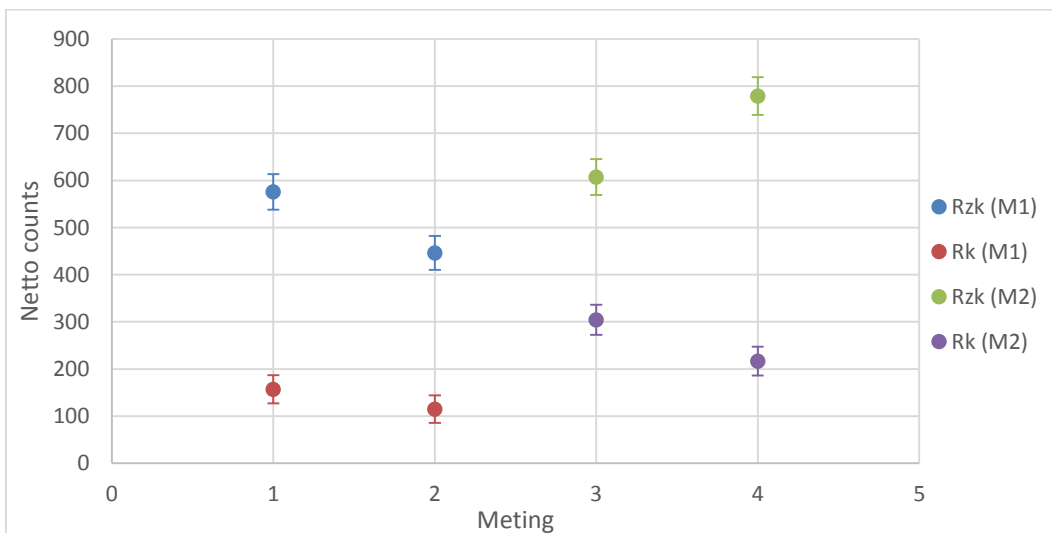


Figuur 6-5: Resultaat tijdsgeïntegreerde (10s)  $^{41}\text{Ar}$ -meting op M1 (02/03)



Figuur 6-6: Resultaat tijdsgeïntegreerde (10s) <sup>41</sup>Ar-meting op M2 (02/03)

Ten opzichte van de grafieken in Bijlage 4 is er nu al een veel groter verschil merkbaar tussen de meting met en zonder kap. Hieruit kan dus besloten worden dat het aan te raden is om de methode uit te voeren met een geïntegreerde meting. Hoe langer de integratietijd genomen zal worden, hoe groter het verschil zal worden. Voor first responders zal het dus eenvoudiger zijn om een onderscheid te kunnen maken als de integratietijd langer is. Voor first responders zou het bijvoorbeeld geschikt kunnen zijn om een integratietijd van 1 minuut te nemen. Het resultaat dat dan bekomen zou worden wordt weergegeven in Figuur 6-7.



Figuur 6-7: Resultaat tijdsgeïntegreerde (1 min) <sup>41</sup>Ar-meting (02/03)

Zoals verwacht is de onzekerheid op de metingen kleiner geworden en dus gemakkelijker interpreteerbaar voor een first responder. Om een besluit te kunnen trekken over de werking van de methode moet de  $\beta$ -bijdrage bepaald worden en moet deze voldoen aan de eerder opgestelde voorwaarde van 20%. De  $\beta$ -bijdrage tot het resultaat is berekend via onderstaande formule:

$$N_{\beta} = R_{zk} - R_k$$

$$\Delta N_{\beta} = \sqrt{(\Delta R_{zk})^2 + (\Delta R_k)^2}$$

$$\beta - \text{bijdrage} = \frac{N_{\beta}}{R_{zk}} * 100 \%$$

$$\Delta\beta - \text{bijdrage} = \frac{N_{\beta}}{R_{zk}} * \sqrt{\left(\frac{\Delta N_{\beta}}{N_{\beta}}\right)^2 + \left(\frac{\Delta R_{zk}}{R_{zk}}\right)^2} * 100 \%$$

De resultaten van deze berekeningen zijn weergegeven in Tabel 6-3.

Tabel 6-3:  $\beta$ -bijdrage na integratie van 1 min voor de  $^{41}\text{Ar}$ -meting (02/03)

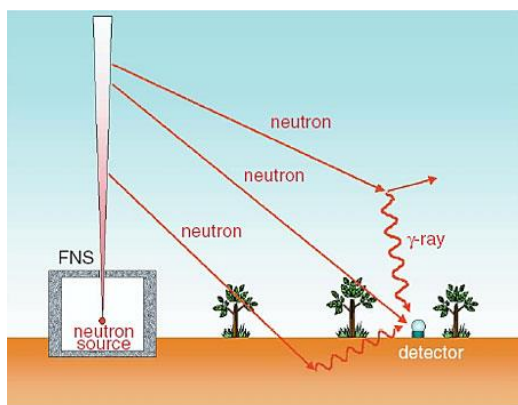
Meting	$N_{\beta}$	$\Delta N_{\beta}$	$\beta$ -bijdrage (%)	$\Delta\beta$ -bijdrage (%)
1	419,0	47,9	72,8	9,6
2	331,3	46,1	74,3	11,9
3	303,1	49,7	49,9	8,8
4	562,5	50,6	72,2	7,5

Op basis van bovenstaande tabel kan geconcludeerd worden dat de methode voldoet aan de voorwaarde en dat de methode dus werkt wanneer de pluim zich op grondniveau bevindt.

### 6.2.2 Meting 10/03

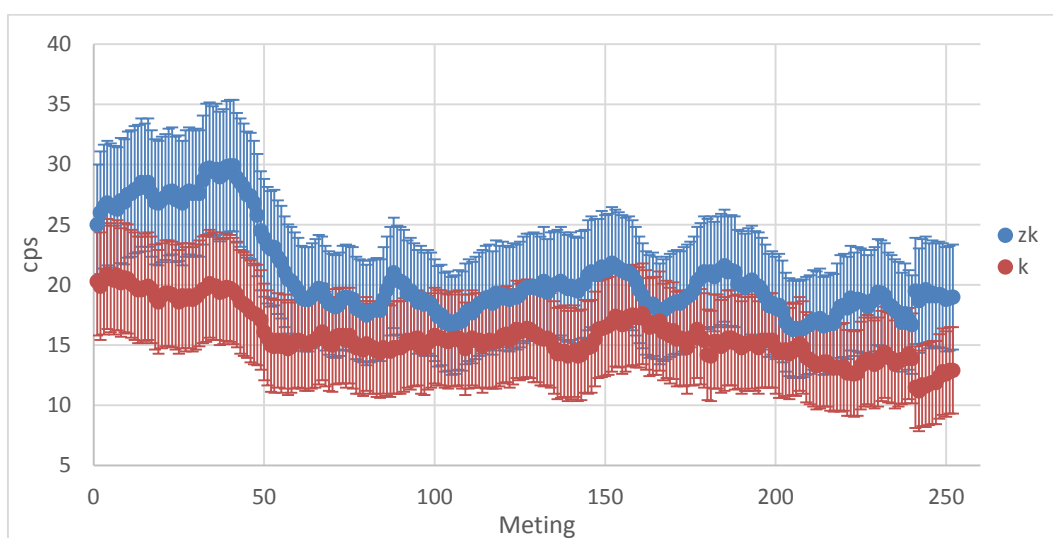
In sommige omstandigheden was het niet mogelijk om op de geschatte afstand een meting uit te voeren omwille van de locatie, zoals bij de meting op 10/03 waarbij de pluim zou neerdalen in het bos. Met behulp van de TELERAD-stations op het domein van het SCK-CEN is uiteindelijk de pluim wel gedetecteerd op slechts ~ 100 m van BR-1 schouw. Nadeel aan deze locatie is dat het kalibratiegebouw zich op slechts ~ 50 m bevindt. In het kalibratiegebouw was tijdens de meting ook een bestraling bezig die voor interferentie zorgde, waarschijnlijk via skyshine. Bij skyshine wordt de primaire ioniserende straling, uitgezonden door het dak van het gebouw, teruggestrooid naar het grondoppervlak. Dit wordt verduidelijkt in Figuur 6-8. In dit voorbeeld wordt er uitgegaan van een neutronenbron, dit is echter niet noodzakelijk.





Figuur 6-8: Skyshine [41]

Omwille van deze interferentie was er nagenoeg geen verschil merkbaar tussen de meting met of zonder kap, zie Figuur 6-9.



Figuur 6-9: Resultaat  $^{41}\text{Ar}$ -meting op M2 (10/03)

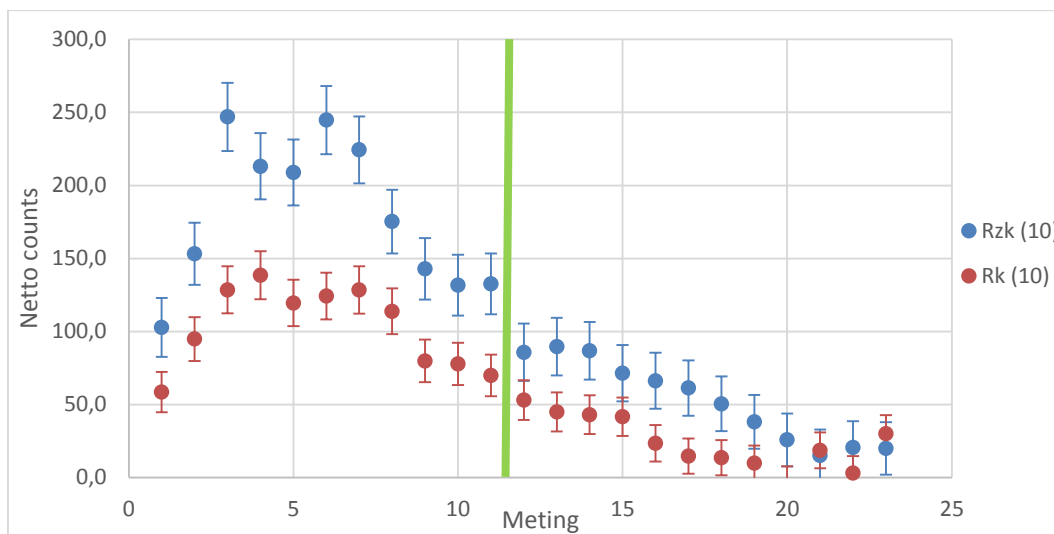
Zoals afgeleid kan worden op bovenstaande figuur is de  $\gamma$ -bijdrage te groot ten opzichte van de  $\beta$ -bijdrage. Zoals reeds aangehaald kan dit verklaard worden door eventuele skyshine van het kalibratiegebouw. Een andere verklaring kan zijn dat de pluim nog niet tot op grondniveau gedaald was maar zich nog in de lucht bevond. Hierdoor konden de  $\gamma$ 's wel gedetecteerd worden met de detectoren maar de  $\beta$ 's niet. Omdat uit deze metingen geen conclusie getrokken kan worden, zullen er ook geen verdere berekeningen op uitgevoerd worden.

### 6.2.3 Meting 16/03

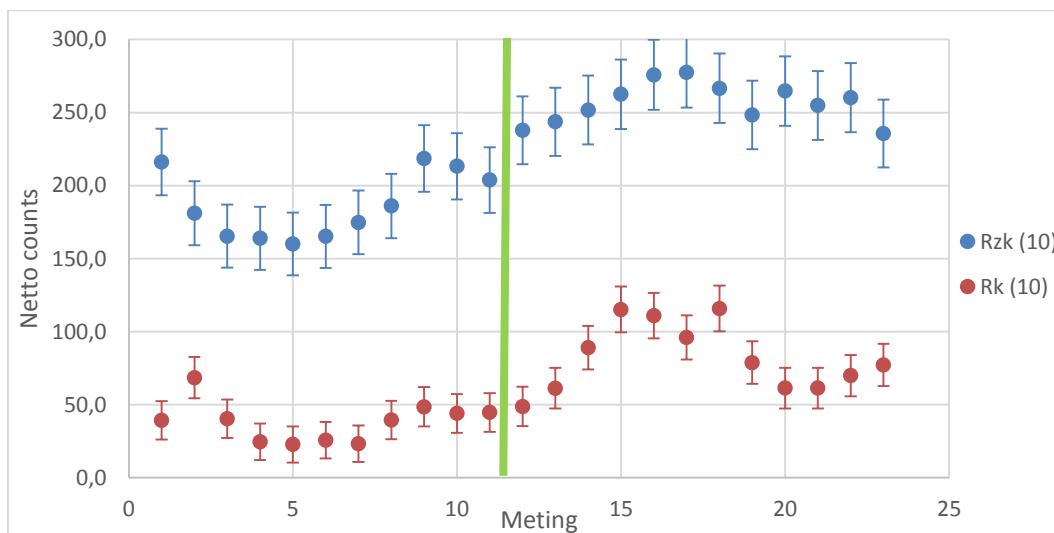
Op 2 verschillende plaatsen (M1 en M2), zie Figuur 6-4, is gedurende 4 minuten een meting uitgevoerd met de 2 100 cm<sup>2</sup> ZnS scintillatiedetectoren. De resultaten van deze 2 metingen zijn weergegeven in Bijlage 5, op deze grafieken is reeds een backgroundcorrectie uitgevoerd. Op

basis van deze twee grafieken kan, net zoals bij de meting op 02/03, nog geen conclusie getrokken worden over de werking van de methode. Om de onzekerheid op de meting te verkleinen worden de metingen bekeken als een tijdsgeïntegreerde meting van 10 seconden, zie Figuur 6-10 en Figuur 6-11. De onzekerheden op de meetwaarden in dit hoofdstuk zijn op identiek dezelfde manier berekend als in hoofdstuk 6.2.1.

