

Frigivelse af materialer og områder med lavt aktivitetsindhold

Metodebeskrivelse og dokumentation

**Per Hedemann Jensen, Bente Lauridsen
Jens Søgaard-Hansen, Lisbeth Warming**

Frigivelse af materialer og områder med lavt aktivitetsindhold

Metodebeskrivelse og dokumentation

**Per Hedemann Jensen, Bente Lauridsen
Jens Søgaard-Hansen, Lisbeth Warming**

Resumé Denne rapport beskriver procedurer for frigivelse af materialer med lavt indhold af radioaktive stoffer fra nedbrydningen af Risøs nukleare anlæg samt procedurer for frigivelse af bygninger og landområder ved disse anlæg. Internationale anbefalinger og nationale myndighedskrav vedrørende frigivelse af materialer gennemgås. Metoder til karakterisering og sortering af dekommissioneringsaffald, der kandiderer til frigivelse, præsenteres. Analysemetoder til bestemmelse af indholdet af radioaktive stoffer i både større og mindre emner og beskrives. Laboratorieanalyser, dokumentation af måleresultater og uddannelse af helsefysisk personale gennemgås.

ISBN 87-550-2970-1; ISBN 87-550-2972-8 (Internet)
ISSN 0106-2840

Print: Pitney Bowes Management Services Danmark A/S, 2008

Indhold

Sammenfatning	7
Frigivelse af materialer, bygninger og landområder	7
Anbefalinger fra EU og danske myndighedskrav	7
Laboratorie- og feltmålinger	8
Overholdelse af frigivelsesniveauer	9
1 Indledning	11
2 Undtagelse og frigivelse	12
2.1 Internationale anbefalinger	12
2.1.1 Generelle frigivelsesniveauer	14
2.1.2 Frigivelsesniveauer for bygninger og bygningsaffald	14
2.1.3 Frigivelsesniveauer for metalgenstande	14
2.2 Frigivelsesniveauer for landområder	15
2.3 Danske myndighedskrav	15
2.4 Anvendelse af frigivelsesniveauer	16
2.4.1 Frigivelse ud fra masse-specifikt aktivitetsindhold	17
2.4.2 Frigivelse ud fra overflade-specifikt aktivitetsindhold	17
3 Materialeflow på Risø-området	17
3.1 Farvekodede containere	18
3.2 Kildesortering af frigivet materiale	20
4 Udstyr og personale	20
4.1 Laboratorium for frigivelsesmålinger	20
4.1.1 Laboratorieindretning	20
4.1.2 Materialeflow i laboratoriet	21
4.1.3 Personaleadgang til laboratoriet	22
4.2 Måleudstyr	22
4.2.1 Udstyr til måling af α -aktivitet	22
4.2.2 Udstyr til måling af β -aktivitet	23
4.2.3 Udstyr til γ -spektrometriske analyser	24
4.3 Kalibreringsprocedurer	25
4.3.1 Udstyr til måling af α -aktivitet	25
4.3.1.1 α -spektrometrisk tælleudstyr	25
4.3.1.2 α -tællehuse	25
4.3.1.3 Kontaminationsmonitorer	25
4.3.2 Udstyr til måling af β -aktivitet	25
4.3.2.1 Scintillationstællere	26
4.3.2.2 Kontaminationsmonitorer	26
4.3.3 Udstyr til γ -spektrometriske analyser	26
4.4 Uddannelse og efteruddannelse af personale	27
5 Karakterisering af faste emner	28
5.1 Klassifikation af potentielt ikke-aktive emner	28
5.1.1 Klasse 1 emner	28
5.1.2 Klasse 2 emner	29
5.1.3 Ikke-klassificerede emner	30
5.2 Dekontaminering og neddeling af faste emner	31

6	Frigivelsesmålinger for emner	31
6.1	Bestemmelse af målemetode for faste emner	31
6.1.1	Aktivitetsfordeling og nuklidgrupper	31
6.1.2	Valg af målemetode	32
6.2	Tilrettelæggelse af måleprogrammer	34
6.2.1	Opmålingsenhed for faste emner	35
6.2.2	Gradueret måleprocedure og måleusikkerheder	37
6.3	<i>In toto</i> analyser	38
6.3.1	Måling af overfladekontamination	38
6.3.2	γ -spektrometriske analyser	42
6.4	Laboratorieanalyser af udtagne prøver	44
6.4.1	α -analyser	45
6.4.2	β -analyser	45
6.4.3	γ -spektrometriske analyser	45
7	Karakterisering af områder	46
7.1	Historisk kortlægning af brugen af områder	46
7.2	Klassifikation af potentielt ikke-aktive områder	46
7.2.1	Klasse 1 områder	47
7.2.2	Klasse 2 områder	47
7.2.3	Ikke-klassificerede områder	48
7.3	Dekontaminering af områder	49
7.3.1	Rensning af bygninger	49
7.3.2	Restaurering af landområder	49
8	Frigivelsesmålinger for områder	49
8.1	Bestemmelse af målemetode for områder	50
8.1.1	Aktivitetsfordeling, nuklidgrupper og målemetoder	50
8.1.2	Valg af målemetoder for et givent areal	50
8.2	Tilrettelæggelse af måleprogrammer	51
8.2.1	Opmålingsenheder for områder	52
8.2.2	Gradueret måleprocedure og måleusikkerheder	52
8.3	<i>In situ</i> analyser	53
8.3.1	Måling med kontaminationsmonitører på overflader	53
8.3.2	Måling med γ -spektrometer på overflader	54
8.4	Laboratorieanalyser af udtagne prøver	54
8.4.1	α -analyser	55
8.4.2	β -analyser	55
8.4.3	γ -spektrometriske analyser	55
9	Overholdelse af frigivelsesniveau	55
9.1	Frigivelse alene ved totalmålinger	56
9.2	Frigivelse ved måling på delprøver eller ved punktmålinger	57
9.3	Frigivelse ved samtidig måling på delprøver og hele emner	64
10	Dokumentation	65
10.1	Dokumentationsrapporter for emner	65
10.1.1	Rapporter med strålings-/kontaminationsmålinger	66
10.1.2	Rapporter med aktivitetsmålinger	66
10.1.3	Frigivelsesrapporter	66
10.2	Dokumentationsrapporter for områder	67
10.2.1	Rapporter med strålings-/kontaminationsmålinger	67
10.2.2	Rapporter med aktivitetsmålinger	67
10.2.3	Frigivelsesrapporter	68

10.3	Kalibreringsrapporter	68
10.3.1	Strålings- og kontaminationsmonitorer	68
10.3.2	Måleopstillinger	68
	Taksigelse	70
	Litteratur	71
	Appendiks	73
A	Strålingsdoser fra materialer	73
A.1	Eksponeringsscenarier og frigivelsesniveauer	73
A.1.1	Eksponeringsscenarier for generel frigivelse	73
A.1.2	Eksponeringsscenarier for bygningsmaterialer	74
A.1.3	Eksponeringsscenarier for metalgenstande	76
A.1.4	Anbefalede frigivelsesniveauer fra EU	77
A.2	Strålingsdoser	78
B	Strålingsdoser fra områder	79
B.1	Bygninger	79
B.2	Landområder	81
B.2.1	Ekstern eksponering	81
B.2.2	Intern eksponering	85
B.2.3	Eksponeringsscenarier og frigivelsesniveauer	87
B.3	Usikkerheder på modelberegninger	88

Sammenfatning

Ved nedbrydningen af de nukleare anlæg på Risø-området fremkommer der ikke-radioaktive materialer, der skal kontrolmåles for eventuelt indhold af radioaktive stoffer, således at disse kan frigives uden restriktioner. Endvidere skal bygninger og landområder (under ét benævnt område) ved de nukleare anlæg kontrolmåles for eventuelt indhold af radioaktive stoffer, før de kan frigives uden restriktioner til ikke-nukleare formål. Dette kræver omfattende målinger med følsomt udstyr og en detaljeret rapportering af måleresultater og deres anvendelse i den samlede frigivelsesproces som dokumentation af, at myndighedsfastsatte kriterier for frigivelse overholdes. En sådan dokumentation er krævet af de nukleare tilsynsmyndigheder, og den kan samtidigt tjene det formål, at også de kommunale myndigheder har tillid til, at radioaktive materialer ikke ender uden for Risø.

Frigivelse af materialer, bygninger og landområder

Frigivelsesbegrebet anvendes til at fastlægge, hvornår materialer, bygninger eller landområder med et tilpas lavt indhold af radioaktive stoffer kan frigives fra en allerede eksisterende myndighedskontrol. Frigivne materialer, bygninger og landområder er ikke længere omfattet af de nukleare tilsynsmyndigheders kontrol - de er uden for systemet for strålingsbeskyttelse. Derfor skal individuelle doser og risici fra frigivne materialer og områder være trivielle.

Principperne for fastsættelse af frigivelsesniveauer er derfor baseret på begrebet 'triviel risiko'. Samfundets holdning til risiko fra andre aktiviteter end de nukleare har ført til den konklusion, at en dødsfaldsrisiko af størrelsesordenen 10^{-7} - 10^{-6} pr. år generelt ikke vækker bekymring i befolkningen. Omsættes denne risiko til en årlig (effektiv) indviddosis, fremkommer der et frigivelseskriterium på af størrelsesordenen 0.01 mSv/år.

Dette dosiskriterium er ikke umiddelbart praktisk anvendeligt, fordi det ikke er muligt at måle så lave dosisniveauer. Det har derfor været nødvendigt at omsætte dette frigivelseskriterium til nuklidspecifikke aktivitetskoncentrationer. En række scenarier for eksponering af befolkningen ved forskellig brug af frigivet materiale og frigivne bygninger har dannet grundlaget for anbefalede frigivelsesniveauer fra EU for bygnings- og metalaffald samt for genbrug af bygninger. De anvendte eksponeringsscenerier omfatter stort set alle tænkelige eksponeringer, som disse anvendelser kan forårsage. Scenarierne er meget konservative, hvilket betyder, at de reelle strålingsdoser fra frigivne materialer generelt vil være langt mindre end 0.01 mSv/år. Til sammenligning kan nævnes, at den gennemsnitlige indviddosis til den danske befolkning fra naturligt forekommende radioaktive stoffer er omkring 3 mSv/år, og at doserne varierer inden for intervallet 2 - 20 mSv/år.

Anbefalinger fra EU og danske myndighedskrav

EU har anbefalet generelle frigivelsesniveauer for en række radionuklider i faste materialer. Disse generelle frigivelsesniveauer kan anvendes ved frigivelse af alle faste materialer, uanset deres oprindelse, til enhver mulig anvendelse efter frigivelsen. EU har endvidere anbefalet specifikke frigivelsesniveauer for radionuklider på overflader i bygninger, der skal genbruges, for radionuklider i bygningsaffald, der skal bortskaffes, og for radionuklider på metaloverflader og i metaller, hvad enten disse skal genbruges direkte eller omsmeltes.

Frigivelsesniveauerne for radioaktive stoffer på bygnings- og metaloverflader skal anvendes for den totale aktivitet på og under overfladen divideret med overfladens

areal. Det er ikke tilladt at midle over arealer, der overstiger 1 m². Frigivelsesniveauerne for radioaktive stoffer i alle faste materialer, herunder metaller og bygningsaffald, skal anvendes for koncentrationen af disse stoffer i materialet, og det er ikke tilladt at midle indholdet over volumener, der overstiger 1 ton. Frigivelse ved fortynding er ikke tilladt.

I Indenrigs- og Sundhedsministeriets bekendtgørelse nr. 192 af 2. april 2002 om undtagelsesregler fra lov om brug m.v. af radioaktive stoffer er *frigivelsesniveau* defineret som et niveau til angivelse af, hvornår et radioaktivt stof i praksis kan frigives som ikke-radioaktivt. Frigivelsesniveauer fastsættes af Sundhedsstyrelsen (Statens Institut for Strålehygiejne, SIS).