De groene lijn op de grafieken duidt de scheiding aan tussen de eerste 2 minuten en de laatste 2 minuten. Deze aanduidingen is aangebracht om te kunnen vergelijken met de  $^{41}\text{Ar}$ -meting uitgevoerd met de  $\text{LaBr}_3$ -detector. Met de  $\text{LaBr}_3$ -detector is namelijk tijdens de meting tweemaal een spectrum gedurende 2 minuten opgenomen zodat het verschil in  $^{41}\text{Ar}$ -concentratie vergeleken kan worden met eventuele fluctuaties in de metingen met de scintillatiedetectoren.



Figuur 6-10: Resultaat tijdsgeïntegreerde (10s)  $^{41}\text{Ar}$ -meting op M1 (16/03)



Figuur 6-11: Resultaat tijdsgeïntegreerde (10s)  $^{41}\text{Ar}$ -meting op M2 (16/03)

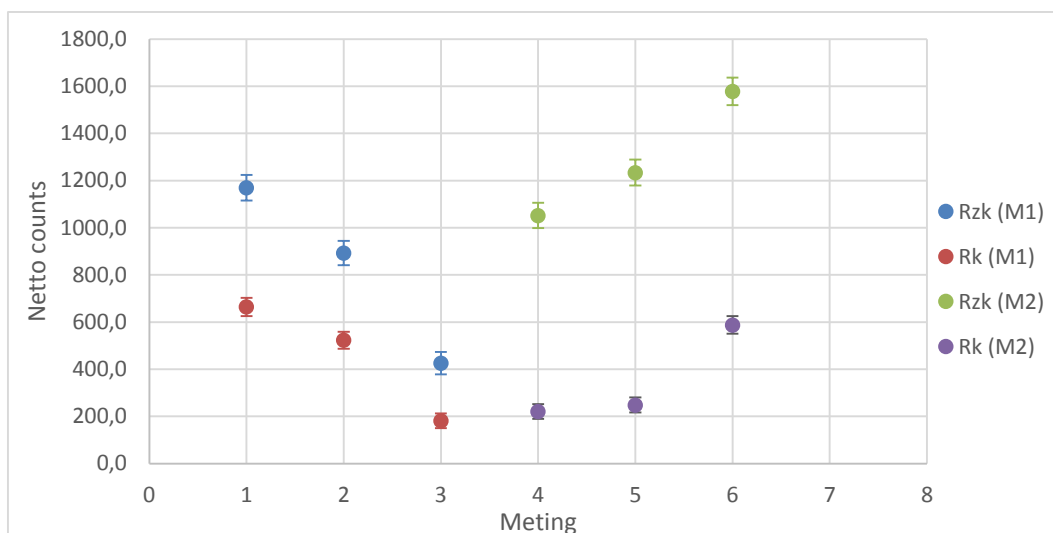
Net zoals bij de metingen van 02/03 is het verschil tussen de meting, met of zonder kap reeds veel duidelijker zichtbaar bij een tijdsgeïntegreerde meting van 10 seconden. Bij de meting op M1 is een duidelijk verschil zichtbaar tussen de eerste en de laatste 2 minuten. Door de vergelijking van

dit spectrum met Tabel 6-4 kan geconcludeerd worden dat dit verschil een gevolg is van een lagere  $^{41}\text{Ar}$ -concentratie in de lucht. Ook tussen de meting op M1 en M2 is een groot verschil merkbaar. Bij M1 is de  $\beta$ -bijdrage veel lager dan bij M2. Dit verklaart ook waarom de  $\text{LaBr}_3$ -meting voor M2 lager is dan M1, ondanks dat het aantal counts gemeten met de scintillatiedetector groter is. De  $\text{LaBr}_3$ -detector detecteert namelijk enkel  $\gamma$ 's en de  $\gamma$ -bijdrage bij de meting op M1 is groter dan bij M2.

Tabel 6-4: Resultaten  $\text{LaBr}_3$ -meting (16/03)

Nuclide	Counts			
	M1-1	M1-2	M2-1	M2-2
Ar-41	950 $\pm$ 43	228 $\pm$ 30	371 $\pm$ 32	731 $\pm$ 37

De methode wordt geëvalueerd op basis van een integratietijd van 1 minuut, omdat dit het meest geschikt is voor first responders. De resultaten voor de meting op M1 en M2 worden beide weergegeven in Figuur 6-12. Ook hier is de onzekerheidsberekening uitgevoerd zoals in hoofdstuk 6.2.1.



Figuur 6-12: Resultaat tijdsgeïntegreerde (1 min)  $^{41}\text{Ar}$ -meting (16/03)

Op basis van bovenstaande grafiek kan verwacht worden dat de methode voldoet aan de voorwaarde dat de  $\beta$ -bijdrage minimaal 20% moet bedragen. Voor de zekerheid is in Tabel 6-5 de  $\beta$ -bijdrage berekent voor de  $^{41}\text{Ar}$ -meting op beide locaties.

Tabel 6-5:  $\beta$ -bijdrage na integratie van 1 min voor de  $^{41}\text{Ar}$ -meting (16/03)

Meting	$N_\beta$	$\Delta N_\beta$	$\beta$ -bijdrage (%)	$\Delta\beta$ -bijdrage (%)
1	505,5	66,6	43,2	6,0
2	369,9	63,4	41,4	7,5
3	244,4	56,6	57,4	14,8
4	831,0	62,2	79,0	7,2
5	985,6	63,9	79,9	6,3
6	990,1	69,0	62,7	4,9

Net zoals bij de metingen op 02/03 kan geconcludeerd worden uit bovenstaande tabel dat de methode werkt in het geval van een pluim op grondniveau.

## 6.2.4 Gevoeligheidsbepaling

Bij het opnemen van de spectra met de  $\text{LaBr}_3$ -detector, is ook telkens het dosistempo bepaald. Met behulp van deze dosistempo's kan aan de metingen telkens ook een bepaalde luchtconcentratie aan  $^{41}\text{Ar}$  toegewezen worden. Hiervoor wordt onderstaande formule gebruikt:

$$C_{\text{lucht,Ar-41}} = \frac{\text{Dosistempo} \left[ \frac{\text{nSv}}{\text{h}} \right] * 10^{-9} \frac{\text{Sv}}{\text{nSv}}}{3600 \frac{\text{s}}{\text{h}}} \frac{1}{6,50 * 10^{-14} \frac{\text{Sv} * \text{m}^3}{\text{Bq} * \text{s}}}$$

Omdat het dosistempo duidt op de dosis opgelopen door externe straling afkomstig uit de pluim, wordt ook getracht om dit om te zetten in een inhalatiedosis. Dit is echter niet mogelijk voor  $^{41}\text{Ar}$  omdat het een edelgas is. Daarom wordt getracht de  $^{41}\text{Ar}$ -concentratie om te zetten naar een  $^{137}\text{Cs}$ -concentratie. Deze omzetting zal gebeuren op basis van de  $\beta$ -dracht en is dus een ruwe schatting. Omdat de  $\beta$ -dracht van  $^{41}\text{Ar}$  veel groter is dan deze van  $^{137}\text{Cs}$ , zal er dus ook een veel grotere  $^{137}\text{Cs}$ -concentratie nodig zijn om ongeveer evenveel counts te genereren in de detectoren. De omzetting wordt uitgevoerd met behulp van onderstaande formule:

$$C_{\text{lucht,Cs-137}} = \frac{V_{\text{Ar-41}}}{V_{\text{Cs-137}}} * C_{\text{lucht,Ar-41}}$$

In Tabel 6-6 zijn uitgaande van de gemeten dosistempi, de  $^{41}\text{Ar}$ - en  $^{137}\text{Cs}$ -concentraties berekend met behulp van bovenstaande formules. Op de dosistempi is reeds een backgroundcorrectie uitgevoerd.

Tabel 6-6: Bepaling van de  $^{41}\text{Ar}$ - en  $^{137}\text{Cs}$ -concentraties in de lucht uitgaande van het dosistempo gemeten met de  $\text{LaBr}_3$ -detector tijdens de  $^{41}\text{Ar}$ -metingen (achtergrondcorrectie werd uitgevoerd voor dosistempo)

Datum	Meting	Dosistempo (nSv/h)	$C_{\text{lucht, Ar-41}}$ (Bq/m <sup>3</sup> )	$C_{\text{lucht, Cs-137}}$ (Bq/m <sup>3</sup> )
02/03	M1	43	184	9007
	M2	63	269	13196
16/03	M1	198	846	41473
	M2	135	577	28277

Zoals verwacht is de  $^{137}\text{Cs}$ -concentratie, om hetzelfde aantal counts te detecteren, veel groter dan de  $^{41}\text{Ar}$ -concentratie. Door deze grotere luchtconcentratie zal ook het dosistempo en dus ook de wolkstralingsdosis groter zijn. Nog belangrijker dan deze stijging in wolkstralingsdosis, is de inhalatiedosis die wel opgelopen kan worden bij een  $^{137}\text{Cs}$ -concentratie en niet bij een  $^{41}\text{Ar}$ -concentratie. In Tabel 6-7 zijn de wolkstralings- en de inhalatiedosis uitgerekend voor de luchtconcentraties uit Tabel 6-6. Deze effectieve dosissen zijn uitgerekend voor een situatie waarbij de first responder 8 h is blootgesteld aan de pluim.

Tabel 6-7: Bepaling van de effectieve dosissen die opgelopen kunnen worden door first responders bij een blootstellingstijd van 8 h

Datum	Meting	$E_{\text{wolk, Ar-41}}$ ( $\mu\text{Sv}$ )	$E_{\text{wolk, Cs-137}}$ ( $\mu\text{Sv}$ )	$E_{\text{inh, Cs-137}}$ (mSv)
02/03	M1	0,34	9,37	4,25
	M2	0,50	13,7	6,22
16/03	M1	1,58	43,1	19,6
	M2	1,08	29,4	13,3

Uit bovenstaande tabel blijkt dat de wolkstralingsdosis afkomstig van de  $^{137}\text{Cs}$ -concentratie ongeveer 30 maal groter is dan bij de  $^{41}\text{Ar}$ -concentratie, ondanks dat de luchtconcentratie ongeveer 60 keer groter is. Dit verschil, factor 2, is een gevolg van de lagere  $\gamma$ -energie uitgezonden door  $^{137}\text{Cs}$  dan door  $^{41}\text{Ar}$ .

Uit de tabel blijkt ook dat de inhalatiedosis, zoals verwacht, veel groter is dan de wolkstralingsdosis. Indien een first responder gedurende 8 h blootgesteld wordt aan deze  $^{137}\text{Cs}$ -concentraties is de opgelopen dosis nagenoeg gelijk aan de jaarlijkse dosislimiet van 20 mSv voor beroepsmatig blootgestelde personen.

Hieruit blijkt dus nogmaals dat het belangrijk is voor first responders om te kunnen bepalen of er inhalatie mogelijk is zodat hij/zij maatregelen kan nemen om de inhalatiedosis drastisch te verminderen.



## 7 OPPERVLAKTECONTAMINATIE

In dit hoofdstuk wordt de werking van de methode getest in het geval van oppervlaktecontaminatie. Bij een nucleair of radiologisch ongeval zal er tijdens de passage van de pluim depositie op het grondoppervlak plaatsvinden. Na de passage van de pluim blijft er dus een gecontamineerd grondoppervlak over. In deze metingen wordt het scenario gesimuleerd waarbij de pluim reeds gepasseerd is en er enkel nog maar oppervlaktecontaminatie aanwezig is.

Voor deze metingen wordt er gebruik gemaakt van oppervlaktebronnen, met hierop een contaminatie van  $^{137}\text{Cs}$  en  $^{133}\text{Ba}$ . Omdat  $^{133}\text{Ba}$  enkel een  $\gamma$ -straler is zal de  $\beta$ -straling enkel afkomstig zijn van  $^{137}\text{Cs}$ . Voor de simulatie worden 20 oppervlaktebronnen gebruikt met een oppervlakte van  $0,37422 \text{ m}^2$ . Dit resulteert in een totale oppervlakte van de testbron van  $7,4844 \text{ m}^2$ . De activiteit van de oppervlaktebronnen bedraagt:

- $^{137}\text{Cs} \approx 28000 \text{ Bq/m}^2$
- $^{133}\text{Ba} \approx 16000 \text{ Bq/m}^2$

De metingen zijn uitgevoerd op verschillende afstanden tot de bron en met of zonder kap. De resultaten van deze metingen, waarop reeds een backgroundcorrectie uitgevoerd is, zijn weergegeven in Tabel 7-1.

Tabel 7-1: Resultaat oppervlaktemeting van 20 oppervlaktebronnen

Afstand (cm)	$R_{zk}$ (cps)	$\Delta R_{zk}$	$R_k$ (cps)	$\Delta R_k$	$N_\beta$ (cps)	$\Delta N_\beta$
0	22,78	6,1	8,78	4,8	14	7,8
5	18,38	5,8	6,48	4,5	11,9	7,3
10	16,38	5,6	5,98	4,5	10,4	7,2
20	12,28	5,2	4,88	4,3	7,4	6,8
30	10,08	5,0	3,78	4,2	6,3	6,5
40	7,98	4,8	3,18	4,1	4,8	6,3
50	6,18	4,6	2,75	4,1	3,43	6,1
100	2,32	4,1	1,35	3,9	0,97	5,7

$R_{zk}$  = Resultaat meting zonder kap waarop reeds een backgroundcorrectie is uitgevoerd

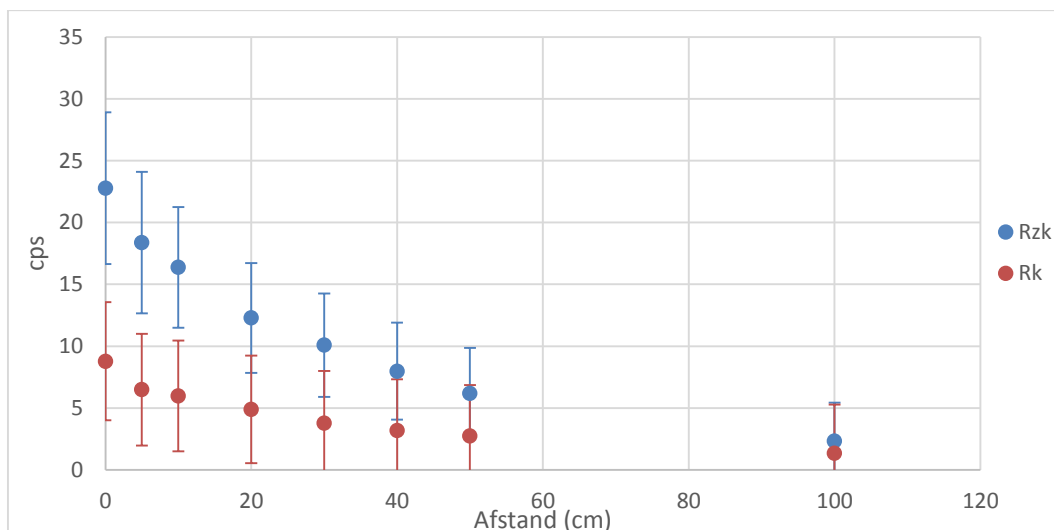
$R_k$  = Resultaat meting met kap waarop reeds een backgroundcorrectie is uitgevoerd

$\Delta R_{k/zk}$  = Onzekerheid op het resultaat van de meting met of zonder kap

$N_\beta$  = Aantal gedetecteerde  $\beta$ 's

$\Delta N_\beta$  = Onzekerheid op het aantal gedetecteerde  $\beta$ 's

Uit bovenstaande tabel kan afgeleid worden dat, door de lage activiteit van de oppervlaktebronnen, de onzekerheid op de metingen zeer groot is. Om een duidelijker beeld te krijgen van welke meting bruikbaar is worden de resultaten uitgezet in een grafiek, zie Figuur 7-1. Een meting wordt als bruikbaar beschouwd wanneer er geen overlapping is tussen de onzekerheid op de meting, met of zonder kap.



Figuur 7-1: Resultaat oppervlakmeting van 20 oppervlaktebronnen

Zoals verwacht blijkt er bij het merendeel van de meetpunten een overlapping te zijn tussen de onzekerheden op de meetwaarden. Enkel bij de meetpunten kleiner of gelijk aan 10 cm wordt er geen overlapping waargenomen. Om een conclusie te kunnen trekken over de werking van de methode moet de  $\beta$ -bijdrage bepaald worden en moet deze voldoen aan de voorwaarde van 20%. In Tabel 7-2 is de  $\beta$ -bijdrage berekend voor alle afstanden tot de oppervlaktebronnen.

Tabel 7-2:  $\beta$ -bijdrage voor de oppervlakmeting van 20 oppervlaktebronnen

Afstand (cm)	$R_{zk}$ (cps)	$\Delta R_{zk}$	$N_{\beta}$ (cps)	$\Delta N_{\beta}$	$\beta$ -bijdrage (%)	$\Delta\beta$ -bijdrage
0	22,78	6,1	14	7,8	61,5	37,9
5	18,38	5,8	11,9	7,3	64,7	44,8
10	16,38	5,6	10,4	7,2	63,5	48,8
20	12,28	5,2	7,4	6,8	60,3	60,9
30	10,08	5,0	6,3	6,5	62,5	71,9
40	7,98	4,8	4,8	6,3	60,2	87,1
50	6,18	4,6	3,43	6,1	55,5	107,7
100	2,32	4,1	0,97	5,7	41,8	257,0

Als enkel gekeken wordt naar de  $\beta$ -bijdrage blijkt elke afstand te voldoen aan de voorwaarde van minstens 20%  $\beta$ -bijdrage. Er moet echter ook rekening gehouden met de onzekerheid op deze waarde. Zoals in hoofdstuk 6 reeds gesuggereerd is zal het voor first responders, omwille van de grote onzekerheid op de metingen, beter zijn om een geïntegreerde meting uit te voeren van 1 minuut. Bij een geïntegreerde meting van deze oppervlaktecontaminatie zou de onzekerheid op deze metingen kleiner worden, zie Tabel 7-3.



Tabel 7-3:  $\beta$ -bijdrage voor de geïntegreerde (1min) oppervlaktemeting van 20 oppervlaktebronnen

Afstand (cm)	$R_{zk}$ (cps)	$\Delta R_{zk}$	$N_{\beta}$ (cps)	$\Delta N_{\beta}$	$\beta$ -bijdrage (%)	$\Delta\beta$ -bijdrage
0	1367	47,5	840	60,2	61,5	4,9
5	1103	44,6	714	56,8	64,7	5,8
10	983	43,3	624	55,4	63,5	6,3
20	737	40,3	444	52,6	60,3	7,9
30	605	38,7	378	50,6	62,5	9,3
40	479	37,0	288	49,0	60,2	11,2
50	371	35,5	205,8	47,6	55,5	13,9
100	139	32,1	58,2	44,2	41,8	33,2

Zoals verwacht is de onzekerheid op de meting drastisch verkleind zodat op basis van deze resultaten wel een conclusie getrokken kan worden. Als er rekening gehouden wordt met de onzekerheid op  $\beta$ -bijdrage, blijken de meetpunten met een afstand kleiner of gelijk aan 50 cm te voldoen. Hieruit kan dus geconcludeerd worden dat de methode werkt wanneer de meting op grondniveau uitgevoerd wordt op een afstand kleiner of gelijk aan 50 cm tot het grondoppervlak.

Ondanks dat de methode blijkt te werken, in het geval van enkel oppervlaktecontaminatie, tot op een afstand van 50 cm tot het grondoppervlak is het toch aan te raden om de meting zo dicht mogelijk tegen het grondoppervlak uit te voeren. Dit is belangrijk omdat dan het aantal gedetecteerde  $\beta$ 's het grootste is. Het aantal  $\beta$ 's dat gedetecteerd wordt kan belangrijk zijn wanneer er wel een luchtcontaminatie aanwezig is en er dus interferentie zal zijn door de grote  $\gamma$ -detectie.

## 7.1 Gevoeligheidsbepaling

Omwille van de afwezigheid van een pluim is in dit geval enkel externe straling afkomstig vanuit het gecontamineerd grondoppervlak mogelijk. Kijkend naar de stralingsbescherming is deze blootstellingssituatie dus veel minder gevaarlijk dan wanneer er een pluim aanwezig zou zijn. De dosis die opgelopen zou worden indien een first responder gedurende 8 h blootgesteld zou worden aan de oppervlaktecontaminatie bedraagt 0,63  $\mu\text{Sv}$ . Deze grondstralingsdosis kan, voor first responders, nagenoeg verwaarloosd worden aangezien deze waarde niet eens een verdubbeling van de jaarlijkse dosis ten gevolge van natuurlijke achtergrondstraling teweegbrengt.

Er dient wel opgemerkt te worden dat, in scenario's waarin een first responder ter plaatse moet komen, de oppervlaktecontaminatie meestal veel groter zal zijn dan tijdens deze simulaties, bv. Fukushima. In werkelijke scenario's zal de grondstralingsdosis die opgelopen wordt door een first responder, bij een blootstellingstijd van 8 h, veel groter zijn dan 0,63  $\mu\text{Sv}$ . Deze opmerking klopt echter niet wanneer er voornamelijk atmosferische uitstoot is van edelgassen en/of jodium, bv. Three mile island en IRE.

In hoofdstuk 2.3.3 zijn reële waarden voor de grondstralingsdosis bij ongeval situaties uitgerekend. Uit deze berekeningen blijkt dat, bij een blootstellingstijd van 8 h, een first responder

een grondstralingsdosis oploopt van ongeveer enkele tientallen mSv bij een zwaar nucleair ongeval, bv. Fukushima en Tsjernobyl. Bij een radiologisch ongeval, zoals het scenario van Doel 3/4, zal de grondstralingsdosis ongeveer 1 mSv bedragen. Bij het ongevalsscenario van TMI en IRE is de grondstralingsdosis, zoals reeds eerder aangehaald, ongeveer een factor 10 lager dan de 0,63  $\mu$ Sv uit de experimenten.

## 8 SENSITIVITEITSANALYSE

In de vorige methode is aangetoond dat de methode werkt wanneer er slechts één bron van straling aanwezig is, lucht- of oppervlaktecontaminatie. In werkelijkheid is het ook mogelijk dat zowel luchtcontaminatie als oppervlaktecontaminatie aanwezig zijn.

In dit hoofdstuk wordt de gevoeligheid van de methode getest in 2 verschillende scenario's.

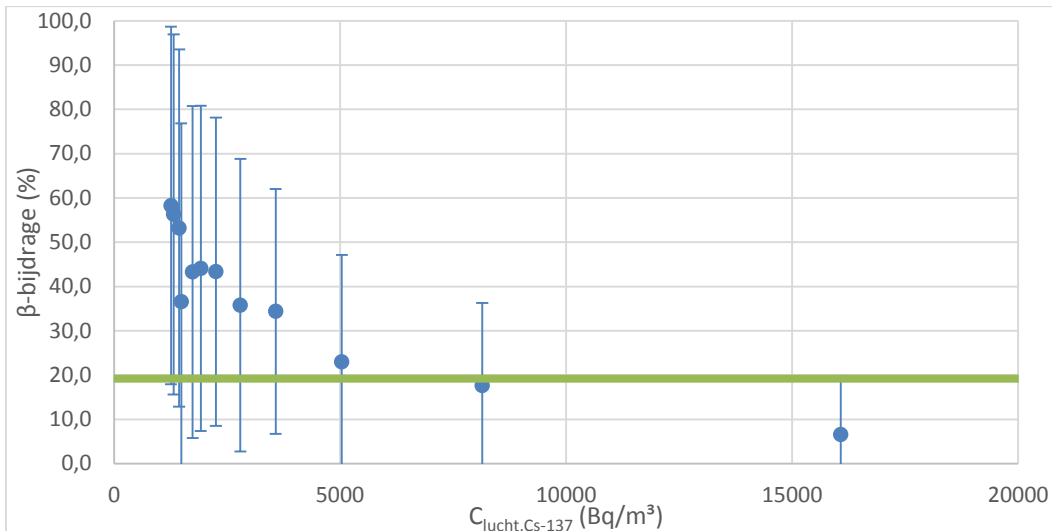
- In het eerste scenario is er een lage oppervlaktecontaminatie (zie hoofdstuk 7) aanwezig en ook een bepaalde luchtcontaminatie. Vanaf welke luchtcontaminatie is de lage oppervlaktecontaminatie niet meer meetbaar?
- In het tweede scenario is er een lage luchtcontaminatie (zie hoofdstuk 6) aanwezig en ook een bepaalde oppervlaktecontaminatie. Vanaf welke oppervlaktecontaminatie is de lage luchtcontaminatie niet meer meetbaar?