Ved udstedelse af tilladelser til eller fastsættelse af regler for bortskaffelse, genvinding eller genanvendelse af radioaktive stoffer skal der tages hensyn til særlige strålingsbeskyttelsesmæssige krav, der fastsættes af SIS. Disse krav skal sikre, at strålingsrisici til enkeltpersoner er tilstrækkeligt lave, dvs. svarende til individdoser af størrelsesordenen 0.01 mSv/år eller derunder, og at den samlede bestråling af befolkningen er tilstrækkelig lav, dvs. af størrelsesordenen 1 person-Sv/år eller derunder. Sådanne tilladelser kan dække enkelttilfælde eller typer af ensartede frigivelser over længere tidsrum inden for samme virksomhedsområde. Frigivelse af materialer og områder i forbindelse med dekommissioneringen af Risøs nukleare anlæg falder ind under 'typer af ensartede frigivelser over længere tidsrum inden for samme virksomhedsområde'.

Derfor kan materialer og områder, som indeholder radioaktive stoffer, frigives fra den kontrol, de er underlagt på grund af deres radioaktivitet, når ovennævnte krav er opfyldt. SIS kan endvidere opstille betingelser om bl.a. karakterisering og måling af materialer og områder før frigivelse samt om dokumentation og kvalitetssikring. Sådanne betingelser vil blive indarbejdet i de operationelle procedurer og i kvalitetsstyringen af hele frigivelsesprocessen.

Frigivelsesmålinger

Til kontrolmålinger af de emner og materialer, der fremkommer ved nedbrydningen af de nukleare anlæg, og som ud fra et forudgående kendskab og simple målinger anses for at være ikke-radioaktive - og dermed kandidater til frigivelse - skal der opføres et målelaboratorium til analyser for indhold af lave aktivitetskoncentrationer. Det er meningen, at laboratoriet skal akkrediteres, så det kan leve op til kravene i Dansk Standard inden for dette område.

Materialer og emner skal primært måles med meget følsomme germanium-detektorer. Højfølsomme kontaminationsmonitører vil også blive anvendt til målinger på emner og materialer, der kun kan være forurenede på overfladen. Resultatet af analyserne angiver koncentrationen i enten Bq/kg eller Bq/m² for de enkelte radionuklider. Mange små emner måles som en samlet enhed, og de checkes inden målingen med højfølsomme kontaminationsmonitører for at frasortere eventuelle radioaktive emner. Måleprocedurerne vil blive gradueret efter materialernes forureningspotentiale, således at måleindsatsen står i et rimeligt forhold til sandsynligheden for, at materialet indeholder aktivitetsmængder over frigivelsesniveauet.

Efter endt nedbrydning af de nukleare anlæg skal der udføres områdemåleprogrammer til dokumentation af, at tilbageværende bygninger og landområder kan frigives uden betingelser til andre formål. De nødvendige målinger til vurdering af, om bygninger og landområder kan frigives uden betingelser, vil omfatte direkte målinger på områderne og indsamling af prøver til efterfølgende laboratorieanalyser. Områdemålinger vil, afhængig af områdernes størrelse, blive udført enten som målinger i diskrete punkter eller som kontinuerlige scanninger med højfølsomme kontaminationsmonitører. Områdemålingerne vil blive udført med det samme højfølsomme udstyr, som anvendes til målinger på emner og materialer,

og måleprocedurerne vil blive gradueret efter områdernes potentiale for at være forurenede med radioaktive stoffer.

Overholdelse af frigivelsesniveauer

Overholdelsen af de fastsatte myndighedskriterier for frigivelse af materialer, bygninger og landområder skal dokumenteres og verificeres ved brug af egnede statistiske metoder. Der opstilles a priori den hypotese, at materialer, bygninger og landområder indeholder aktivitet over frigivelsesniveauet. Kun hvis denne hypotese kan forkastes på grundlag af resultaterne fra et tilstrækkeligt dækkende måleprogram, kan frigivelse iværksættes.

Måleprogrammerne omfatter totalmålinger af hele emner og områder og punktmålinger og udtagning af delprøver til efterfølgende laboratorieanalyser. Antallet af punktmålinger og udtagne prøver vil blive fastsat ud fra kendskab til variationen af den mulige forurening og en fastsat lille sandsynlighed for, at der frigives materiale med et indhold af aktivitet, der overstiger frigivelsesniveauet med kun en lille procentdel. Antallet af målepunkter og udtagne prøver skal endvidere være tilstrækkeligt til, at såkaldte "hot spots", dvs. små delområder af et emne eller et område med en markant højere aktivitetskoncentration end frigivelsesniveauet, vil blive detekteret med en høj sandsynlighed.

I USA har de nukleare tilsynsmyndigheder (Nuclear Regulatory Commission (NRC), Environmental Protection Agency (EPA), Department of Energy (DOE) og Department of Defense (DOD)) i fællesskab udarbejdet retningslinier for design af måleprogrammer, dokumentation af måleresultater og demonstration af overholdelse af kriterier for frigivelse. Retningslinierne er udgivet i form af en omfattende manual (MARSSIM-rapporten), og disse retningslinier vil også indgå i planlægningen af målinger for frigivelse af materialer og områder i forbindelse med dekommissioneringen af de nukleare anlæg på Risø-området.

1 Indledning

Når de nukleare anlæg på Risø-området skal dekommissioneres, vil der blive frembragt store mængder materialer med meget lavt eller intet indhold af radioaktive stoffer, der stammer fra driften af de nukleare anlæg. Ikke-radioaktive materialer kan genbruges frit eller kan frigives uden for Risø-området som eksempelvis almindeligt bygnings- eller metalaffald, når procedurerne herfor følger de krav, som de kommunale og amtskommunale myndigheder har fastsat på området.

De nukleare sikkerhedsmyndigheder kan i kraft af bekendtgørelser udstede tilladelser til frigivelse af lettere radioaktive materialer. Tilladelserne kan dække enkelttilfælde eller typer af ensartede frigivelser over længere tidsrum inden for samme virksomhedsområde. Statens Institut for Strålehygiejne (SIS) under Sundhedsstyrelsen kan i den forbindelse opstille betingelser og krav i forbindelse med frigivelse herunder:

- fastsætte frigivelsesniveauer for ubetinget frigivelse i form af nuklid-specifikke aktivitetskoncentrationer i emner og materialer
- krav om karakterisering og måling af emner og materialer før frigivelse
- krav til dokumentation og kvalitetssikring

Det er således nødvendigt at kunne foretage en kontrol af, at indholdet af menneskeskabte radioaktive stoffer i materialer er mindre end fastsatte maksimalværdier, de såkaldte frigivelsesniveauer. En sådan kontrol er nødvendig for at undgå, at radioaktive materialer ved en fejltagelse kommer uden for Risø-området. Samtidig undgår man, at meget store ikke-radioaktive materialemængder bliver placeret i lagrene for radioaktivt affald.

Der planlægges med opførelse af et laboratorium til frigivelsesmålinger (frigivelseslaboratorium) på Risø-området til måling af materialer med lavt aktivitetsindhold. Gamma-spektrometriske målinger skal vise, om aktivitetskoncentrationen i disse materialer er mindre end de nukleare sikkerhedsmyndigheders fastsatte frigivelsesniveauer. Analyser for indhold af radionuklider, der alene udsender α - og β -stråling, vil blive foretaget i andre laboratorier på grundlag af udtagne prøver fra materialerne.

Er den målte koncentration større end de fastsatte frigivelseskoncentrationer, skal affaldet om muligt dekontamineres. Hvis dette ikke er muligt, skal det oplagres i mellemlageret for lavaktivt affald på Risø-området. Laboratoriets måleudstyr skal også anvendes til måling af en eventuel forurening af bygninger og landområder.

Der er udarbejdet en international standard [1], der indeholder alle de krav, som prøvnings- og kalibreringslaboratorier skal opfylde, hvis de ønsker at demonstrere, at de arbejder under et kvalitetsstyringssystem, har teknisk kompetence og er i stand til at frembringe teknisk troværdige resultater. I standarden er indarbejdet alle de krav i ISO 9001 og ISO 9002, som er relevante for gyldighedsområdet af de prøvnings- og kalibreringsydelse, der er omfattet af laboratoriets kvalitetsstyringssystem. Derfor vil prøvnings- og kalibreringslaboratorier, der opfylder kravene i standarden, også arbejde i overensstemmelse med ISO 9001 eller ISO 9002.

Akkrediteringsorganer, der anerkender prøvnings- og kalibreringslaboratoriets kompetence, anvender den internationale standard [1] som grundlag for akkreditering. Det er planen, at frigivelseslaboratoriet skal akkrediteres i overensstemmelse med denne standard.

Bygninger, der har været en del af et nukleart anlæg, kan frigives til andet formål, hvis den radioaktive forurening af de indre og ydre bygningsoverflader er mindre end fastsatte niveauer for ubetinget frigivelse. Det samme gælder frigivelse af de arealer, hvorpå de nukleare anlæg er placeret. Der skal derfor iværksættes

omfattende måleprogrammer til verifikation af, at bygninger og landområder kan leve op til de af myndighederne fastsatte frigivelsesniveauer.

2 Undtagelse og frigivelse

De grundlæggende Basic Safety Standards (BSS) fra seks internationale organisationer (WHO, OECD/NEA, FAO, IAEA, PAHO and ILO) [2] og fra EU [3] fastlægger kravene for beskyttelse mod de risici, der er forbundet udsættelse for ioniserende stråling. Disse krav er bl.a. baseret på anbefalinger fra den internationale strålingsbeskyttelseskommission ICRP [4]. ICRP's anbefalinger omfatter *praksis*, som er menneskelige aktiviteter, der adderer strålingseksponering til mennesker, og *intervention*, som er menneskelige aktiviteter, der forsøger at reducere strålingseksponeringer, der ikke er en del af en kontrolleret praksis. De internationale anbefalinger danner grundlaget for nationale lovgivninger.

2.1 Internationale anbefalinger

De internationale strålingsbeskyttelsesorganisationer har indført nogle begreber med det formål at afgrænse anvendelsen af systemet for strålingsbeskyttelse, således at det i situationer, hvor eksponeringen af befolkningen kun kan resultere i trivielle doser, ikke er nødvendigt at anvende systemet. Det skal derfor være muligt at:

- undtage en praksis fra myndighedsgodkendelse (exemption)
- frigive kilder, genstande og affald fra en godkendt praksis eller en intervention som ikke-radioaktive (clearance)

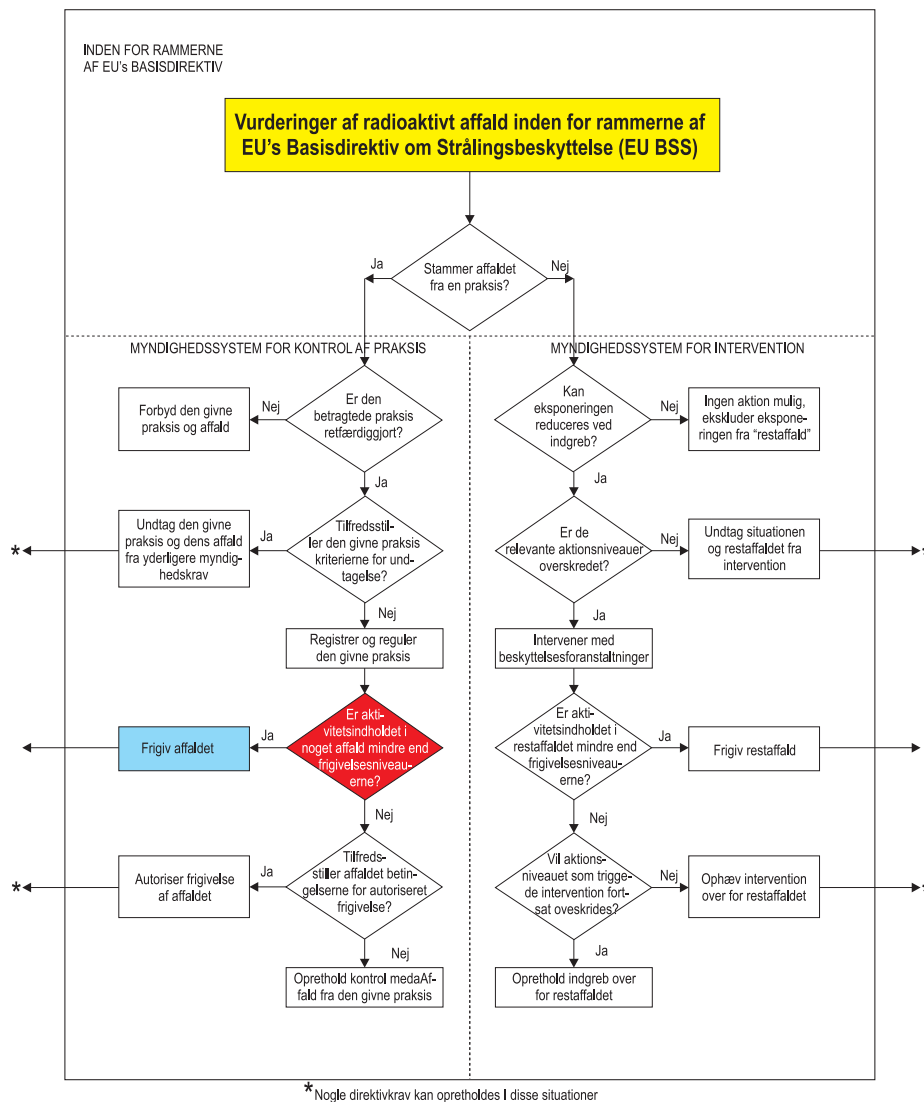
Anvendelsen af disse begreber på håndtering og behandling af radioaktivt affald kan fortolkes som skitseret på figur 1.

En undtaget praksis er stadigvæk inden for systemet for strålingsbeskyttelse og inden for rammerne af de nukleare myndigheders kontrol, men den er undtaget fra de administrative aspekter af de nukleare myndigheders system (dosisovervågning, rapportering etc.). I en undtaget praksis skal de nukleare myndigheder ikke involveres på noget trin i udførelsen af denne praksis, heller ikke ved en eventuel deponering af produceret radioaktivt affald.

Af hensyn til samfundets ressourceforbrug er det hensigtsmæssigt at definere et aktivitets- eller koncentrationsniveau, under hvilket affald kan betragtes som ikke-radioaktivt. Hertil anvendes begrebet *frigivelse af radioaktivt materiale fra en godkendt praksis*. Nuklid-specifikke aktivitetsniveauer, under hvilke materialer og egentligt affald fra en godkendt praksis kan frigives, kaldes frigivelsesniveauer (clearance levels).

Fastsættelse af frigivelsesniveauer er baseret på begrebet 'triviel risiko'. Samfundets holdning til risiko fra andre aktiviteter end de nukleare har ført til den konklusion, at en årlig dødsfaldsrisiko af størrelsesordenen 10^{-7} - 10^{-6} generelt ikke vækker bekymring. Omsættes denne risiko til en årlig (effektiv) indviddosis, fremkommer der et frigivelseskriterium på af størrelsesordenen 0.01 mSv/år.

Frigivet materiale fra en godkendt praksis er ikke længere omfattet af de nukleare tilsynsmyndigheders kontrol - de er uden for systemet for strålingsbeskyttelse og uden for rammerne af myndighedernes kontrol i modsætning til en undtaget praksis, som stadigvæk er inden for systemet for strålingsbeskyttelse.



Figur 1. Principper for ekskludering fra myndighedskontrol, undtagelse for myndighedskrav og frigivelse. Undtagelsesprincippet anvendes som en del af den **forudgående** proces til fastlæggelse af, om en praksis kan undtages for den generelle tilladelse fra myndighederne. Frigivelsesprincippet anvendes som en del af den **efterfølgende** proces til fastlæggelse af, om kilder inden for en godkendt praksis kan frigøres fra den allerede eksisterende myndighedskontrol.

EU har anbefalet generelle frigivelsesniveauer for en række radionuklider i faste materialer [5]. Disse generelle frigivelsesniveauer kan anvendes ved frigivelse af alle faste materialer, uanset deres oprindelse, til enhver mulig anvendelse efter frigivelsen. EU har endvidere anbefalet specifikke frigivelsesniveauer for radionuklider på overflader i bygninger, der skal genbruges, for radionuklider i bygningsaffald, der skal bortskaffes, og for radionuklider på metaloverflader og i metaller, der skal genbruges direkte eller omsmeltes [6, 7, 8]. Det er i disse anbefalinger generelt ikke tilladt at midle over masser større end 1 ton og overflader større end 1 m², når måleresultater skal sammenlignes med de anbefalede frigivelsesniveauer.

I appendiks A er der givet en kortfattet gennemgang af de scenarier, der danner grundlaget for fastsættelse af EU's frigivelsesniveauer for materialer, der stammer fra dekommissionering af nukleare installationer. Endvidere er der i appendiks B foretaget sammenlignende beregninger med EU's frigivelsesniveauer for genbrug af bygninger.

2.1.1 Generelle frigivelsesniveauer

Eksempler på EU-anbefalede generelle frigivelsesniveauer er vist i tabel 1 [5]. Niveauerne kan anvendes ved frigivelse af alle faste materialer til alle anvendelser, herunder bortskaffelse som affald.

Tabel 1. Eksempler på anbefalede frigivelsesniveauer fra EU for anvendelse af alle typer faste materialer uanset oprindelse.

Radionuklid	Materialekoncentration [Bq·kg ⁻¹]
³⁶ Cl	10 ³
⁶⁰ Co	10 ²
⁹⁰ Sr	10 ³
¹³⁷ Cs	10 ³
²³⁸ U	10 ³
²³⁹ Pu	10 ²

2.1.2 Frigivelsesniveauer for bygninger og bygningsaffald

Eksempler på EU-anbefalede frigivelsesniveauer for radioaktive stoffer på bygningsoverflader (til bygningsgenbrug) og i bygningsaffald er vist i tabel 2 [6]. Frigivelsesniveauerne for radioaktive stoffer på bygningsoverflader skal her ses som et nyttigt alternativ til de masse-specifikke frigivelsesniveauer for bygningsaffald, idet det normalt er nemmere at bestemme overfladekoncentration i eksisterende bygninger end at bestemme masse-specifik koncentration i affaldet fra nedrevne bygninger. De overflade-specifikke frigivelsesniveauer er også nødvendige med henblik på genbrug af bygninger.

De overflade-specifikke frigivelsesniveauer i tabel 2 skal anvendes for den totale aktivitet under overfladen divideret med overfladens areal. Den totale aktivitet er summen af fastsiddende og løstsiddende aktivitet på overfladen plus den aktivitet, der er trængt ind i materialet.

Tabel 2. Eksempler på anbefalede frigivelsesniveauer fra EU for bygningsgenbrug og nedrivning af bygninger ved dekommissionering af nukleare anlæg.

Radionuklid	Overfladekoncentration (genbrug af bygninger) [Bq·m ⁻²]	Overfladekoncentration (nedrivning af bygninger) [Bq·m ⁻²]
³⁶ Cl	10 ⁶	10 ⁶
⁶⁰ Co	10 ⁴	10 ⁴
⁹⁰ Sr	10 ⁶	10 ⁶
¹³⁷ Cs	10 ⁴	10 ⁵
²³⁸ U	10 ⁴	10 ⁵
²³⁹ Pu	10 ³	10 ⁴

2.1.3 Frigivelsesniveauer for metalgenstande

Eksempler på EU-anbefalede frigivelsesniveauer for radioaktive stoffer i metaller, der enten skal omsmeltes eller genbruges direkte, er vist i henholdsvis tabel 3 og tabel 4 [8].

Tabel 3. Eksempler på anbefalede frigivelsesniveauer fra EU for omsmeltning af metaller fra dekommissionering af nukleare anlæg.

Radionuklid	Overfladekoncentration (omsmeltning af metal) [Bq·m ⁻²]	Materialekoncentration (omsmeltning af metal) [Bq·kg ⁻¹]
⁶⁰ Co	10 ⁵	10 ³
⁹⁰ Sr	10 ⁵	10 ⁴
¹³⁷ Cs	10 ⁶	10 ³
²³⁸ U	10 ⁴	10 ³
²³⁹ Pu	10 ³	10 ³

Tabel 4. Eksempler på anbefalede frigivelsesniveauer fra EU for direkte genbrug af metaller fra dekommissionering af nukleare anlæg.

Radionuklid	Overfladekoncentration (direkte genbrug af metal) [Bq·m ⁻²]
⁶⁰ Co	10 ⁴
⁹⁰ Sr	10 ⁵
¹³⁷ Cs	10 ⁵
²³⁸ U	10 ⁴
²³⁹ Pu	10 ³

2.2 Frigivelsesniveauer for landområder

EU har ikke anbefalet frigivelsesniveauer for landområder, og der eksisterer ingen internationale anbefalinger på området. I appendiks B er der angivet en metode til at beregne frigivelsesniveauer for landområder for en *samtidig* ekstern og intern eksponering af den kritiske gruppe. Med en dosisbinding på 0.01 mSv/år, svarende til den samme dosisbinding for fastsættelsen af frigivelsesniveauer for emner og materialer, vil den tilhørende overfladeforurening for radionukliderne ⁶⁰Co, ⁹⁰Sr og ¹³⁷Cs blive henholdsvis omkring 3000 Bq/m², 10000 Bq/m² og 7000 Bq/m² (se appendiks B, afsnit B.2.3).

2.3 Danske myndighedskrav

Indenrigs- og Sundhedsministeriet har i en bekendtgørelse om undtagelsesregler fra lov om brug m.v. af radioaktive stoffer [10] defineret *frigivelsesniveau* som et niveau til angivelse af, hvornår et radioaktivt stof i praksis kan frigives som ikke-radioaktivt. Frigivelsesniveauer fastsættes af Sundhedsstyrelsen (Statens Institut for Strålehygiejne, SIS). I bekendtgørelsens kapitel 3 om frigivelse af radioaktive stoffer er der fastsat følgende krav:

§12. Bortskaffelse, genvinding eller genanvendelse af radioaktive stoffer, som hidrører fra en besiddelse, der er omfattet af kravet om tilladelse fra Sundhedsstyrelsen i henhold til §1, stk. 1, i radioaktivtetsloven og denne bekendtgørelse, kræver uanset aktivitetsmængden tilladelse fra Sundhedsstyrelsen.

Stk. 2. Undtaget herfra er dog bortskaffelse, genvinding eller genanvendelse af radioaktive stoffer, som sker i overensstemmelse med regler fastsat af Sundhedsstyrelsen for et givet anvendelsesområde af radioaktive stoffer.

Stk. 3. Ved udstedelse af tilladelser til eller fastsættelse af regler for bortskaffelse, genvinding eller genanvendelse af radioaktive stoffer skal der tages hensyn til de principper, der er beskrevet i bilag 3. Sådanne tilladelser kan dække enkelttilfælde eller typer af ensartede frigivelser over længere tidsrum inden for samme virksomhedsområde. Sundhedsstyrelsen kan opstille betingelser om bl.a. karakterisering og måling af materialerne før frigivelse samt om dokumentation og kvalitetssikring.

Stk. 4. I forbindelse med frigivelse af faste, menneskeskabte radioaktive stoffer er det ikke tilladt at foretage fortynding med henblik på at opfylde et givent frigivelsesniveau.

Ifølge bekendtgørelsens bilag 3 om principper for frigivelse kan radioaktive stoffer eller materialer, som indeholder radioaktive stoffer, frigives fra den kontrol, de er underlagt på grund af deres radioaktivitet, når *særlige strålingsbeskyttelsesmæssige krav* med hensyn til aktivitetsmængder m.m. er opfyldt. I praksis indebærer dette, at frigivne radioaktive stoffer kan behandles og håndteres som ikke-radioaktive stoffer. Frigivelse kan f.eks. omfatte bortskaffelse som ikke-radioaktivt affald eller genvinding eller genanvendelse af pågældende materialer.

De særlige strålingsbeskyttelsesmæssige krav fastsættes af Statens Institut for Strålehygiejne enten i en særlig tilladelse til bortskaffelse, genvinding eller genanvendelse af radioaktive stoffer eller i regler fastsat for et givet anvendelsesområde af radioaktive stoffer. De særlige strålingsbeskyttelsesmæssige krav skal sikre:

- (a) at strålingsrisici for enkeltpersoner fra det frigivne materiale er tilstrækkeligt lave,
- (b) at den samlede bestråling af befolkningen er tilstrækkelig lav, og
- (c) at det frigivne materials aktivitet, set fra et strålingshygiejnisk synspunkt, er uden betydning, og at der ingen større sandsynlighed er for, at der vil opstå situationer, som vil kunne føre til, at (a) og (b) ikke kan opfyldes.