### 8.1 Scenario 1: lage oppervlaktecontaminatie

In dit scenario worden de 20 oppervlaktebronnen gebruikt als lage oppervlaktecontaminatie. De luchtcontaminatie is gesimuleerd door middel van een gesloten  $^{137}\text{Cs}$ -puntbron (enkel  $\gamma$ 's) te laten variëren in afstand tot de detector. De luchtconcentratie, die overeenstemt met een bepaalde afstand van de puntbron tot de detector, is berekenbaar indien het dosistempo op deze afstand gekend is. Onderstaande formule [14] geeft aan hoe de luchtconcentratie bepaald kan worden op basis van het dosistempo:

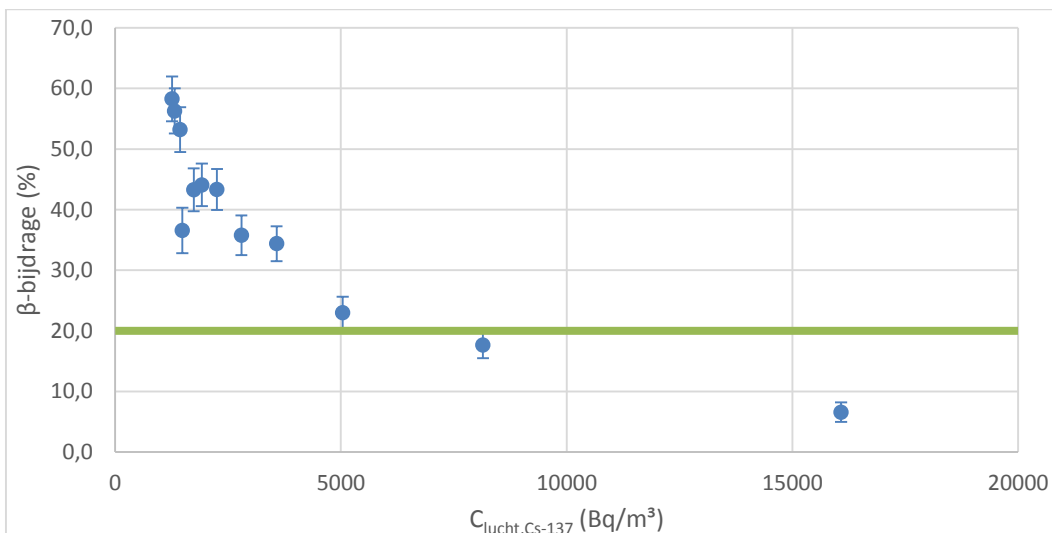
$$C_{\text{lucht}, \text{Cs-137}} = \frac{\text{Dosistempo} \left[ \frac{\text{nSv}}{\text{h}} \right]}{100 \frac{\text{nSv}}{\text{h}}} * 1200 \frac{\text{Bq}}{\text{m}^3}$$

In totaal is er op 16 verschillende afstanden gemeten ten opzichte van de bron, dit resulteert in de simulatie van 16 verschillende luchtconcentraties. Op heupniveau zal het verschil tussen de meting met of zonder kap bij eender welke gesimuleerde luchtconcentratie ongeveer gelijk zijn aangezien hier geen  $\beta$ 's gedetecteerd worden vanuit de oppervlaktecontaminatie. Om deze reden zullen enkel de resultaten van de metingen op grondniveau bekeken worden. De  $\beta$ -bijdrage is berekend en uitgezet ten opzichte van de luchtconcentratie in Figuur 8-1. Op deze grafiek is met een groene horizontale lijn ook de grensvoorwaarde aangeduid waarboven de  $\beta$ -bijdrage moet zitten om beschouwd te worden als een voldoende grote detectie.



Figuur 8-1:  $\beta$ -bijdrage in functie van de luchtconcentratie

Op bovenstaande figuur zijn niet alle meetresultaten weergegeven omwille van de zeer lage  $\beta$ -bijdrage naarmate de  $C_{\text{lucht,Cs-137}}$  groter werd. Door deze resultaten weg te laten kon een duidelijkere grafiek opgesteld worden. Op deze grafiek is duidelijk zichtbaar dat tot en met een  $C_{\text{lucht,Cs-137}}$  van 5000 Bq/m<sup>3</sup> de  $\beta$ -bijdrage groter is dan de vereiste 20%. De onzekerheid op het resultaat is in dit gebied echter zeer groot, waardoor er aan de hand van deze grafiek nog geen conclusie getrokken kan worden over de gevoeligheid. Om de relatieve onzekerheid op deze meetresultaten te verkleinen werd weer gekozen om een geïntegreerde meting van 1 minuut uit te voeren. De resultaten van deze metingen worden weergegeven in Figuur 8-2.



Figuur 8-2:  $\beta$ -bijdrage, na integratie van 1 minuut, in functie van de luchtconcentratie

Ten opzichte van Figuur 8-1 zijn zoals verwacht de onzekerheden op de meetresultaten drastisch verkleind. Op basis van deze grafiek kan wel een conclusie getrokken worden omtrent de gevoeligheid bij deze lage oppervlaktecontaminatie. Met deze methode blijkt het mogelijk om deze lage oppervlaktecontaminatie te detecteren tot een interfererende luchtcontaminatie van 5000 Bq/m<sup>3</sup>. Deze conclusie is slechts enkel geldig voor deze specifieke oppervlaktecontaminatie en een luchtcontaminatie van <sup>137</sup>Cs.

### 8.1.1 Dosisbepalingsfouten

Om iets over de foutieve dosisbepaling van deze methode te zeggen, moet de wolkstralings- en inhalatiedosis berekend worden die overeenkomt met de gesimuleerde luchtcontaminaties. Belangrijk is vooral de dosis, overeenstemmend met de grenswaarde van 5000 Bq/m<sup>3</sup>, waarboven de lage oppervlaktecontaminatie niet meer gedetecteerd wordt. Zoals berekend in vorig hoofdstuk is de effectieve dosis ten gevolge van een blootstelling van 8 h aan deze oppervlaktecontaminatie gelijk aan 0,63 µSv. In Tabel 8-1 zijn de wolkstralings- en inhalatiedosis berekend die opgelopen zouden worden door een first responder bij een blootstelling van 8 h aan de pluim.

Tabel 8-1: Wolkstralings- en inhalatiedosis ten gevolge van de gesimuleerde <sup>137</sup>Cs-luchtconcentraties

C <sub>lucht, Cs-137</sub> (kBq/m <sup>3</sup> )	E <sub>wolk</sub> (µSv)	E <sub>inh</sub> (mSv)
102	107	48,4
72,2	75,1	34,1
47,9	49,8	22,6
26,2	27,2	12,3
16,1	16,7	7,59
8,15	8,47	3,85
5,04	5,24	2,38
3,58	3,72	1,69
2,80	2,91	1,32
2,26	2,35	1,06
1,92	2,00	0,906
1,74	1,81	0,821
1,49	1,55	0,702
1,44	1,50	0,680
1,32	1,37	0,623
1,26	1,31	0,595

Allereerst blijkt uit deze resultaten nogmaals dat inhalatie voor de grootste dosisbijdrage zorgt indien er een pluim aanwezig is op grondniveau. In de tabel is ook de belangrijkste waarde aangeduid in het rood. Dit is namelijk de grenswaarde waarboven de oppervlaktecontaminatie niet meer gedetecteerd wordt. Op basis van deze waarde kan er dus geconcludeerd worden dat er een luchtcontaminatie nodig is, die resulteert in een effectieve dosis van 2,38 mSv, alvorens een oppervlaktecontaminatie van 0,63 µSv niet meer gedetecteerd wordt.

In werkelijkheid wordt deze dosis nog wel gedetecteerd, maar niet langer toegeschreven aan grondstraling maar wel aan wolkstraling. De gedetecteerde dosis zal een combinatie zijn van de wolk- en grondstraling, in dit geval 5,87 µSv. Voor de externe straling is echter geen verschil tussen het al dan niet toeschrijven van de dosis aan grondstraling: de externe dosis wordt namelijk gewoon afgelezen en is dus gelijk voor wolk- en grondstraling. Voor inhalatie daarentegen is er wel een verschil omdat de 0,63 µSv, afkomstig van de oppervlaktecontaminatie nu ook wordt toegeschreven aan de pluim. Deze extra ‘foutieve’ inhalatiedosis bedraagt:

$$E_{inh,Cs-137} = \frac{E_{wolk,Cs-137}}{0,1 \frac{\mu Sv}{h} * t} * 1200 \frac{Bq}{m^3} * 10^{-3} \frac{kBq}{Bq} * CF_{inh,Cs-137}$$

$$E_{inh,Cs-137} = \frac{0,63 \mu Sv}{0,1 \frac{\mu Sv}{h} * 8 h} * 1200 \frac{Bq}{m^3} * 10^{-3} \frac{kBq}{Bq} * 5,90 * 10^{-2} \frac{\frac{mSv}{h}}{\frac{kBq}{m^3}} * 8 h$$

$$E_{inh,Cs-137} = 0,45 mSv$$

In dit scenario zou de opgelopen dosis dus overschat worden met een waarde van 0,45 mSv voor een blootstellingstijd van 8 h. Ten opzichte van de werkelijke opgelopen dosis is dit een procentuele overschatting van ongeveer 20%.

Verder kan ook besloten worden dat de methode zeer gevoelig is als gekeken wordt naar de detectie van oppervlaktecontaminaties. Een zeer lage oppervlaktecontaminatie wordt pas niet meer waargenomen als grondstraling vanaf dat er een pluim aanwezig is die voor een effectieve dosis zorgt die ongeveer 4000 keer groter is.

In werkelijkheid zou de gevoeligheid zelfs nog beter zijn aangezien op grondniveau er ook nog een zeer beperkt aantal  $\beta$ 's gedetecteerd kan worden uit de pluim. In deze simulaties is de bijdrage van deze  $\beta$ 's niet in rekening gebracht.

## 8.2 Scenario 2: lage luchtcontaminatie

Dit scenario is niet experimenteel getest kunnen worden, maar is wel theoretisch uitgewerkt. In dit scenario is het de bedoeling om te bepalen bij welke oppervlaktecontaminatie het niet meer mogelijk is om een voldoende grote  $\beta$ -detectie te hebben op heupniveau. Dit betekent dus eigenlijk: wanneer is er een zo hoge  $\gamma$ -interferentie vanuit het grondoppervlak zodat de  $\beta$ -bijdrage op heupniveau lager is dan 20%.

Als luchtcontaminatie worden de 4  $^{41}Ar$ -concentraties uit hoofdstuk 6 gebruikt. Met behulp van onderstaande formules kan de oppervlaktecontaminatie bepaald worden die nodig is om de  $\beta$ -bijdrage te doen dalen tot 20%.

$$0,2 = \frac{N_{\beta}}{N_{\beta+\gamma} + N_{\gamma,extra}} \Rightarrow N_{\gamma,extra} = \frac{N_{\beta} - 0,2 * N_{\beta+\gamma}}{0,2}$$

$$N_{\gamma,uitgezonden} = \frac{N_{\gamma,extra}}{\epsilon_{\gamma,1m}}$$

$$\varphi_{EN} = \frac{N_{\gamma,uitgezonden}}{opp_{detector}} * E_{\gamma}$$

$$Dosistempo \left[ \frac{mSv}{h} \right] = \frac{\varphi_{EN} * \frac{\mu_{EN}}{\rho} * 1,6022 * 10^{-6} \frac{erg}{MeV} * 3600 \frac{s}{h} * 0,01 \frac{Gy}{rad} * 1 \frac{Sv}{Gy} * 1000 \frac{mSv}{Sv}}{100 \frac{erg}{g * rad}}$$

$$C_{grond} = \frac{Dosis_{tempo} \left[ \frac{mSv}{h} \right]}{CF_{grond} \left[ \frac{\frac{mSv}{h}}{\frac{kBq}{m^2}} \right]}$$

De resultaten van deze berekeningen zijn weergegeven in Tabel 8-2.

Tabel 8-2: Bepaling van de oppervlaktecontaminatie waarbij de respectievelijke luchtconcentratie niet meer gedetecteerd wordt

Meting	C <sub>lucht, Ar-41</sub> (Bq/m <sup>3</sup> )	N <sub>β+γ</sub> (cps)	N <sub>β</sub> (cps)	N <sub>extra γ</sub> (cps)	C <sub>grond, Cs-137</sub> (kBq/m <sup>2</sup> )
1	184	511	375	1364	58
2	269	693	433	1472	63
3	846	829	373	1036	44
4	577	1288	936	3392	144

Uit de resultaten kan afgeleid worden dat er een zeer groot verschil in grootteorde is tussen de C<sub>grond, Cs-137</sub> en de C<sub>lucht, Ar-41</sub>. Dit verschil is echter niet meer zo groot wanneer de C<sub>lucht, Ar-41</sub> omgerekend wordt naar een C<sub>lucht, Cs-137</sub>. Er kan dus besloten worden dat er een <sup>137</sup>Cs-oppervlaktecontaminatie nodig is van ongeveer 40-150 kBq/m<sup>2</sup>, alvorens deze luchtcontaminatie niet meer gedetecteerd wordt. Deze conclusie is slechts enkel geldig voor deze specifieke luchtcontaminatie en een oppervlaktecontaminatie van <sup>137</sup>Cs.

### 8.2.1 Dosisbepalingsfouten

De foutieve dosisbepaling is in dit scenario veel belangrijker omdat, in tegenstelling tot bij vorig scenario, de blootstellingssituatie (inhalatie) die niet meer gedetecteerd wordt een grotere bijdrage levert tot de totale effectieve dosis dan de wel gedetecteerde blootstellingssituatie. Uitzondering op dit zijn de edelgassen, zoals <sup>41</sup>Ar, omdat zij enkel maar zorgen voor een wolkstralingsdosis. Om deze reden is de gevoeligheid uitgerekend voor twee verschillende scenario's, namelijk één waarbij er wel inhalatie mogelijk is en één waarbij er enkel wolkstraling is.

Bij het eerste scenario wordt er gewerkt met de <sup>41</sup>Ar-luchtconcentraties die gemeten zijn met behulp van de LaBr<sub>3</sub>-detector. Aan de hand van deze concentraties kan de wolkstralingsdosis berekend worden die een first responder zou oplopen gedurende een blootstellingstijd van 8 h. Deze wolkstralingsdosis kan dan vergeleken worden met de grondstralingsdosis overeenstemmend met de <sup>137</sup>Cs-oppervlaktecontaminatie waarbij de luchtcontaminatie niet meer gedetecteerd wordt. De resultaten van deze berekening zijn weergegeven in Tabel 8-3.

Tabel 8-3: Vergelijking van de <sup>41</sup>Ar-wolkstralingsdosis en de <sup>137</sup>Cs-grondstralingsdosis

C <sub>lucht, Ar-41</sub> (Bq/m <sup>3</sup> )	E <sub>wolk, Ar-41</sub> (μSv)	C <sub>grond, Cs-137</sub> (kBq/m <sup>2</sup> )	E <sub>grond, Cs-137</sub> (μSv)
184	0,34	57,9	0,93
269	0,50	62,5	1,00
846	1,58	44,0	0,70
577	1,08	144,0	2,30

Uit de resultaten blijkt dat de wolkstralingsdosis, die toegeschreven zal worden aan een oppervlaktecontaminatie, zich bevindt tussen de 0,34-1,58 μSv. Omdat het hier in beide gevallen om externe straling gaat, en dit dus gewoon afleesbaar is op de dosimeter, is het niet zo belangrijk om te weten vanwaar de straling afkomstig is. In dit geval was vooraf gekend welk radionuclide zich in de lucht bevond en was er dus geweten of dit voor een inhalatiedosis kon zorgen of niet. In werkelijkheid is dit meestal niet het geval, of er moest een spectrometer aanwezig zijn in het interventievoertuig. In werkelijkheid is het dus wel van belang om te weten van waar de straling afkomstig is. Dit belang zal nogmaals benadrukt worden in het scenario met de <sup>137</sup>Cs-luchtconcentraties.

Bij de derde meting waarbij de <sup>41</sup>Ar-concentratie het grootst was, wijkt de verhouding tussen de wolkstralings- en grondstralingsdosis af ten opzichte van de andere verhoudingen. Hier is de wolkstralingsdosis een factor 2 groter dan de grondstralingsdosis in plaats van andersom. De reden voor deze afwijking is dat in dit geval de β-bijdrage lager was. Het aantal gedetecteerde γ's afkomstig uit de <sup>41</sup>Ar-pluim, was reeds een factor 2-3 groter dan bij de andere metingen. Dit betekent dus dat er minder γ's afkomstig van de oppervlaktecontaminatie, nodig zullen zijn om de β-bijdrage te doen dalen tot beneden de 20%. Een verklaring voor deze kleinere β-bijdrage kan zijn dat de pluim zich nog niet volledig op grondniveau bevond, maar wel op een afstand die laag genoeg was om reeds β's te kunnen detecteren.

Bij het tweede scenario wordt er gewerkt met de <sup>137</sup>Cs-luchtconcentraties die afgeleid zijn uit de <sup>41</sup>Ar-luchtconcentraties. Aan de hand van deze <sup>137</sup>Cs-concentraties kan de wolkstralingsdosis en ook de inhalatiedosis berekend worden die een first responder zou oplopen gedurende een blootstellingstijd van 8 h. Deze wolkstralings- en inhalatiedosis kan dan vergeleken worden met de grondstralingsdosis overeenstemmend met de <sup>137</sup>Cs-oppervlaktecontaminatie waarbij de luchtcontaminatie niet meer gedetecteerd wordt. De resultaten van deze berekening zijn weergegeven in Tabel 8-4.

Tabel 8-4: Vergelijking van de wolkstralings- en inhalatiedosis van de <sup>137</sup>Cs-luchtconcentraties met de grondstralingsdosis afkomstig van de <sup>137</sup>Cs-oppervlaktecontaminatie

C <sub>lucht, Cs-137</sub> (Bq/m <sup>3</sup> )	E <sub>wolk, Cs-137</sub> (μSv)	E <sub>inh, Cs-137</sub> (mSv)	E <sub>grond, Cs-137</sub> (μSv)
9007	9,37	4,25	0,93
13196	13,7	6,23	1,00
41473	43,1	19,6	0,70
28277	29,4	13,3	2,30

In tegenstelling tot vorig scenario met <sup>41</sup>Ar als luchtcontaminatie, blijkt de niet meer gedetecteerde blootstellingssituatie (inhalatie) een veel grotere bijdrage te leveren tot de effectieve dosis. Ook



hier is bij de derde meting een afwijking zichtbaar omwille van dezelfde redenen als in vorig scenario. Er is namelijk een kleinere grondstralingsdosis nodig om de hogere wolkstralingsdosis te verdoezelen.

Dit resultaat toont dus een grote beperking van de methode. Indien dit scenario zich zou voordoen zou er dus met behulp van een dosimeter, bijvoorbeeld AD-b detector, een externe dosis gemeten worden van ongeveer 10-45  $\mu\text{Sv}$ . Deze dosis zou volledig toegeschreven worden, op basis van de methode, aan grondstraling. In plaats van de werkelijke totale effectieve dosis van ongeveer 4-20 mSv wordt er nu verwacht dat de opgelopen dosis slechts 10-45  $\mu\text{Sv}$  is. Dit is dus een grove onderschatting die zeer gevaarlijk is.

Alvorens deze onderschatting gemaakt wordt, moet de oppervlaktecontaminatie wel ongeveer een factor 200-300 keer groter zijn dan de luchtcontaminatie. Als gekeken wordt naar Tabel 2-10 blijkt de luchtcontaminatie meestal veel groter te zijn dan de oppervlaktecontaminatie en zal deze onderschatting dus niet veel voorkomen in reële noodsituaties.



## 9 OPTIMALISATIES

Naast het testen van de werking van de methode en de bepaling van de gevoeligheid was er ook nog een 3<sup>e</sup> doelstelling in dit onderzoek, namelijk het optimaliseren van de methode.

### 9.1 Geïntegreerde meting

Een eerste optimalisatie is het uitvoeren van een geïntegreerde meting. Over welk tijdsinterval geïntegreerd wordt kan zelf gekozen worden. In dit onderzoek is als voorstel 1 minuut gekozen omdat uit de metingen bleek dat dit al duidelijke resultaten gaf. Door het uitvoeren van deze geïntegreerde meting zal de relatieve onzekerheid op de meting kleiner zijn dan bij een gewone aflezing. Dit maakt het dus veel gemakkelijker voor de first responder om een juiste conclusie te trekken uit de metingen.

### 9.2 Volgorde van uitvoering

De tweede optimalisatie is niet specifiek een optimalisatie voor de methode zelf, maar eerder voor de stralingsbelasting van de first responder. Als optimalisatie wordt er voorgesteld om de meting op heupniveau als eerste uit te voeren, indien de methode maar met één detector uitgevoerd zou worden. Dit heeft als voordeel dat na de eerste meting reeds een conclusie getrokken kan worden over de aanwezigheid van de pluim op grondniveau (inhalatie).

### 9.3 Oplossing voor lichtinterferentie

Lichtinterferentie is het detecteren van omgevingslicht als gevolg van het dunne venster van de detector. Deze detectie zorgt ervoor dat metingen in de buitenlucht onnauwkeurig zijn wanneer de detector niet lichtdicht is. De derde optimalisatie van de methode verhelpt dit probleem van eventuele lichtinterferentie door omgevingslicht.

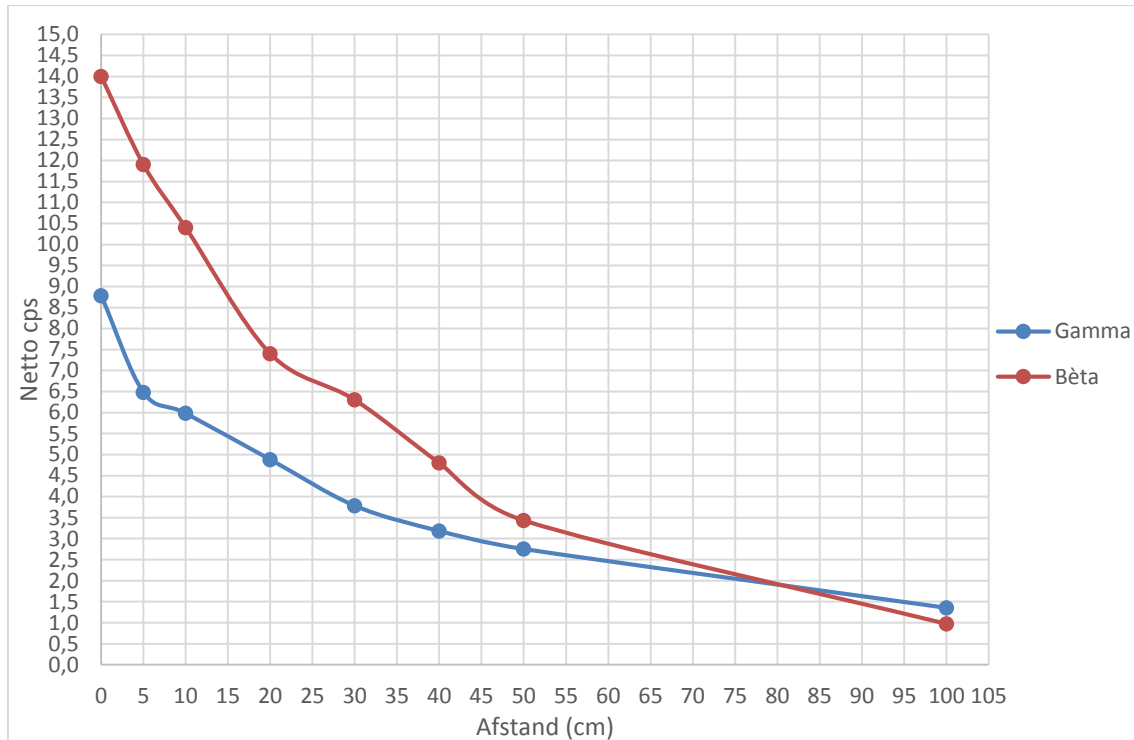
In dit onderzoek zijn twee materialen getest, een zwart papier en zwarte plastic, die beiden geschikt zouden zijn als omhulsel van het venster om al het omgevingslicht tegen te houden. Door de beperkte dracht van  $\beta$ 's zullen deze materialen, naast het omgevingslicht, ook een gedeelte van de invallende  $\beta$ 's tegenhouden. Met deze verminderde efficiëntie zal dus wel rekening gehouden moeten worden tijdens de meting.