For materialer, der indeholder menneskeskabte radionuklider, skal de særlige strålingsbeskyttelsesmæssige krav bl.a. baseres på, at følgende dosiskriterier opfyldes under alle tænkelige forhold for de frigivne materialer:

- (a) den effektive dosis, som enkeltpersoner i befolkningen forventes udsat for som følge af frigivelsen af det pågældende materiale er af størrelsesordenen 0.01 mSv/år eller derunder, **og**
- (b) den samlede effektive dosis, der akkumuleres pr. år som følge af frigivelsen, er af størrelsesordenen 1 person·Sv eller derunder **eller** en vurdering af optimeringen af strålingsbeskyttelsen viser, at frigivelse er den bedste valgmulighed.

Frigivelse af affald fra dekommissioneringen af Risøs nukleare anlæg falder ind under 'typer af ensartede frigivelser over længere tidsrum inden for samme virksomhedsområde', jf. bekendtgørelsens §12, stk. 3.

2.4 Anvendelse af frigivelsesniveauer

Der kan opstilles følgende generelle kriterium for, hvornår et emne eller et område kan frigives:

$$\sum_i \frac{Q_i - Q_{\text{bag},i}}{Q_{\text{fri},i}} < 1$$

hvor:

- i referer til de tilstedeværende nuklider i det medium, der skal frigives.
- $Q_{\text{fri},i}$ er frigivelsesniveauet for nuklid i i den pågældende frigivelsessituation. $Q_{\text{fri},i}$ kan være en masse-specifik eller overflade-specifik aktivitet.
- Q_i er middel-aktivitetskoncentrationen (masse-specifik eller overflade-specifik) for nuklid i i det medium, der skal frigives. Overfladeaktivitet skal forstås som den samlede aktivitetsmængde på og under den givne overflade. Der skal anvendes samme enhed for alle Q_i og $Q_{\text{fri},i}$.
- $Q_{\text{bag},i}$ er baggrunds niveauet for den betragtede radionuklid i .

Nuklider kan samles i en gruppe (f.eks. ^{134}Cs og ^{137}Cs), hvor der så regnes med gruppens samlede specifikke aktivitet, og hvor frigivelsesniveauet for gruppen sættes lig med det mindste frigivelsesniveau blandt nukliderne i gruppen. Gruppen kan opfattes som en konservativ nuklid.

Når forholdet mellem det specifikke aktivitetsindhold af to nuklider er kendt, kan indholdet af den ene nuklid beregnes ud fra indholdet af den anden nuklid. Dette kan være en fordel, når der anvendes en målemetode, der kun kan måle den ene af nukliderne. I sådanne tilfælde er bestemmelsen af den ene nuklid indirekte og sker ud fra en surrogatnuklid (den anden nuklid).

Frigivelse sker enten på grundlag af masse-specifik aktivitet af alle tilstedeværende nuklider eller på grundlag af den overflade-specifikke aktivitet af alle tilstedeværende nuklider. Frigivelsesvejen er bestemmende for, om der anvendes masse-specifik eller overflade-specifik aktivitet.

2.4.1 Frigivelse ud fra masse-specifikt aktivitetsindhold

Denne form for frigivelse anvendes typisk for materialer eller emner f.eks. bygningsaffald. Når frigivelse sker på grundlag af masse-specifik aktivitetsindhold, må der for et enkelt emne højst midles over en masse på 1000 kg. Middel-aktivitetskoncentrationen kan estimeres ud fra totalmålinger på emnet og/eller målinger på prøver fra emnet. Er der mange emner af samme type og med samme historie, dvs. med nogenlunde den samme specifikke aktivitet, kan de betragtes som et stort emne, hvor Q_i er middel-aktivitetskoncentrationen af nuklid i i denne samling af emner.

2.4.2 Frigivelse ud fra overflade-specifikt aktivitetsindhold

Denne form for frigivelse anvendes typisk ved frigivelse af bygninger (til genbrug eller nedrivning) og ved frigivelse af landområder, men kan også anvendes ved frigivelse af metal (til direkte genbrug). Ved beregning af middelværdien må der for bygningsoverflader højst midles over gulve, vægge og loft i et rum, forudsat at der er foretaget en screening for 'hot spots'. For landområder må der højst midles over 1000 m². Dette areal fremkommer ud fra en konservativ vurdering af den nødvendige arealstørrelse til at producere 10% af ét års forbrug af de væsentligste fødevarer til den kritiske gruppe (se afsnit B.2.2). Er der mange arealer af samme type og med samme historie, dvs. med nogenlunde den samme specifikke aktivitet, kan de betragtes som et stort areal, hvor Q_i er middelkoncentrationen af aktiviteten af nuklid i på dette areal. Middel-aktivitetskoncentrationen estimeres ud fra totalmålinger og/eller måling af delprøver udtaget fra en delmængde af arealerne.

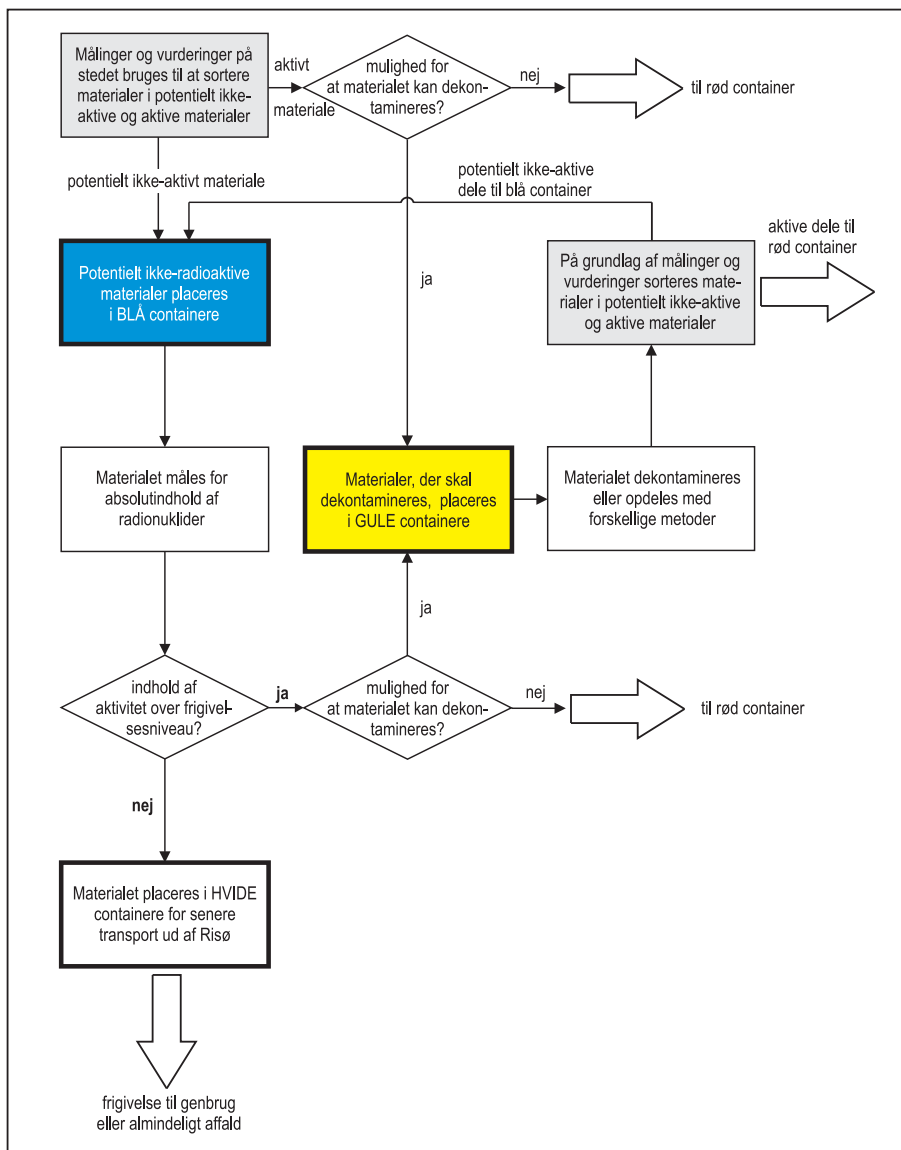
3 Materialeflow på Risø-området

I takt med at de nukleare anlæg nedbrydes, skal de frembragte materialer sorteres i potentielt ikke-radioaktivt materiale og radioaktivt affald. De ikke-radioaktive

materialer skal kontrolleres for indhold af radionuklider, inden de enten genbruges eller deponeres som almindeligt affald uden for Risø-området.

3.1 Farvekodede containere

Til brug for det interne materialeflow mellem nukleare anlæg og målelaboratorier vil der blive anvendt farvede containere. Farven på disse containere fortæller både noget om selve materialerne, og hvad der efterfølgende skal ske med dem. Proceduren for sortering og kontrolmålinger er vist på figur 2.



Figur 2. Flow af materialer fra dekommissioneringen af Risøs nukleare anlæg i forbindelse med frigivelsesmålinger. Hvis koncentrationen af radionuklider er mindre end frigivelsesniveauet, kan materialerne frigives. Er koncentrationen større end frigivelsesniveauet, skal materialerne enten dekontamineres eller opbevares i mellemlageret for lavaktivt affald.

Der anvendes fire farvekoder:

- (1) Røde containere indeholder materialer, der på grundlag af målinger og/eller vurderinger antages ikke at kunne frigives. Materialer i røde

containere skal karakteriseres hvad angår aktivitetsindhold, inden de placeres i standard affaldsenheder for radioaktivt affald.

- (2) *Gule* containere indeholder radioaktivt forurenede materialer, der på grundlag af målinger og/eller vurderinger antages at kunne dekontamineres eller neddeles i aktive og ikke-aktive dele. Materialer i gule containere afventer at blive dekontamineret eller neddelt.
- (3) *Blå* containere indeholder materialer, der på grundlag af målinger og/eller vurderinger antages at kunne frigives. Materialerne i blå containere skal karakteriseres for indhold af radioaktive stoffer, før det kan frigives.
- (4) *Hvide* containere indeholder materialer med et indhold af radioaktive stoffer, der er mindre end de af myndighederne fastsatte frigivelsesniveauer. Aktivitetsindholdet er blevet bestemt på grundlag af målinger. Materialer i hvide containere afventer at blive transporteret uden for Risø-området til genbrug eller deponering som almindeligt affald.

Det viste flow på figur 2 kan kortfattet beskrives på følgende måde:

- (1) Ved en første *in situ* måling afgøres det, om materialet er “meget aktivt”, dvs. har et højere indhold af aktivitet end svarende til frigivelsesniveauet, og om der er mulighed for en “dekontaminering”. Hvis svarene er henholdsvis “ja”/“nej”, skal materialet placeres i en rød container for senere karakterisering som radioaktivt affald og overførsel til en standard affaldsenhed. Hvis svarene er henholdsvis “ja”/“ja”, skal materialet placeres i gule containere for senere dekontaminering.
- (2) Materialer (konstruktionsdele etc.) fra de nukleare anlæg, der potentielt kan frigives, placeres i blå containere, der skal placeres tilpas langt væk fra det målelaboratorium, hvor målingerne foretages.
- (3) Materialet fra blå containere måles primært med meget følsomme germanium-detektorer. Resultatet af analysen angives direkte i Bq/kg for de enkelte nuklider. Mange små emner med samme historie placeres i en kasse el. lign. og måles som en samlet enhed. Alle små emner checkes med en følsom kontaminationsmonitor, inden de placeres i kasser el. lign., for at frasortere emner med stort aktivitetsindhold. Disse anbringes i en rød container for bestemmelse af aktivitetsindhold og behandling som radioaktivt affald.
- (4) Hvis den målte aktivitetskoncentration i større genstande eller en samling mindre emner fra blå containere er større end de angivne frigivelsesniveauer fra SIS, skal emnerne om muligt dekontamineres/neddeles. Materialer til dekontaminering skal placeres i gule containere. Efter dekontaminering/neddeling skal de potentielt ikke-aktive dele af materialerne placeres i en blå container og de aktive dele i en rød container. Hvis affaldet ikke kan dekontamineres, skal det hele placeres i en rød container.
- (5) Hvis den målte aktivitetskoncentration i større genstande eller en samling mindre emner fra en blå container er mindre end de angivne frigivelsesniveauer fra SIS, skal de placeres i en hvid container for frigivet materiale. Indholdet i hvide containere kan frit transporteres ud af Risø-området.