### 9.4 4<sup>e</sup> blootstellingssituatie

De vierde optimalisatie is eerder een toevoeging aan de methode waardoor een extra blootstellingssituatie bepaald kan worden. Deze nieuwe blootstellingssituatie doet zich voor wanneer de pluim zich op grondniveau bevindt, maar er nog geen depositie op het grondoppervlak heeft plaatsgevonden, zoals bij de <sup>41</sup>Ar-metingen. Hierdoor zal er op heupniveau reeds een verschil gemeten worden tussen met kap of zonder kap, maar op grondniveau nog niet. Er wordt dus verondersteld dat bij de meting op grondniveau geen beduidende verhoging gemeten wordt

ten gevolge van de  $\beta$ 's uit de pluim. Om zeker te zijn dat deze veronderstelling klopt is hiervoor een meting uitgevoerd.

Met behulp van 20 oppervlaktebronnen met een activiteit van 42000 Bq/m<sup>2</sup> is het mogelijk om een luchtcontaminatie te simuleren. Dit is mogelijk door een meting met en zonder kap uit te voeren op verschillende afstanden van de oppervlaktebronnen met het venster naar beneden gericht. Met behulp van deze metingen kan Figuur 9-1 opgesteld worden. Uitgaande van deze grafiek kan per centimeter het aantal  $\beta$ - of  $\gamma$ -counts dat gedetecteerd wordt door de detector afgelezen worden.



Figuur 9-1: Het aantal  $\beta$ - en  $\gamma$ -counts in functie van de afstand tot de oppervlaktebronnen

Indien er nu een pluim aanwezig zou zijn op grondniveau zou het aantal  $\beta$ -counts gelijk zijn aan het aantal  $\beta$ -counts in de eerste 3 cm. Aangezien  $\beta$ -detectie enkel mogelijk is via het venster van de detector kan dus enkel de 3 cm pluim onder de detector gemeten worden. Uitgaande van bovenstaande grafiek zouden er dus ongeveer 38,5  $\beta$ -counts gedetecteerd worden.

Omdat  $\gamma$ -detectie wel mogelijk is langs alle kanten van de detector zullen er veel meer  $\gamma$ 's gedetecteerd worden. Afhankelijk van de  $\gamma$ -dracht kunnen de  $\gamma$ 's gedetecteerd worden vanop veel grotere afstand, meestal  $\sim 100$  m. Omdat de afstand tijdens de meting beperkt was tot 1 m zal de  $\beta$ -detectie vergeleken worden met een  $\gamma$ -detectie tot op 1 m. Uitgaande van bovenstaande grafiek zouden er dus ongeveer 332  $\gamma$ -counts gedetecteerd worden.

Rekening houdend met de gemaakte veronderstelling dat er geen beduidende  $\beta$ -detectie mogelijk is op grondniveau in afwezigheid van een oppervlaktecontaminatie, zou de  $\beta$ -bijdrage lager moeten zijn dan 20%.

$$\beta - \text{bijdrage} = \frac{38,5 \text{ counts}}{332 \text{ counts}} * 100\% = 11,6\%$$

Zoals blijkt uit de berekening is de  $\beta$ -bijdrage, zelfs met de onderschatting van het aantal  $\gamma$ -counts, lager dan 20%. Hieruit kan dus geconcludeerd worden dat het niet mogelijk is om, in de afwezigheid van oppervlaktecontaminatie, een beduidende  $\beta$ -bijdrage te meten op grondniveau.



## BESLUIT

In dit onderzoek werd de ‘plume survey’ methode, gepubliceerd in het IAEA-TECDOC-1092, geanalyseerd op basis van zijn gevoeligheid en werking. Met deze methode is het mogelijk om nagenoeg onmiddellijk uitsluitsel te krijgen over de blootstellingssituatie bij het meten van een verhoogd dosistempo. Belangrijk is vooral dat de methode in staat is om een eventuele luchtconcentratie te detecteren, omwille van de inhalatiedosis die hiermee gepaard kan gaan.

Voor de bepaling van de blootstellingssituatie maakt de methode gebruik van 4 metingen op 2 verschillende hoogten, nl. grond- en heupniveau. Op deze hoogten dienen telkens 2 metingen uitgevoerd te worden: één met ( $\gamma$ -detectie) en één zonder kap ( $\beta$ + $\gamma$ -detectie). De gebruikte detector dient dus de mogelijkheid te hebben om te discrimineren tussen  $\beta$ - en  $\gamma$ -detectie. Naast deze vereiste moet de detector ook een  $\beta$ -efficiëntie bezitten die veel groter is dan de  $\gamma$ -efficiëntie. Dit is noodzakelijk omdat, door de grotere  $\gamma$ -dracht in lucht, er meer  $\gamma$ 's de detector zullen bereiken dan  $\beta$ 's.

De 100 cm<sup>2</sup> ZnS scintillatiedetector, getest in dit onderzoek, voldoet aan beide vereisten en heeft als bijkomstig voordeel dat het behoort tot de standaarduitrusting van first responders in België. In de ‘plume survey’ methode zijn ook enkele veronderstellingen gemaakt waaraan de detector moet voldoen alvorens deze geschikt is. Onderstaande opsomming zijn de veronderstellingen waarop de 100 cm<sup>2</sup> ZnS scintillatiedetector getest is in dit onderzoek:

- er is enkel  $\beta$ -detectie via het venster mogelijk;
- er is  $\gamma$ -detectie mogelijk vanuit alle richtingen;
- de bijbehorende kap houdt alle  $\beta$ 's tegen;
- er is geen interferentie van omgevingslicht.

Op basis van de meetresultaten kan geconcludeerd worden dat de detector voldeed aan de eerste 3 veronderstellingen, maar niet aan de 4<sup>de</sup> veronderstelling. Uit de metingen in direct zonlicht bleek de detector niet lichtdicht te zijn. Indien deze detector gebruikt zou worden in nabijheid van omgevingslicht, dient hiermee rekening gehouden te worden. Daarom is in dit onderzoek gezocht naar een methode om het omgevingslicht tegen te houden, zonder dat alle  $\beta$ 's tegengehouden werden. In totaal werden er twee methoden gevonden, namelijk het omhullen van het venster met zwart papier of zwart plastic. Uit de metingen met beide omhulsels bleek het omgevingslicht volledig tegengehouden te worden. Echter werd er ook een afname van de  $\beta$ -detectie van 35% waargenomen, waarvoor dus gecorrigeerd dient te worden.

Op basis van voorgaande metingen kon dus besloten worden dat de geteste 100 cm<sup>2</sup> ZnS scintillatiedetectoren geschikt waren voor het bepalen van de blootstellingssituatie met behulp van de ‘plume survey’ methode.

Nadat geconcludeerd werd dat de geteste detector geschikt was voor de methode, kon de werkelijke test van de methode uitgevoerd worden. De methode is getest in twee verschillende scenario's, namelijk:

- in de nabijheid van de routine  $^{41}\text{Ar}$ -uitstootpluim van de BR-1 reactor;
- in de nabijheid van een oppervlaktecontaminatie, gesimuleerd met behulp van oppervlaktebronnen.

Omwille van de lage contaminatie in beide scenario's, is telkens geopteerd om een geïntegreerde meting van 1 minuut uit te voeren. Hierdoor konden de relatieve onzekerheden op de metingen verkleind worden. Door deze verkleining kon telkens een duidelijke conclusie getrokken worden over het verschil tussen de metingen met en zonder kap. Op basis van deze metingen kan besloten worden dat, mits uitvoering van een geïntegreerde meting, het mogelijk is om deze specifieke lucht- en oppervlaktecontaminatie te bepalen met behulp van de 'plume survey' methode.

Als gekeken wordt naar de gevoeligheid van de methode in bovenstaande scenario's, kan geconcludeerd worden dat deze goed is. In beide gevallen is de blootstellingssituatie bepaald kunnen worden ondanks de lage contaminatie. In beide gevallen bleek tevens de opgelopen effectieve dosis lager te zijn dan de dosis die opgelopen wordt ten gevolge van de natuurlijk achtergrondstraling. Indien de pluim echter  $^{137}\text{Cs}$  zou bevatten en er dus de mogelijkheid is tot inhalatie zal de gevoeligheid van de methode drastisch verminderen. In dit geval zou de totale effectieve dosis van de meting met het laagste dosistempo reeds 25% van de jaarlijks dosislimiet voor beroepsmatig blootgestelde personen bedragen bij een blootstelling van 8 h aan de pluim, nl. ongeveer 5 mSv.

In nucleaire noodsituaties kan er echter een combinatie van beide scenario's voorkomen waarbij zowel een radioactieve pluim als een oppervlaktecontaminatie aanwezig is. Deze twee stralingsbronnen kunnen er echter voor zorgen dat één van de twee stralingsbronnen niet meer gedetecteerd kan worden. De vragen die in dit onderzoek gesteld zijn waren:

- Vanaf welke oppervlaktecontaminatie zal een bepaalde lage luchtconcentratie ( $^{41}\text{Ar}$ -uitstootpluim) niet meer gedetecteerd kunnen worden?

Op basis van theoretische berekeningen kan geconcludeerd worden dat er een  $^{137}\text{Cs}$ -oppervlaktecontaminatie nodig is van 58 kBq/m<sup>2</sup> alvorens de laagst gedetecteerde  $^{41}\text{Ar}$ -luchtconcentratie niet meer gedetecteerd wordt. Voor de dosisbepaling heeft deze verkeerde bepaling van de blootstellingssituatie echter geen gevolgen.

Indien echter de radioactieve pluim bestond uit  $^{137}\text{Cs}$ , in plaats van  $^{41}\text{Ar}$ , zouden er wel gevolgen zijn voor de dosisbepaling omwille van de mogelijkheid tot inhalatie. Met de dosismeter wordt echter enkel externe straling gedetecteerd, in dit specifieke geval zou dit ongeveer 10 µSv zijn. Door de foutieve bepaling van de blootstellingssituatie zal deze dosis 'foutief' volledig toegeschreven worden aan grondstraling. Op basis van de meting zal de first responder dus verwachten een effectieve dosis op te lopen van ongeveer 10 µSv, terwijl dit in werkelijkheid ongeveer 4 mSv is. Dit blijkt een groot nadeel te zijn van de onderzochte methode en er zal zeker rekening mee gehouden moeten worden.



- Vanaf welke luchtcontaminatie zal een bepaalde lage oppervlaktecontaminatie (oppervlaktebronnen) niet meer gedetecteerd kunnen worden?

Op basis van de pluimsimulatie met de gesloten  $^{137}\text{Cs}$ -puntbron kan geconcludeerd worden dat er een  $^{137}\text{Cs}$ -luchtconcentratie nodig is van meer dan  $5 \text{ kBq/m}^3$  alvorens de lage oppervlaktecontaminatie niet meer gedetecteerd wordt. Deze concentratie zou, bij een blootstelling van 8 h, resulteren in een totale effectieve dosis van 2,38 mSv terwijl de grondstralingsdosis vanuit de oppervlaktecontaminatie slechts  $0,63 \text{ }\mu\text{Sv}$  bedraagt. Er kan dus besloten worden dat de methode zeer gevoelig is in het detecteren van een oppervlaktecontaminatie, ook in de aanwezigheid van een luchtcontaminatie.

Ondanks de lage externe dosis afkomstig van de oppervlaktecontaminatie, die ‘foutief’ toegeschreven wordt aan de pluim, zijn de gevolgen voor de dosisbepaling hiervan niet verwaarloosbaar. De extra externe dosis van  $0,63 \text{ }\mu\text{Sv}$  zal worden toegeschreven worden aan de  $^{137}\text{Cs}$ -pluim. Dit resulteert in een overschatting van 20% van de werkelijke effectieve dosis, omwille van inhalatie.

Naast het testen van de werking van de methode en het uitvoeren van een sensitiviteitsanalyse was de 3<sup>e</sup> doelstelling van dit onderzoek de optimalisatie van de methode. Op basis van de metingen zijn er uiteindelijk 4 optimalisaties voorgesteld die de werking van de methode verbeteren en het eenvoudiger maken voor first responders om een besluit te trekken over de blootstellingsituaties waarin ze zich bevinden. De voorgestelde optimalisaties zijn:

- het uitvoeren van een geïntegreerde meting zodat de relatieve onzekerheid op de metingen met en zonder kap kleiner worden en het verschil duidelijker afleesbaar is;
- het als eerst uitvoeren van de meting op heupniveau zodat de eventuele aanwezigheid van de pluim zo snel mogelijk gedetecteerd wordt;
- het omhullen van de detector met zwart papier of plastic zodat omgevingslicht tegengehouden wordt;
- het toevoegen van een 4<sup>e</sup> blootstellingssituatie aan de methode, zodat het onderscheid gemaakt kan worden tussen een pluim op grondniveau met of zonder oppervlaktecontaminatie.