De farvede materialecontainere skal placeres i en bufferhal, så denne del af materialehåndteringen kan foregå under beskyttede forhold.

Proceduren for separering af materialer og anvendelse af farvekodede containere vil blive detaljeret beskrevet og udmøntet i operationelle instrukser (procedurer) for drifts- og helsefysikpersonalet.

3.2 Kildesortering af frigivet materiale

De kommunale og amtskommunale myndigheder har opstillet en række krav, der pålægger affaldsproducenten en række pligter vedrørende sortering, opbevaring, håndtering, transport og bortskaffelse af bygge- og anlægsaffald [11]. En stor del af det frembragte ikke-radioaktive affald ved dekommissioneringen af de nukleare anlæg vil være bygge- og anlægsaffald, som defineres som al affald, der produceres ved (1) nybyggeri, (2) renovering, herunder sandblæsning o.l., (3) nedrivning, (4) anlæg og reparation af veje, (5) anlæg og reparation af forsyningsanlæg og (6) andre anlægsarbejder. Hvis affaldsmængden overstiger 10 m³, skal affaldet på stedet kildesorteres i følgende genanvendelige materialer: (a) papir, (b) pap, (c) jern og metaller, (d) beton og tegl og (e) grus og sand.

Frigivet materiale vil blive genbrugt eller bortskaffet uden for Risø-området i overensstemmelse med disse krav. Den samlede mængde af ikke-radioaktivt affald fra dekommissioneringen af de nukleare anlæg på Risø er skønnet at kunne blive op til omkring 18 000 tons (excl. reaktorbygninger) jf. afsnit 5.

4 Udstyr og personale

Potentielt ikke-radioaktive materialer skal undersøges for indhold af radionuklider. For α - og β -emittere udføres der først en radiokemisk separation af den nuklid, hvis aktivitet ønskes bestemt. For rene α -emittere bestemmes aktiviteten ved en α -spektrometrisk måling eller en total α -måling, og for rene β -emittere bestemmes aktiviteten i en væskescintillator. Aktivitetsbestemmelse af γ -emittere foregår ved γ -spektrometriske målinger. Overfladekontamination bestemmes med kontaminationsmonitører, der kan detektere både α - og β -stråling simultant.

Feltmålinger på områder udføres enten som γ -spektrometriske målinger eller målinger med kontaminationsmonitører, der kan detektere både α - og β -stråling.

Der stilles krav til det personale, der skal udføre målingerne. De skal uddannes til at kunne udføre analyserne og til at vurdere måleresultaterne. Ligeledes skal de have kendskab til det kvalitetsstyringssystem, der skal indføres.

4.1 Laboratorium for frigivelsesmålinger

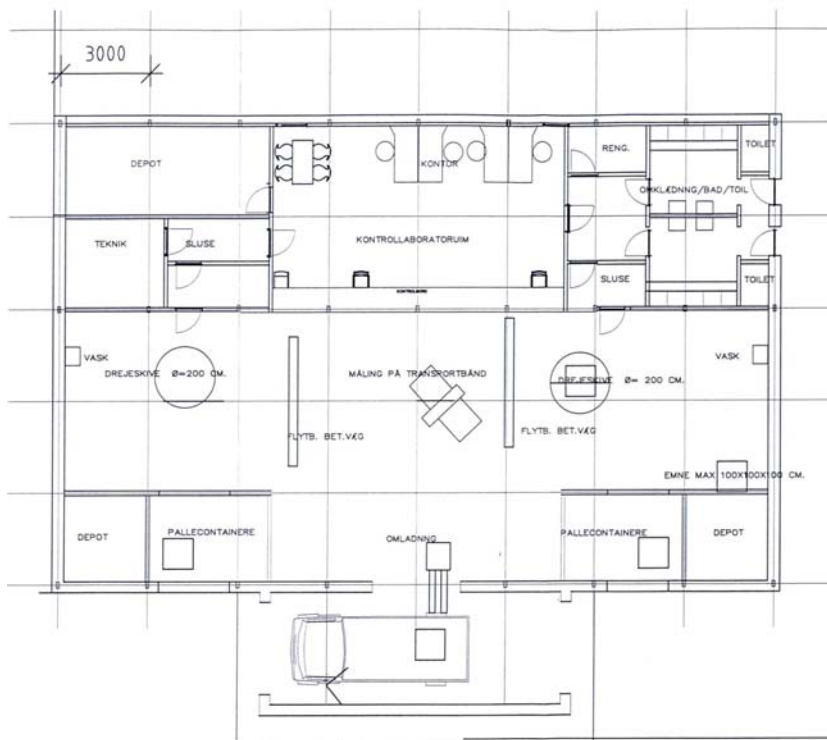
Der vil blive bygget et laboratorium til målinger af potentielt ikke-radioaktive materialer (frigivelseslaboratorium), og laboratoriet vil udelukkende blive anvendt til dette formål. Laboratoriet vil blive placeret i tilpas stor afstand fra de bygninger, i hvilke der vil blive håndteret større mængder radioaktive materialer for således at minimere tilstedeværelsen af forstyrrende γ -stråling.

4.1.1 Laboratorieindretning

Laboratoriebygningen indeholder en målehal på ca 24 meter gange 6 meter. I denne hal er det muligt at placere tre måleopstillinger af forskellige typer, idet hallen kan opdeles med flytbare afskærmningsvægge. Der er dog kun planlagt med to måleopstillinger fra laboratoriets start. Hallen vil blive udført med en overfladebehandling, der vil være nem at dekontaminere ved en eventuel forurening. Hallen vil rutinemæssigt blive checket for kontamination; dette skal sammen med rutinemæssige baggrundsmålinger sikre, at hallen altid er ren. En skitse af laboratoriebygningen er vist på figur 3.

Laboratoriet vil blive klassificeret som et 'low-level' laboratorium med omklædnings- og badefaciliteter, så aktivitet fra de nukleare anlæg på Risø-området ikke bringes ind i laboratoriet. Der bliver således tale om en "omvendt" klassifikation sammenlignet med den kendte hvid/blå/rød forureningsklassifikation af arbejdsområder på Risø, hvor formålet er at holde radioaktiv forurening inde i de helsefysisk klassificerede områder.

Der vil være adgang til laboratoriet for gaffeltruck/traktor/lastbil. I laboratoriet skal der installeres en kranfacilitet af passende størrelse. Selve måleopstillingen skal forsynes med et opspændingsbord, der kan rotere emnet under målingen.



Figur 3. Forslag til indretning af målelaboratorium til frigivelsesmålinger af lavaktivt affald fra dekommissioneringen af Risøs nukleare anlæg.

4.1.2 Materialeflow i laboratoriet

Alle emner, der skal måles, vil, inden de transporteres til laboratoriet, være kontrolleret for kontamination og stråling. De vil yderligere være emballeret i plastic for at forhindre en eventuel kontamination af målehallen. I målehallen må der kun befinde sig de to emner, der bliver målt på. Når en måling er afsluttet, flyttes emnet til oplagringsområdet ved indkørslen. Når nye emner afleveres til måling, fjernes samtidigt de emner, der på baggrund af målinger i laboratoriet er farvemærkede som enten ikke-aktive (hvid) eller aktive (rød eller gul).

Emner transporteres til laboratoriebygningen på en lastbil (el. lign.), der kun bruges til disse transporter. Lastbilen kører ind i en vindfangssluse med tre porte, der er indbyrdes forbundet, således kun en port kan være åben ad gangen. De tre porte er indkørselsport og udkørselsport for lastbilen samt en adgangsport til oplagringsområdet, hvorfra der er adgang til målehallen. Med kran eller truck afleveres emnerne til oplagringsområdet, hvorfra de ligeledes med kran eller truck flyttes til måleopstillingerne. Personalet må ikke benytte denne adgangsvej til målehallen.

Lastbilen vil rutinemæssigt blive checket for kontamination, ligesom alle paller og kasser, der anvendes til transport og emballage for emnerne, vil blive checket i en fast rutine.

4.1.3 Personaleadgang til laboratoriet

Adgang til bygningen for personale skal ske gennem et omklædningsrum, hvor arbejdstøj skiftes til rent tøj og rene overtrækssko. Denne procedure skal forhindre, at personalet bringer kontamination ind i bygningen, specielt i målehallen.

Måleopstillingerne styres fra PC'er. Personalet opholder sig under målingerne i et "kontrolrum", hvorfra man kan se måleopstillingerne.

4.2 Måleudstyr

Materialer og emner, der skal frigives i forbindelse med dekommissioneringen af de nukleare anlæg, kan indeholde både γ -emittere og rene α - og β -emittere. Der skal derfor anvendes forskellige typer af måleudstyr og analysemetoder.

4.2.1 Udstyr til måling af α -aktivitet

Til bestemmelse af aktivitetsindholdet af rene α -emittere, skal der udtages mindre prøver af emnet. Aktivitetsbestemmelsen sker herefter ved hjælp af radiokemiske analyser med efterfølgende α -spektrometriske analyser eller ved bestemmelse af det totale antal α -partikler udsendt fra prøven (se afsnit 6.4). Detektionsgrænsen for α -emittere som eksempelvis ^{239}Pu i jord er omkring 1 mBq/kg [12].

Detektorerne, der anvendes til de α -spektrometriske analyser, er PIPS (**P**assivated **I**mplanted **P**lanar **S**ilicon)-detektorer med et areal på 450 mm². Da α -stråling har en meget kort rækkevidde i luft, skal både detektor og prøve være anbragt i et lufttomt tællehus. For at få en høj tælleffektivitet skal prøven være anbragt tæt på detektoren. Opsamlingen af tællingerne baseres på et tilhørende softwaresystem.



Figur 4. α -tællehus med en ZnS-scintillationsdetektor tilsluttet en scaler.

En bestemmelse af det totale antal α -partikler udsendt fra en prøve kan foretages ved at tælle prøven i et α -tællehus, hvor α -partiklerne detekteres med en ZnS-scintillationsdetektor (se figur 4). Effektiviteten og detektionsgrænsen for en ZnS-detektor er henholdsvis omkring 20 % og mindre end 1 Bq.



Figur 5. Kontaminationsmonitor CM 86 med proportionaldetektor der muliggør en samtidig måling af α - og β -overfladekontamination.

Til bestemmelse af overfladekontamination med α -emittere, anvendes kontaminationsmonitoren med gasfyldte proportionaldetektorer eller ZnS-scintillationsdetektorer.

Figur 5 og figur 6 viser en kontaminationsmonitor med henholdsvis en proportionaldetektor og en scintillationsdetektor.



Figur 6. Kontaminationsmonitor Como 170 med ZnS-scintillator der muliggør en samtidig måling af α - og β -overfladekontamination.

Detektionsgrænsen for en ZnS-scintillationsdetektor af typen Como 170 er ca. 100 Bq/m² og for en proportionaldetektor af typen CM 86 ca. 400 Bq/m².

4.2.2 Udstyr til måling af β -aktivitet

Bestemmelse af aktiviteten af rene β -emittere sker ligesom for α -emittere ved udtagning af mindre prøver fra emnet. Der foretages først en radiokemisk separation af den nuklid, hvis aktivitet ønskes bestemt. Aktiviteten bestemmes herefter ved en måling i en flydende scintillationstølle. Eksempelvis er detektionsgrænsen for ⁶³Ni i stål omkring 1 Bq/kg. For ³H og ¹⁴C i beton er detektionsgrænsen henholdsvis 500 Bq/kg og 300 Bq/kg [12].

Til bestemmelse af overfladekontamination med β -emittere anvendes kontaminationsmonitoren i form af gasfyldte proportionaldetektorer eller ZnS-scintillationsdetektorer (se figur 5 og figur 6).