## BIBLIOGRAFIE

- [1] IAEA, „Generic procedures for monitoring in a nuclear or radiological emergency,” IAEA, Austria, 1999.
- [2] SCK•CEN, „Even voorstellen,” 16 Oktober 2014. [Online]. Available: <https://www.sckcen.be/nl/About/Introduction>.
- [3] F. A. Steven G. Homann, „HotSpot,” Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, 2014.
- [4] Atmospheric dispersion modelling, „RIMPUFF,” Risø National Laboratory, [Online]. Available: <http://atmosphericdispersion.wikia.com/wiki/RIMPUFF>. [Geopend 26 mei 2015].
- [5] H. Janssens, „Nucleaire ongevallen,” in *Cursus Radiobiologie en Stralingsbescherming*, Hasselt, UHasselt, 2014, pp. 16-30.
- [6] A. Sohier, „A European manual for 'Off-site emergency planning and response to nuclear accidents',” SCK-CEN, Mol, 2002.
- [7] S. Guntay, et. al. „The Chernobyl reactor accident source term: development of a consensus view,” IAEA, Wenen, 1997.
- [8] Olivier Saunier, et. al. „An inverse modeling method to assess the source term of the Fukushima Nuclear Power plant accident using gamma dose rate observations,” European Geosciences Union (EGU), 2013.
- [9] FANC, „Abnormale uitstoot van radioactief jodium op het IRE,” FANC, 2013. [Online]. Available: <http://www.fanc.fgov.be/nl/page/abnormale-uitstoot-van-radioactief-jodium-op-het-ire-instituut-voor-radioelementen-%E2%80%93-fleurus-het-fanc-antwoordt-op-vragen-van-de-bevolking-28/08/2008/785.aspx>. [Geopend 9 april 2015].
- [10] Khurram Mehboob, et. al. „U.S.NRC Progress in Source Term Evaluation,” IEEE, Shanghai, 2012.
- [11] K. D. Clerck, „Het gebruik van neerslagradardata in noodplanmodellen,” Xios Hogeschool Limburg, 2010.
- [12] België, „Koninklijk besluit tot vaststelling van het nucleair en radiologisch noodplan voor het Belgisch grondgebied.,” België, 2003.
- [13] ICRP, „The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection,” ICRP Publication 103, 2007.

- [14] K. Andersson, „The dispersion, deposition and resuspension of atmospheric contamination in the outdoor urban environment,” in *Airborne radioactive contamination in inhabited areas*, UK, Elsevier B.V., 2009, pp. 21-47.
- [15] ARL, „Pasquill Stability Classes,” 19 augustus 2009. [Online]. Available: <http://www.ready.noaa.gov/READYpgclass.php>. [Geopend 1 maart 2015].
- [16] Nucleonica, „Nuclide datasheets++,” 2015. [Online]. Available: <http://www.nucleonica.net/Application/Datasheet.aspx?T=R>. [Geopend 2015 mei 4].
- [17] J. E. Martin, in *Physics for Radiation Protection*, Weinheim, Germany, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co., 2013, pp. 300-301.
- [18] Nucleonica, „Equivalent dose, H,” 10 augustus 2012. [Online]. Available: [http://www.nucleonica.net/wiki/index.php?title=Equivalent\\_dose,\\_H](http://www.nucleonica.net/wiki/index.php?title=Equivalent_dose,_H). [Geopend 3 maart 2015].
- [19] Nucleonica, „Effective dose, E,” 10 augustus 2012. [Online]. Available: [http://www.nucleonica.net/wiki/index.php?title=Effective\\_dose,\\_E](http://www.nucleonica.net/wiki/index.php?title=Effective_dose,_E). [Geopend 3 maart 2015].
- [20] Nucleonica, „Committed effective dose, E,” 10 augustus 2012. [Online]. Available: [http://www.nucleonica.net/wiki/index.php?title=Committed\\_effective\\_dose,\\_E](http://www.nucleonica.net/wiki/index.php?title=Committed_effective_dose,_E). [Geopend 3 maart 2015].
- [21] IAEA, „Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency,” IAEA, Vienna, 2000.
- [22] B. Schaeken, *Nucleaire meettechniek*, Xios Hogeschool Limburg, 2007.
- [23] Nucleonica, „Range & Stopping power ++,” 2015. [Online]. Available: <http://www.nucleonica.net/Application/RangePlus.aspx>. [Geopend 2 mei 2015].
- [24] „Inleiding tot de kernfysica,” mpbundels, [Online]. Available: [http://mpbundels.mindef.nl/35\\_serie/35\\_310/hoofdstuk\\_2.htm](http://mpbundels.mindef.nl/35_serie/35_310/hoofdstuk_2.htm). [Geopend 2 mei 2015].
- [25] OECD-NEA, „PENELOPE2014, A Code System for Monte-Carlo Simulation of Electron and Photon Transport,” NEA, 2015. [Online]. Available: <http://www.oecd-nea.org/tools/abstract/detail/nea-1525>. [Geopend 2 mei 2015].
- [26] EHS, „Production of X-rays,” EHS, [Online]. Available: [http://ehs.unc.edu/training/self\\_study/xray/7.shtml](http://ehs.unc.edu/training/self_study/xray/7.shtml). [Geopend 25 mei 2015].

- [27] WHS, dnet, [Online]. Available: <http://whs.wsd.wednet.edu/faculty/busse/mathhomepage/busseclasses/radiationphysics/lecturenotes/chapter12/chapter12.html>. [Geopend 2 mei 2015].
- [28] MIT OpenCourseWare, „Compton scattering,” 2 maart 2006. [Online]. Available: <https://www.flickr.com/photos/mitopencourseware/4706061251/in/photostream/>. [Geopend 2 mei 2015].
- [29] MIT OpenCourseWare, „Pair production,” 2 maart 2006. [Online]. Available: <https://www.flickr.com/photos/mitopencourseware/4706123553/in/photostream/>. [Geopend 2 mei 2015].
- [30] mpbundels, „Inleiding in de kernfysica,” [Online]. Available: [http://mpbundels.mindef.nl/35\\_serie/35\\_310/hoofdstuk\\_2.htm](http://mpbundels.mindef.nl/35_serie/35_310/hoofdstuk_2.htm). [Geopend 2 mei 2015].
- [31] mpbundels, „Detectie en detectoren,” [Online]. Available: [http://mpbundels.mindef.nl/35\\_serie/35\\_310/hoofdstuk\\_4.htm](http://mpbundels.mindef.nl/35_serie/35_310/hoofdstuk_4.htm). [Geopend 2 mei 2015].
- [32] Nucleonica, „Help: Dosimetry & Shielding++,” 16 februari 2015. [Online]. Available: [http://www.nucleonica.com/wiki/index.php?title=Help%3ADosimetry\\_%26\\_Shielding%2B%2B](http://www.nucleonica.com/wiki/index.php?title=Help%3ADosimetry_%26_Shielding%2B%2B).
- [33] A. J. B. John R. Lamarsh, „Dispersion of effluents from nuclear facilities,” in *Introduction to nuclear engineering*, New Jersey, Prentice-Hall, Inc., 2001, pp. 631-667.
- [34] Saphymo, „Radioprotection portable,” [Online]. Available: <http://www.saphymo.fr/mesure-radioactive/radioprotection-portable/6150adb/55.htm>. [Geopend 8 mei 2015].
- [35] automess, *Scintillator probe 6150AD-b*, Ladenburg: automess.
- [36] J. Michetti-Wilson, „Characterization of LaBr<sub>3</sub>(Ce) Detectors for Picosecond Lifetime Measurements,” The University of Guelph, Canada, 2013.
- [37] ORTEC, „Lanthanum Bromide,” AMETEK, USA.
- [38] SCK•CEN, „Reactor BR1,” 2015. [Online]. Available: <https://www.sckcen.be/nl/Research/Infrastructure/BR1>. [Geopend 23 maart 2015].
- [39] Carlos Rojas-Palma, et. al. „Experimental evaluation of gamma fluence-rate predictions from argon-41 releases to the atmosphere over a nuclear research reactor site,” Oxford University Press, Oxford, 2003.
- [40] Martin Drews, et. al. „Measurements of plume geometry and argon-41 radiation field at the BR1 reactor in Mol, Belgium,” NKS, Denmark, 2002.

- [41] e. a. Nishitani T., *D-T Neutron Skyshine Experiment at JAERI/FNS*, Purazuma: JAERI, 2003.
- [42] ESTAR, „Stopping Power and Range Tables for Electrons,” 23 februari 2015. [Online]. Available: [http://physics.nist.gov/cgi-bin/Star/e\\_table.pl](http://physics.nist.gov/cgi-bin/Star/e_table.pl).
- [43] NIST, „Air, dry (near sea level),” [Online]. Available: <http://physics.nist.gov/PhysRefData/XrayMassCoef/ComTab/air.html>. [Geopend 2015 mei 4].
- [44] IAEA, „The INES Scale,” 28 Oktober 2014. [Online]. Available: <http://www-news.iaea.org/InesScale.aspx>.
- [45] FANC, „INES (International Nuclear Event Scale),” 28 Oktober 2014. [Online]. Available: [http://fanc.fgov.be/nl/page/ines-international-nuclear-event-scale/220.aspx#P\\_4166](http://fanc.fgov.be/nl/page/ines-international-nuclear-event-scale/220.aspx#P_4166).
- [46] R. Nave, „Reactor,” 29 Oktober 2014. [Online]. Available: <http://hyperphysics.phy-astr.gsu.edu/hbase/nucene/reactor.html>.
- [47] J. E. Parks, „Attenuation of Radiation,” University of Tennessee, Knoxville, Tennessee 37996-1200, 2001.
- [48] ICRP, „Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60,” ICRP Publication 119, 2012.
- [49] WHO, „Preliminary dose estimation from the nuclear accident after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami,” Geneva, 2012.
- [50] „Wikipedia,” 14 juni 2014. [Online]. Available: [http://en.wikipedia.org/wiki/Air\\_pollution\\_dispersion\\_terminology#The\\_Pasquill\\_atmospheric\\_stability\\_classes](http://en.wikipedia.org/wiki/Air_pollution_dispersion_terminology#The_Pasquill_atmospheric_stability_classes). [Geopend 1 maart 2015].
- [51] Penn, „Averaging, Errors and Uncertainty,” University of Pennsylvania, Pennsylvania.
- [52] G. F. Knoll, *Radiation detection and measurement*, John Wiley & Sons, inc., 1999.

# BIJLAGE 1

Alpha-Beta Probe Data														
Order Code	Window		Efficiencies (% surface emission)					Background		<sup>137</sup> Cs (γ) Response (per 100 μR/h)	Weight			
	Area (cm <sup>2</sup> )	Shape	Alpha		Beta			s <sup>-1</sup>	cpm		s <sup>-1</sup>	cpm	(kg)	(lb)
			<sup>241</sup> Am	<sup>99</sup> Tc	<sup>6</sup> Co	<sup>36</sup> Cl	<sup>90</sup> Sr/ <sup>90</sup> Y							
DP2/4A	50	square	35%				29%	34%	<4	<240	25	1500	0.75	1.7
DP2R/4A	50	square	25%		7%		21%	24%	<4	<240	25	1500	0.75	1.7
DP6AD	100	rect.	33%	—	18%	38%	41%		<10	<600	50	3000	0.5	1.1
DP6CD	100	rect.	30%	—	14%	30%	31%		<10	<600	50	3000	0.5	1.1
DP6DD	100	rect.	39%	—	20%	38%	40%		<10	<600	40	2400	0.5	1.1
DP8A	600	rect.	28%	—	12%	31%	36%		<30	<1800	180	10,800	1.55	3.5
HP-380AB	100	rect.	36%	18%			44%		<10	<600	50	3000	0.59	1.37