Detektionsgrænsen for kontaminationsmonitører afhænger af energien af de udsendte β -partikler; jo højere energi af β -partiklerne, jo større følsomhed. Kontaminationsmonitører vil til frigivelsesformål blive kalibreret med en ^{60}Co -kilde, da det forventes, at kontaminede emner hyppigst vil være kontamineret med ^{60}Co , der udsender β -partikler med en maksimal energi på 318 keV. Detektionsgrænsen for eksempelvis CM 86-instrumentet, der anvender en proportionaldetektor, er bestemt ud fra baggrundsvisningen af detektoren til ca. 1500 Bq/m².

Detektionsgrænsen for detektorerne i instrumenterne af typen CoMo 170 er angivet af fabrikanten for forskellige nuklider. I tabel 5 er detektionsgrænsen angivet for forskellige nuklider, der dækker et bredt energispektrum.

Tabel 5. Detektionsgrænse for forskellige nuklider for en ZnS-kontaminationsmonitor af typen CoMo 170.

Radionuklid	Maksimalenergi, $E_{\beta,\text{max}}$ [keV]	Detektionsgrænse [Bq·m ⁻²]
^{14}C	156	550
^{36}Cl	710	170
^{60}Co	318	350
$^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$	546/2284	170 (^{90}Sr)
^{137}Cs	514	200

4.2.3 Udstyr til γ -spektrometriske analyser

Til γ -spektrometriske målinger anvendes store germanium-detektorer. Disse vil have en opløsningsevne (FWHM) på mindre end 2.2 keV ved en γ -energi på 1330 keV og skal kunne anvendes til målinger i γ -energiområdet fra 40 keV til 5 MeV.



Figur 7. Germanium-detektor med kollimatorer til afskærmning af detektoren. Forskellige åbningsvinkler muliggør målinger på en delmængde af affald og målinger på begrænsede bygnings- eller jordoverflader.

Det vil ligeledes være muligt at afskærme detektoren med enten 2.5 cm eller 5 cm bly. Disse blykollimatorer fås med forskellig åbningsvinkel. Til afskærmningssystemet er der knyttet et laserbaseret sigtesystem, og der anvendes en trans-

portabel multikanalanalysator. På figur 7 ses detektoren anbragt på en vogn. Afskærmnings-/kollimatorsystemet er anbragt omkring detektoren.

Spektrumanalyserne er baseret på et softwaresystem, der analyserer et spektrum for toppe, og ved hjælp af et nuklidbibliotek identificeres de nuklider, der er i prøven. Aktivitetsindholdet bestemmes ved hjælp af et softwaresystem, der er baseret på en karakterisering af detektoren og et antal forud beskrevne kildegeometrier (templates). Softwaresystemet er installeret på en bærbar computer.

Følsomheden afhænger af detektor-til-kilde afstand, måletid, detektorstørrelse og prøvestørrelse. Eksempelvis vil følsomheden ('lower level of detection') for en ca. 50% germanium-detektor, detektor-til-kilde afstand på 1 meter, en 200 liter tromle med homogen fordelt aktivitet i jord og en måletid på 15 minutter være signifikant mindre end frigivelsesniveauerne for ^{60}Co og ^{137}Cs .

4.3 Kalibreringsprocedurer

En kvantitativ bestemmelse af aktivitetsindholdet i et emne kræver en effektivitetskalibrering af den anvendte detektor, så antallet af tællinger pr. tidsenhed omsættes til aktivitet. Denne kalibreringsfaktor er afhængig af detektorens geometri, kildens geometri, energien af den udsendte stråling fra kilden samt detektor-kilde geometri. Det er således nødvendigt at have en skare af effektivitetskalibreringer.

4.3.1 Udstyr til måling af α -aktivitet

α -stråling har en meget kort rækkevidde, og effektiviteten af en α -detektor er derfor meget afhængig af både kildens geometri og kilde-detektor-geometrien. Det er således vigtigt, at en effektivitetskalibrering foretages med kilder, der har samme geometri som de prøver, der skal måles, samt at kilde-detektor-geometrien ved måling af en prøve er den samme som ved kalibreringen.

4.3.1.1 α -spektrometrisk tælleudstyr. Detektorens respons er uafhængig af energien af den udsendte α -stråling i det relevante energiinterval (ca. 3 - 10 MeV). Detektoren er derfor kun kalibreret med én kilde, en ^{242}Pu -kilde, der henfalder ved udsendelse af α -partikler med energier på henholdsvis 4.86 og 4.90 MeV. Ved en rutinemåling anvendes detektorresponsen indirekte: prøven tilsættes en kendt mængde ^{242}Pu fra en sporbar opløsning, og aktiviteten af radionukliderne i prøven bestemmes ud fra forholdet mellem antallet af tællinger i toppene for henholdsvis den ukendte kilde og ^{242}Pu .

Effektivitetskalibreringen checkes med en ^{242}Pu -kilde en gang om året samt ved ændringer i systemet. Dette kalibreringscheck er ikke absolut nødvendigt, da der ved hver måling også måles en kendt mængde ^{242}Pu fra en sporbar opløsning.

4.3.1.2 α -tællehuse. Effektiviteten for ZnS-detektorer i α -tællehuse er ligesom for silicium-detektorer i α -spektrometrisk tælleudstyr uafhængig af energien i intervallet 3 - 10 MeV. Detektorerne vil derfor blive kalibreret med en sporbar ^{239}Pu -kilde. Kalibreringscheck udføres en gang hver uge med den kilde, der anvendes til kalibreringen.

4.3.1.3 Kontaminationsmonitorer. Kontaminationsmonitorerne kalibreres ved hjælp af en sporbar ^{239}Pu -kilde. Kalibreringscheck udføres mindst en gang hver uge med en α -kilde med kendt aktivitet.

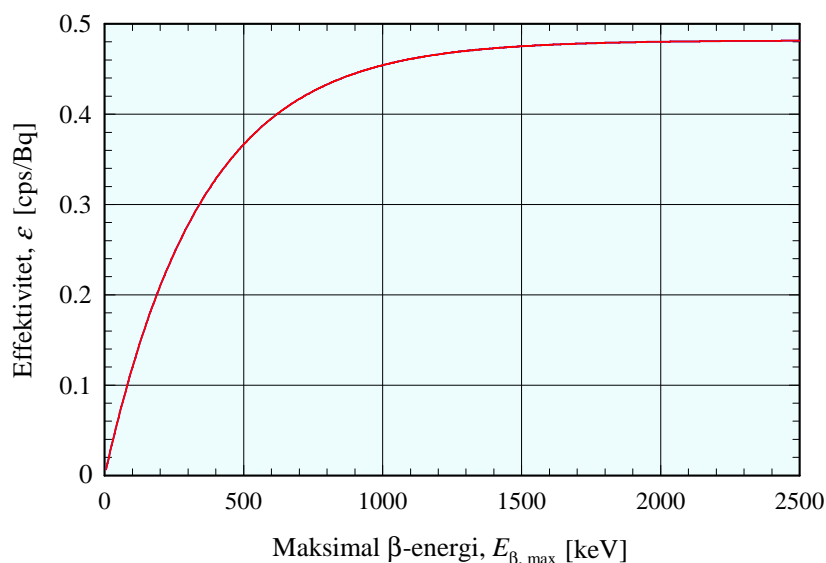
4.3.2 Udstyr til måling af β -aktivitet

Udstyr til måling af β -aktivitet i prøver og på overflader omfatter scintillationstællere med flydende scintillator og forskellige former for kontaminationsmonitorer, eksempelvis ZnS-coated scintillationsdetektor. Kalibreringen af disse monitorer

sker ved hjælp af henholdsvis en sporbar opløsning og en sporbar fladekilde.

4.3.2.1 Scintillationstællere. Scintillationstællere, der anvendes til måling af prøver for indhold af ^3H , ^{14}C , ^{55}Fe og ^{63}Ni , kalibreres ved hver måling, idet der ved hver analyse samtidigt måles en sporbar opløsning af den pågældende nuklid i samme geometri. Aktiviteten bestemmes ud fra forholdet mellem tællehastigheden i prøverne og tællehastigheden for den sporbare opløsning. Med denne målemetode udføres der ikke regelmæssige kalibreringscheck, da der udføres en kalibrering ved hver måling.

4.3.2.2 Kontaminationsmonitorer. Effektiviteten for en kontaminationsmonitor til måling af β -aktivitet er stærkt energiafhængig, som det er vist på figur 8 for en ZnS-kontaminationsmonitor.



Figur 8. Effektivitet for måling af β -overfladeaktivitet med kontaminationsmonitor med ZnS-scintillator som funktion af maksimal β -energi.

Under dekommissioneringen af de nukleare anlæg vil der forekomme kontamination, der i stor udstrækning vil bestå af ^{60}Co . Derfor vil monitorerne blive kalibreret med sporbare ^{60}Co -fladekilder. Da maksimalenergien af de udsendte β -partikler fra ^{60}Co er 318 keV, vil kontaminationsniveauer fra andre radionuklider overvurderes, hvis disse udsender β -partikler med højere energi; dette er f.eks. tilfældet for ^{137}Cs .

4.3.3 Udstyr til γ -spektrometriske analyser

Germanium-detektorerne er karakteriseret af leverandøren. Ved hjælp af Monte Carlo programmet MCNP er detektorens responsfunktion beregnet for 200 - 300 punkter ud til 500 meter fra detektoren. For hvert punkt beregnes responsen for 8 - 10 fotonenergier. De beregnede værdier er verificeret af leverandøren med en sporbar punktkilde.

På grundlag af den rumlige fordeling af punktkilde-effektiviteten er der for detektoren genereret en responsfunktion, der:

- er gældende i et vilkårligt punkt ud til 500 meter fra detektoren
- er gældende for fotonenergier i intervallet 45 - 7000 keV

Denne responsfunktion checkes i udvalgte punkter hver uge med tre sporbare punktkilder, nemlig ^{241}Am , ^{137}Cs og ^{60}Co . Disse radionuklider er valgt, fordi energien af de udsendte fotoner dækker det energiområde, der er relevant for frigivelsesmålingerne.

4.4 Uddannelse og efteruddannelse af personale

Frigivelsesmålingerne vil hovedsagelig blive foretaget med kontaminationsmonitører eller med germanium-detektorer. For begge typer af målinger gælder det, at det personale, der skal udføre målingerne og fortolke måleresultaterne, skal have et godt kendskab til baggrunden for fastsættelsen af frigivelsesniveauerne, og hvorledes disse i praksis skal overholdes. Dette vil indgå i uddannelsesplanerne for personalet.

Det personale, der skal betjene udstyret til kontaminationsmålingerne, skal:

- have detailkendskab til de emnetyper, for hvilke en kontaminationsmonitor kan anvendes til at bestemme masse- eller overflade-specifik kontamination
- have detailkendskab til hvilke instrumenttyper, der kan anvendes til måling af α -kontamination
- have detailkendskab til hvilke instrumenttyper, der kan anvendes til måling af β -kontamination
- kunne fortolke et måleresultat

Helseassistenterne i Anlægshelsefysik anvender regelmæssigt kontaminationsmonitører i deres daglige arbejde, så en egentlig uddannelse i brugen af disse er ikke nødvendig. Til frigivelsesformål vil det dog være nødvendigt at uddanne personalet i at kunne beregne/vurdere, om et givet kontaminationsniveau vil kunne frigive emnet, eller om det skal karakteriseres som radioaktivt affald (se afsnit 6.3.1). Denne uddannelse vil hovedsagelig basere sig på øvelser. Til disse øvelser vil der blive fremstillet kontaminerede emner af forskellige materialer og med aktivitetsindhold, der ligger henholdsvis over og under frigivelsesniveauet. Efter gennemførelsen af øvelserne vil personalet være i stand til at bestemme, om et emne kan frigives eller ej.

Efteruddannelse vil foregå mindst en gang om året, men ved anskaffelse af nye typer af kontaminationsmonitører eller ved ændringer i måleprocedurer, vil der blive afholdt efteruddannelseskurser.

Det personale, der skal betjene udstyret til de γ -spektrometriske målinger, skal:

- have et grundlæggende kendskab til γ -spektrometri
- have øvelse i at vælge kildegeometri
- kunne vurdere om emnet skal måles med eller uden kollimator
- være fuldt fortrolig med brug af germanium-detektorer, multikanalanalyser og relevante softwaresystemer
- kunne fortolke et måleresultat

Personalet i Anlægshelsefysik har erfaring i γ -spektrometriske analyser. De softwaresystemer, der vil blive anvendt til frigivelsesmålinger, er baseret på det software, der anvendes i Anlægshelsefysik i øjeblikket. Uddannelsen vil derfor i høj grad basere sig på øvelser i valg af detektor-kildegeometri og øvelse i brug af softwaresystemerne. En del af uddannelsen forestås af leverandøren af det γ -spektrometriske udstyr.