## BIJLAGE 2 [42]

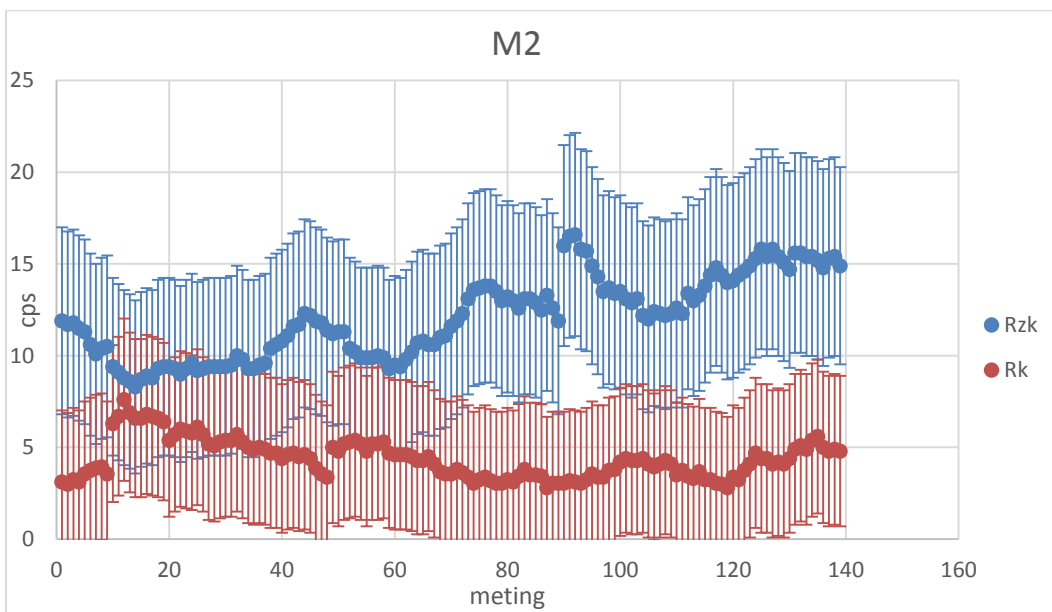
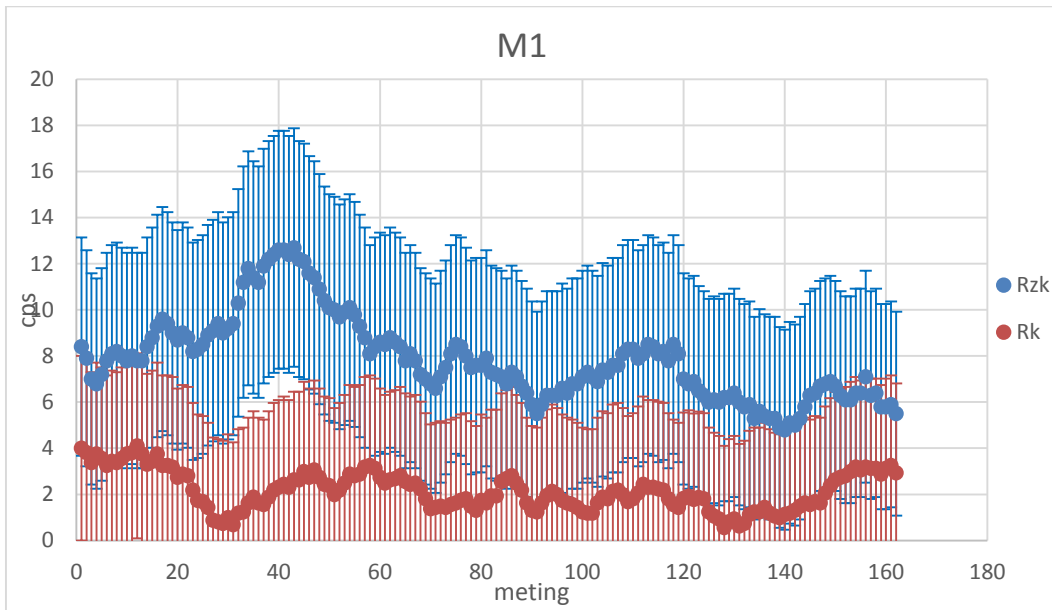
(required) Kinetic Energy (MeV)	Stopping Power (MeV cm <sup>2</sup> /g)			CSDA Range (g/cm <sup>2</sup> )
	Collision	Radiative	Total	
1.000E-02	1.975E+01	3.897E-03	1.976E+01	2.884E-04
1.250E-02	1.663E+01	3.921E-03	1.663E+01	4.269E-04
1.500E-02	1.444E+01	3.937E-03	1.445E+01	5.886E-04
1.750E-02	1.282E+01	3.946E-03	1.283E+01	7.727E-04
2.000E-02	1.157E+01	3.954E-03	1.158E+01	9.782E-04
2.500E-02	9.753E+00	3.966E-03	9.757E+00	1.451E-03
3.000E-02	8.491E+00	3.976E-03	8.495E+00	2.002E-03
3.500E-02	7.562E+00	3.986E-03	7.566E+00	2.627E-03
4.000E-02	6.848E+00	3.998E-03	6.852E+00	3.322E-03
4.500E-02	6.280E+00	4.011E-03	6.284E+00	4.085E-03
5.000E-02	5.818E+00	4.025E-03	5.822E+00	4.913E-03
5.500E-02	5.434E+00	4.040E-03	5.438E+00	5.802E-03
6.000E-02	5.110E+00	4.057E-03	5.114E+00	6.751E-03
7.000E-02	4.593E+00	4.093E-03	4.597E+00	8.817E-03
8.000E-02	4.197E+00	4.133E-03	4.201E+00	1.110E-02
9.000E-02	3.885E+00	4.175E-03	3.889E+00	1.357E-02
1.000E-01	3.633E+00	4.222E-03	3.637E+00	1.623E-02
1.250E-01	3.172E+00	4.348E-03	3.176E+00	2.362E-02
1.500E-01	2.861E+00	4.485E-03	2.865E+00	3.193E-02
1.750E-01	2.637E+00	4.633E-03	2.642E+00	4.103E-02
2.000E-01	2.469E+00	4.789E-03	2.474E+00	5.082E-02
2.500E-01	2.236E+00	5.126E-03	2.241E+00	7.213E-02
3.000E-01	2.084E+00	5.495E-03	2.089E+00	9.528E-02
3.500E-01	1.978E+00	5.890E-03	1.984E+00	1.199E-01
4.000E-01	1.902E+00	6.311E-03	1.908E+00	1.456E-01
4.500E-01	1.845E+00	6.757E-03	1.852E+00	1.722E-01
5.000E-01	1.802E+00	7.223E-03	1.809E+00	1.995E-01
5.500E-01	1.769E+00	7.708E-03	1.776E+00	2.274E-01
6.000E-01	1.743E+00	8.210E-03	1.751E+00	2.558E-01
7.000E-01	1.706E+00	9.258E-03	1.715E+00	3.136E-01

## BIJLAGE 3 [43]

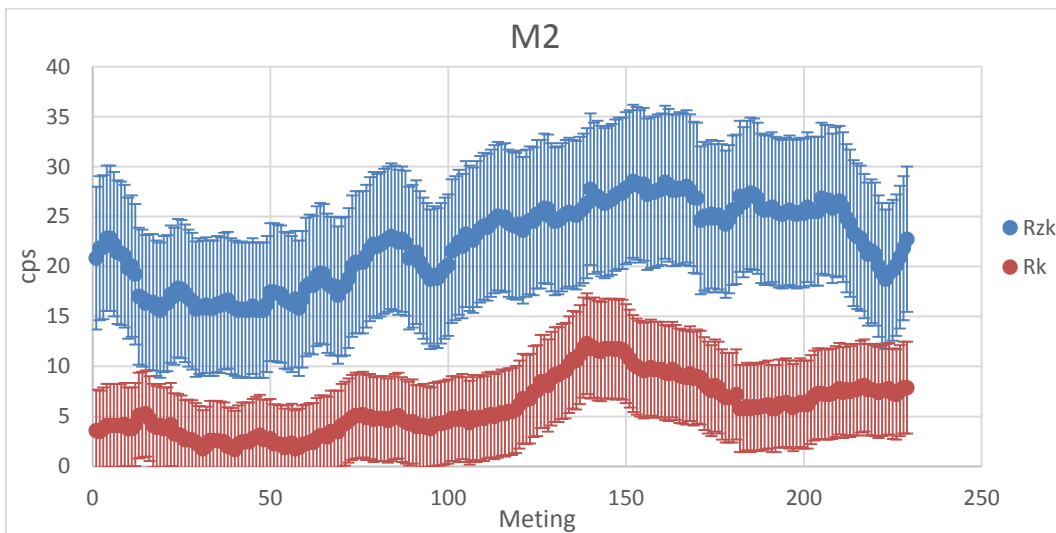
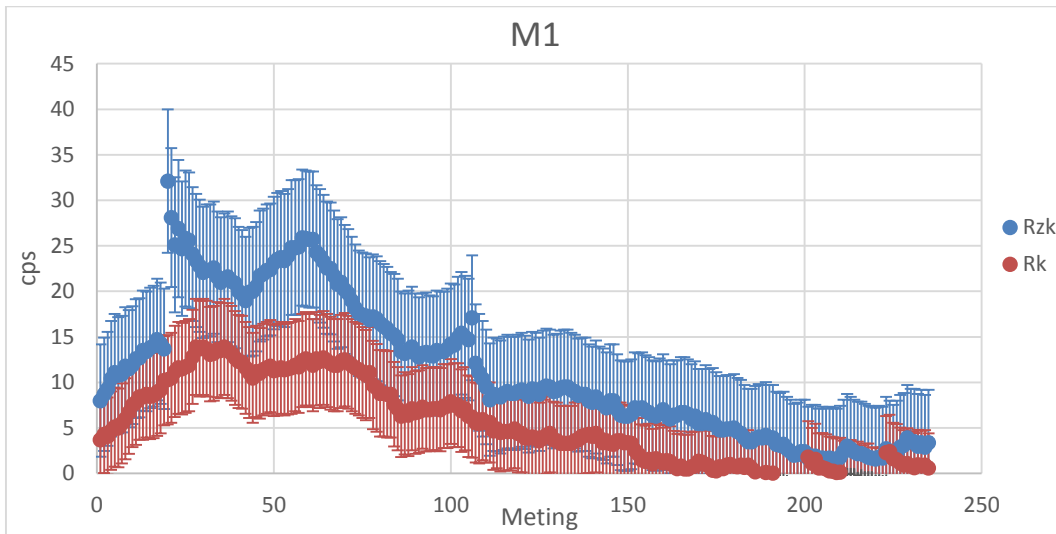
Energy	$\mu/\rho$
(MeV)	(cm <sup>2</sup> /g)
1,00E-03	3,61E+03
1,50E-03	1,19E+03
2,00E-03	5,28E+02
3,00E-03	1,63E+02
3,20E-03	1,34E+02
3,20E-03	1,49E+02
4,00E-03	7,79E+01
5,00E-03	4,03E+01
6,00E-03	2,34E+01
8,00E-03	9,92E+00
1,00E-02	5,12E+00
1,50E-02	1,61E+00
2,00E-02	7,78E-01
3,00E-02	3,54E-01
4,00E-02	2,49E-01
5,00E-02	2,08E-01
6,00E-02	1,88E-01
8,00E-02	1,66E-01
1,00E-01	1,54E-01
1,50E-01	1,36E-01
2,00E-01	1,23E-01
3,00E-01	1,07E-01
4,00E-01	9,55E-02
5,00E-01	8,71E-02
6,00E-01	8,06E-02
8,00E-01	7,07E-02
1,00E+00	6,36E-02
1,25E+00	5,69E-02
1,50E+00	5,18E-02
2,00E+00	4,45E-02
3,00E+00	3,58E-02
4,00E+00	3,08E-02
5,00E+00	2,75E-02
6,00E+00	2,52E-02
8,00E+00	2,23E-02
1,00E+01	2,05E-02
1,50E+01	1,81E-02
2,00E+01	1,71E-02



## BIJLAGE 4



## BIJLAGE 5



## Auteursrechtelijke overeenkomst

Ik/wij verlenen het wereldwijde auteursrecht voor de ingediende eindverhandeling:

**Optimalisatie van een methode voor het meten van een radioactieve pluim tijdens een nucleaire noodsituatie**

Richting: **master in de industriële wetenschappen: nucleaire technologie-nucleaire technieken / medisch nucleaire technieken**

Jaar: **2015**

in alle mogelijke mediaformaten, - bestaande en in de toekomst te ontwikkelen - , aan de Universiteit Hasselt.

Niet tegenstaand deze toekenning van het auteursrecht aan de Universiteit Hasselt behoud ik als auteur het recht om de eindverhandeling, - in zijn geheel of gedeeltelijk -, vrij te reproduceren, (her)publiceren of distribueren zonder de toelating te moeten verkrijgen van de Universiteit Hasselt.

Ik bevestig dat de eindverhandeling mijn origineel werk is, en dat ik het recht heb om de rechten te verlenen die in deze overeenkomst worden beschreven. Ik verklaar tevens dat de eindverhandeling, naar mijn weten, het auteursrecht van anderen niet overtreedt.

Ik verklaar tevens dat ik voor het materiaal in de eindverhandeling dat beschermd wordt door het auteursrecht, de nodige toelatingen heb verkregen zodat ik deze ook aan de Universiteit Hasselt kan overdragen en dat dit duidelijk in de tekst en inhoud van de eindverhandeling werd genotificeerd.

Universiteit Hasselt zal mij als auteur(s) van de eindverhandeling identificeren en zal geen wijzigingen aanbrengen aan de eindverhandeling, uitgezonderd deze toegelaten door deze overeenkomst.

Voor akkoord,

**Sprangers, Matthias**

Datum: **1/06/2015**