Efteruddannelsen af personalet vil foregå mindst en gang om året og vil hovedsagelig være øvelser i brug af systemet. Sker der opdateringer i softwaresystemerne, der nødvendiggør ændrede procedurer, vil der blive afholdt kurser heri inden ibrugtagning.

5 Karakterisering af faste emner

Når de nukleare anlæg på Risø-området skal dekommissioneres, vil der blive frembragt store mængder affald. En stor del af dette affald vil være inaktivt eller meget lidt radioaktivt. Der er foretaget et skøn over volumen af det radioaktive affald, der skal deponeres i et fremtidigt dansk slutdepot [13, 14]. Dette skøn ligger i intervallet 3 000 - 10 000 m³ med 5 000 m³ som det mest sandsynlige. Hertil kommer omkring 16 000 - 18 000 tons næsten inaktivt og inaktivt affald (excl. de eksisterende bygninger omkring reaktorerne DR 1, DR 2 og DR 3). Hvis dette affald også skulle deponeres i et slutdepot, ville det med en pakningseffektivitet på omkring 1 ton/m³ kræve yderligere 16 000 - 18 000 m³ depotplads. Derfor vil en ubetinget frigivelse af inaktivt eller næsten inaktivt affald være den mest hensigtsmæssige løsning af dette affaldsproblem.

For at optimere målingerne af inaktive og næsten inaktive emner, og dermed nedsætte ressourceforbruget til disse målinger, er det nødvendigt at inddelle emner i klasser og indføre en graderet måleprocedure, hvor der anvendes størst 'måletæthed' for de emner, der har den største sandsynlighed for at indeholde aktivitet over frigivelsesniveauet og mindst for de emner, der har en lille sandsynlighed for at være forurenede med radioaktive stoffer over frigivelsesniveauet.

5.1 Klassifikation af potentielt ikke-aktive emner

Når potentielt ikke-aktive emner skal kategoriseres efter deres mulige indhold af radioaktive stoffer, er det vigtigt at have 'proceskendskab' til emnerne. Et sådant 'proceskendskab' opnås på grundlag af en eller flere informationskilder. En vigtig kilde er kendskabet til de operationer, der er foregået ved det givne nukleare anlæg, og hvorledes de aktuelle emner har været involveret i anlæggets operationer, herunder om de har været i direkte kontakt med radioaktive materialer eller været udsat for eksempelvis neutronstråling. En anden vigtig kilde er driftsoptegnelser vedrørende spild, utætheder, brand, luftbårne udslip etc., som kan have resulteret i en radioaktiv forurening af emnet. Proceskendskab kan endvidere anvendes til at bestemme arten af den radioaktive forurening, f.eks. aktiveringsprodukter i Risø's tre reaktorer og fissionsprodukter og aktinider i Hot Cell anlægget.

På grundlag af proceskendskab til de involverede emner og indledende målinger på emnerne kan der foretages en begyndelsesklassifikation, der senere kan revideres ud fra nye oplysninger og data, der fremkommer ved målinger på emnerne eller målinger på udtagne prøver fra emnerne. Det er vigtigt, at det løbende kontrolleres, at klassifikationen er korrekt. Fastsatte undersøgelsesniveauer (investigation levels) kan her anvendes som indikation for, at yderligere vurderinger er nødvendige for klassifikationen.

Alle faste emner kan inddeles i to typer. Den ene type omfatter emner, der ikke kan have været i kontakt med radioaktive stoffer (ikke-klassificerede emner). Den anden type omfatter emner, der kan være forurenede med radioaktive stoffer. Denne type underdeles i to kategorier som omtalt i det efterfølgende.

5.1.1 Klasse 1 emner

Denne klasse omfatter emner, der - baseret på proceskendskab, på tidligere målinger eller på anden vis - vides at have eller formodes at kunne have et specifikt aktivitetsindhold, der er omkring eller lidt større end frigivelsesniveauet. Det drejer sig om emner, der har været i direkte kontakt med radioaktive stoffer i forbindelse med driften af anlægget, eller som har været udsat for neutronstråling og derfor kan være aktiveret. De meget aktive emner, dvs. med specifikt aktivitetsindhold langt over frigivelsesniveauet, klassificeres ikke med henblik på frigivelsesmåling, men sorteres fra til deponering som radioaktivt affald. Klasse 1 emner vil blive

målt med en 100% 'måletæthed', enten ved totalmålinger, målinger på delprøver fra hvert eneste emne eller begge dele. Eksempel på klasse 1 emne er pumperne i reaktor DR 3's primære kølesystem. Yderligere eksempler på materialer og emner, der skal klassificeres i klasse 1, er vist i tabel 6.

Tabel 6. Eksempler på emner fra de nukleare anlæg der klassificeres i klasse 1.

Anlæg	Klasse 1 emner
DR 1	Inderste betonlag af den biologiske afskærmning Afskærmningsplugs på toppen af blokken Blyafskærmning mellem reflektortank og recombiner
DR 2	Mellemste betonlag af den biologiske afskærmning Aktivt afløb med tanke Beamrør og beamplugs S-rør
DR 3	Topplade og plugs i ISB & ESB Mellemste betonlag af den biologiske afskærmning Toppladen og plugs i toppladen Aktivt afløb med tanke
Hot Cell	Aktivt afløb med tanke Shutterdøre mellem betoncellerne Conveyor Kran og power-manipulator
Teknologihallen	Gloveboks til uranpulver Maskiner og udstyr til brændselselementfremstilling

5.1.2 Klasse 2 emner

Denne klasse omfatter emner, der - baseret på proceskendskab, på tidligere målinger eller på anden vis - med stor sandsynlighed vides eller formodes at have et specifikt aktivitetsindhold, der er mindre end frigivelsesniveauet. Det drejer sig om emner og udstyr, der befinder sig i helsefysisk klassificerede områder som eksempelvis elektriske paneler, vandrør, vandleddninger, ventilationskanaler, stålkonstruktioner og andet, der kan have været i kontakt med radioaktive stoffer.

Definitionen af klasse 2 emner bevirker, at størstedelen af emner, vil være "rene", dvs. indeholde specifik aktivitet langt under frigivelsesniveauet. Klasse 2 emner, der har samme historie, og som derfor også vil have nogenlunde samme specifikke aktivitetsindhold, vil blive målt med en måletæthed, der er mindre end 100%. Dette vil ske ved, at der enten udtages en stikprøve, dvs. et antal emner fra den samlede mængde emner, der vil blive målt, og hvor middelværdien af den specifikke aktivitet i stikprøven vil blive sat lig med middelværdien i det totale antal emner. Stikprøvens størrelse afgøres af den forventede specifikke aktivitet og usikkerheden på bestemmelsen.

Det vurderes, at måletætheden for klasse 2 emner vil være omkring 10 - 50%. Hvis et emne blandt en samling af klasse 2 emner overskrider frigivelsesniveauet, skal de resterende emner i samlingen re-klassificeres som klasse 1 i den videre frigivelsesproces. Hvis emner i helsefysisk hvidt klassificerede kontaminationsområder ved mærkning eller på anden vis indikerer, at de kan indeholde aktivitet, skal disse emner klassificeres som klasse 2, og ellers som ikke-klassificeret. Eksempler på materialer og emner, der skal klassificeres i klasse 2, er vist i tabel 7.

Tabel 7. Eksempler på emner fra de nukleare anlæg der klassificeres i klasse 2.

Anlæg	Klasse 2 emner
DR 1	Pumper og sekundær kølesystem Kontrolstangsdrev Fissionsgastanke med rørsystemer Mellemste og yderste betonlag af den biologiske afskærmning Varmevekslere
DR 2	Sekundær kølesystem (driftskælder) Holdup tank (eksperimentkælder) Yderste betonlag af den biologiske afskærmning Betondør og betonafskærmning til termisk kolonne
DR 3	Pumper i det sekundære kølesystem Ventilationssystemer med ventilatorer Sekundære og tertiære kølesystemer Beton fra ISB & ESB Yderste betonlag af den biologiske afskærmning
Hot Cell	Ventilationssystem med ventilatorer Ventilationsskorsten Afskærmet lagerfacilitet i frømandsområdet
Teknologihallen	Ventilationssystem

5.1.3 Ikke-klassificerede emner

Denne kategori omfatter emner, der ikke eller kun i ringe grad har været i kontakt med radioaktive materialer. Ikke-klassificerede emner er "rene" og kræver ikke kontrolmålinger for frigivelse. Eksempler herpå er inventar og udstyr i de bygninger på de nukleare anlæg, der har været anvendt til almindelige kontorfunktioner. Eksempler på materialer og emner, der er ikke-klassificeret, er vist i tabel 8.

Tabel 8. Eksempler på emner fra de nukleare anlæg der er 'ikke-klassificeret'.

Anlæg	Ikke-klassificerede emner
DR 1	Instrumenter og kontrolrumspult Kran og kranudstyr Ventilationssystem
DR 2	Kran og kranudstyr Topafskærmning Ventilationssystem
DR 3	Udstyr på elværkstedet Inventar fra neutronhuset Inventar fra bygning 214a
Hot Cell	Yderste betonlag af den biologiske afskærmning Blyafskærmning i østvæg
Teknologihallen	Kritikalitetsmonitoringssystem

Der vil blive udtaget tilfældige stikprøver fra og udført tilfældige stikprøvemålinger på de ikke-klassificerede emner til verifikation af, at den antagne klassifikation er korrekt.

5.2 Dekontaminering og neddeling af faste emner

Materialer fra dekommissioneringen af Risøs nukleare anlæg vil optræde i mange forskellige former f.eks. som beton- eller stålemner. Det kan forudses, at indholdet af radioaktive stoffer i disse emner i mange tilfælde vil være koncentreret i en mindre del af emnet enten som aktiveringsprodukter eller overfladekontamination. Dette vil blive klarlagt ved simple kontaminations- og strålingsmålinger på emnerne i forbindelse med adskillelsen og nedbrydningen af anlæggene.

Det vil med fordel være muligt at fjerne den aktive del ved forskellige metoder såsom flammeskæring, sandblæsning, højtryksspuling etc. Til dette formål skal der indrettes en facilitet, hvor materialer kan dekontamineres eller neddeles. Faciliteten skal bl.a. forsynes med kar til neddykning af emner på op til 2 - 4 m², kabiner til sandblæsning, udstyr til højtryksrensning (0 - 200 bar) samt slibe-, skære- og klippeudstyr.

6 Frigivelsesmålinger for emner

Det skal kunne dokumenteres over for de nukleare tilsynsmyndigheder, at aktivitetsindholdet i materialer, der frigives, er mindre end frigivelsesniveauet. Der skal derfor foretages kontrolmålinger af materialernes specifikke aktivitetsindhold. Grundreglen for denne procedure er, at emner og materialer fra helsefysisk klassificerede områder skal betragtes som radioaktive, indtil det er dokumenteret ved måling, at de ikke indeholder radioaktive stoffer, og at de derfor kan frigives til genbrug eller som almindeligt affald.

6.1 Bestemmelse af målemetode for faste emner

De målinger, et givent emne skal gennemgå, før det eventuelt kan frigives, bestemmes ud fra en vurdering af, hvilke radionuklider, der kan være til stede i emnet, aktiviteten af disse nuklider, samt hvorledes aktiviteten er fordelt i emnet. Vurderingen kan foretages på baggrund af proceskendskab eller på baggrund af tidligere målinger. Såfremt der er tvivl om vurderingen, må der foretages et konservativt gæt, hvilket kan medføre flere målinger.

6.1.1 Aktivitetsfordeling og nuklidgrupper

Fordelingen af aktivitet i et emne kan generelt sammensættes af følgende fordelinger:

- *Overfladekontamination:* Aktiviteten er placeret umiddelbart på overfladen af emnet, og den er ikke dækket af smuds eller maling.
- *Dybdekontamination:* Aktiviteten er placeret i revner og fordybninger fra overfladen og ind i emnet og/eller er trængt ind igennem emnets overflade, hvis denne er porøs. Aktivitet dækket af smuds og maling betegnes som dybdeaktivitet.
- *Volumenkontamination:* Aktiviteten er placeret i store dele af emnet som følge af neutronaktivering.

Nuklidfordelingen i et emne kan generelt sammensættes af følgende fordelinger:

- nukliden udsender α - og/eller β -stråling med ledsagende γ -stråling (γ -emitter)
- nukliden udsender kun β -stråling (ren β -emitter)
- nukliden udsender kun α -stråling (ren α -emitter)

Ved afgørelse af, om et emne kan frigives, skal der tages hensyn til hele aktiviteten i emnet. Såfremt en nuklid er tilstede med et (masse- og/eller overflade-) specifikt aktivitetsindhold, der udgør mindre end 1% af frigivelsesniveauet, kan der ses bort fra denne nuklid.

6.1.2 Valg af målemetode

Tabel 9 giver en oversigt over tilgængelige målemetoder og deres anvendelighed. Målemetoderne er detaljeret beskrevet i afsnit 6.3 og afsnit 6.4.

Tabel 9. Oversigt over tilgængelige målemetoder og deres anvendelighed.

Målemetode	Betegnelse	Måleresultat
γ -spektrometrisk analyse	γ -spek-tot	Total aktivitet af γ -emittere uanset fordeling i emnet (hele emnet)
Måling af α -/ β -aktivitet med kontaminationsmonitor	KM-tot	Total overflade-specifik α / β -aktivitet (hele emnet)
Måling af β -aktivitet med GM-probe med tyndt endevindue	GM-tot	Total overflade-specifik β -aktivitet for en given nuklidfordeling (hele emnet)
α -spektrometrisk analyse	α -spek-prøve	Masse-specifik aktivitet fordelt på α -emittere i emneprøve
Nuklid-specifik β -analyse	β -spek-prøve	Masse-specifik aktivitet fordelt på β -emittere i emneprøve
γ -spektrometrisk analyse	γ -spek-prøve	Masse-specifik aktivitet fordelt på γ -emittere i emneprøve
Gross α -analyse	α -tot-prøve	Total masse-specifik α -aktivitet i emneprøve
Gross β -analyse	β -tot-prøve	Total masse-specifik β -aktivitet i emneprøve

Ved valg af målemetoder for et givent emne, skal det vurderes, om emnet er aktiveret, overfladekontamineret og/eller dybdekontamineret. Kan dette ikke vurderes, må det konservativt antages, at der er tale om både overflade- og dybdekontamination, samt at aktiviteten er fordelt på γ -emittere, rene α - og β -emittere. Når denne vurdering er foretaget, kan man følge proceduren vist i tabel 10.

Tabel 10. Valg af målemetode afhængig af om emnet er aktiveret, overfladekontamineret, dybdekontamineret eller er forurennet ved en kombination af disse. De i parantes angivne metoder anvendes efter en nærmere vurdering af forureningens oprindelse.

Emneforurening	Målemetode
Aktivering	γ -spek-tot (α -tot-prøve) + (α -spek-prøve) (β -tot-prøve) + (β -spek-prøve)
Aktivering + overfladeforurening	γ -spek-tot KM-tot + (GM-tot) (α -tot-prøve) + (α -spek-prøve) (β -tot-prøve) + (β -spek-prøve)
Aktivering + dybdeforurening	γ -spek-tot (α -tot-prøve) + (α -spek-prøve) (β -tot-prøve) + (β -spek-prøve)
Aktivering + overfladeforurening + dybdeforurening	γ -spek-tot KM-tot + (GM-tot) (α -tot-prøve) + (α -spek-prøve) (β -tot-prøve) + (β -spek-prøve)
Ingen aktivering + overfladeforurening	KM-tot + (GM-tot) (γ -spek-tot)
Ingen aktivering + dybdeforurening	γ -spek-tot (α -tot-prøve) + (α -spek-prøve) (β -tot-prøve) + (β -spek-prøve)
Ingen aktivering + overfladeforurening + dybdeforurening	γ -spek-tot KM-tot + (GM-tot) (α -tot-prøve) + (α -spek-prøve) (β -tot-prøve) + (β -spek-prøve)

Såfremt rene α - eller β -emittere kan måles vha. en surrogatnuklid, der udsender γ -stråling, kan indholdet bestemmes alene ved en γ -spektrometrisk måling (se afsnit 2.4).

Emner defineres at være ikke-aktiverede, hvis de ikke har været i nærheden af en neutronkilde, eller de har været udsat for så lille en neutronbestråling, at summen af masse-specifikke aktiviteter, der er dannet ved aktivering, vægtet med de reciprokke frigivelsesniveauer for radionukliderne i emnet er mindre end 0.1. Kendes emnets grundstofsammensætning (inklusive urenheder) og fastlægges en bestrålingstid og en henfaldstid, kan der beregnes en fluencehastighed, φ_{max} , som emnet maksimalt må have været udsat for gennem hele bestrålingstiden, for at emnet kan betragtes som ikke-aktiveret. En sådan aktiveringsberegning vil ligeledes kunne udpege en mulig surrogatnuklid og finde de relevante aktivitetsforhold mellem surrogatnuklid og øvrige nuklider.

I tabel 11 er der som eksempel foretaget en beregning af den fluencehastighed, som forskellige materialer maksimalt må have været udsat for, hvis de skal kunne betragtes som ikke-aktiverede efter 40 års bestrålingstid og 10 års køling. Der er i beregningerne kun taget hensyn til aktivering med termiske neutroner, og der er anvendt typiske sammensætninger og urenhedskoncentrationer [17]. Grund-

stofindholdene kan være relativt usikre, specielt når det drejer sig om de meget lave indhold, hvor usikkerheden også har størst betydning. Bedre grundstofoplysninger om et materiale kan opnås ved eksempelvis neutronaktiveringsanalyse og massespektrometriske målinger.

Tabel 11. Eksempel på beregning af maksimal termisk neutronfluencehastighed for forskellige materialer må have været udsat for, for at de stadigvæk kan betragtes som ikke-aktiverede. I beregningen er anvendt en konstant og ensartet bestråling af materialerne i 40 år og en efterfølgende køletid på 10 år. Tillige er de begrænsende nuklider, der bestemmer φ_{max} , angivet sammen med oplagte kandidater for surrogatnuklider.

Materiale	φ_{max} [n·cm ⁻² ·s ⁻¹]	Surrogatnuklid
Aluminium	10 ⁴	¹⁵² Eu/ ⁶⁰ Co
Almindeligt stål	10 ³	⁶⁰ Co
Rustfrit stål	10 ²	⁶⁰ Co
Tungbeton	10 ²	¹³³ Ba/ ⁶⁰ Co
Grafit	10 ⁵	⁶⁰ Co
Bly	10 ⁷	^{108m} Ag

Det fremgår af tabel 11, at rustfrit stål, der har været udsat for en termisk neutronfluencehastighed på 100 n·cm⁻²·s⁻¹ i 40 år, kan betragtes som ikke-aktiveret efter 10 års køletid. Det fremgår endvidere af tabel 11, at ⁶⁰Co anvendes som surrogatnuklid for eksempelvis ⁶³Ni og ⁵⁵Fe i rustfrit stål.

6.2 Tilrettelæggelse af måleprogrammer

Frigivelsesmålinger på faste emner kan udføres med tre forskellige målemetoder, nemlig (1) scanning, hvor enten emne eller detektor bevæges i forhold til hinanden, (2) direkte punktmålinger på eller laboratorieanalyser af prøver udtaget fra et emne og (3) total målinger (*in toto* analyser) af et emne [15, 16]. Direkte punktmålinger (*in situ* målinger) kan udføres i form af γ -spektrometriske analyser eller målinger af overfladeforureningen med kontaminationsmonitører. Antallet af punktmålinger og udtagne prøver fastsættes på grundlag af statistiske vurderinger samt vurderinger af sandsynligheden for, at emnerne kan indeholde radioaktive stoffer. Totalmålinger omfatter ligeledes målinger af enten overflade-specifik aktivitet eller volumen-specifik aktivitet. Beslutningen om et emne kan frigives på grundlag af målingerne er lidt forskellig for de tre ovenfor nævnte målemetoder (1) - (3).

Hvis scanning (1) er tilstrækkelig følsom, er beslutningsreglen, at materialet kan frigives, hvis resultatet af scanningen viser, at aktivitetsindholdet er mindre end frigivelsesniveauet. Hvis en kontinuerlig scanning ikke er tilstrækkelig følsom, er det nødvendigt at foretage et statistisk bestemt antal direkte punktmålinger eller laboratoriemålinger på udtagne prøver af emnet (2). Beslutningsreglen er her baseret på en sammenligning af frigivelsesniveauet med middelværdien af det samlede antal måleresultater. Ved en totalmåling (3) træffes beslutningen på grundlag af en sammenligning af det målte totalindhold - og dermed den gennemsnitlige koncentration - med frigivelsesniveauet (det er her ikke muligt at detektere og skelne små områder af emnet med et højere aktivitetsindhold).

6.2.1 Opmålingsenhed for faste emner

Til brug for beslutninger om frigivelse af emner (og landområder) er det hensigtsmæssigt at definere en "opmålingsenhed" (på engelsk "survey unit"). En sådan enhed er central i planlægningen af statistisk baserede måleprogrammer. I MARS-SIM-rapporten [18] er denne enhed repræsenteret ved et specifikt areal af et landområde eller af en bygningsoverflade. For frigivelse af faste emner kan den tilsvarende enhed udgøres af overfladen eller volumenet af større emner, antallet af mindre emner, længden af rør etc. Direkte målinger i diskrete punkter på eller analyser af udtagne prøver fra emner i en opmålingsenhed, der kandiderer til frigivelse, eller en totalmåling af hele opmålingsenheden, vil danne grundlaget for, om emnerne i opmålingsenheden kan frigives uden restriktioner. I frigivelsesprocessen er det de enkelte opmålingsenheder, der frigives.

Eksempler på "opmålingsenheder" og de tilhørende målemetoder gennemgås i det efterfølgende.

- (1) **Betonaffald** i form af knust beton af jordlignende konsistens fra nedrivning af bygninger o.lign. Målingerne omfatter hovedsageligt laboratorieanalyser af et statistisk bestemt antal repræsentative prøver og overfladescanninger. Det samlede overfladeareal af den knuste beton spredt ud til en højde af 10 - 15 cm af hensyn til scanningen er omkring 50 m², og det antages at en sådan opmålingsenhed ikke har nogen ikke-tilgængelige overflader.
- (2) **Betonplader** med en tykkelse på 25 - 30 cm og et overfladeareal på omkring 1 meter × 2 meter. Målingerne omfatter direkte målinger af overfladekontamination, og det antages, at pladen kun er kontamineret på overfladen.
- (3) **Små rør** (diameter mindre end 10 cm) fra rørsystemer og elektriske kredsløb skåret i længder på 1 - 2 meter. Målingerne omfatter scanning af overfladen, analyser af aftørringsprøver fra rørets inderside eller *in situ* gamma-spektrometriske målinger, da almindeligt kontaminationsmåleudstyr ikke kan anvendes på den indre røroverflade. Den samlede overflade af en opmålingsenhed er typisk 50 - 10 m².
- (4) **Store rør** (diameter større end 10 cm) fra rørsystemer skåret i længder på 1 - 2 meter. Det antages, at almindeligt kontaminationsmåleudstyr kan anvendes til måling af kontamination på den indre røroverflade, og målingerne omfatter således direkte kontaminationsmålinger. Den samlede overflade af en opmålingsenhed er typisk 10 - 20 m².
- (5) **Stålkomponenter** i form af eksempelvis I- og U-jernsbjælker, ståldæk, ventilationskanaler, tanke og andre containere således opskåret, at de kan placeres på en palle på 1 meter × 2 meter. Det antages at en sådan opmålingsenhed ikke har nogen ikke-tilgængelige overflader. Målingerne omfatter direkte måling af overfladekontamination, enten i form af scanning eller et statistisk bestemt antal direkte kontaminationsmålinger, samt *in toto* analyser.
- (6) **Kobbertråd** af isolerede og uisolerede ledninger, kobberspoler og kobberskinner fra elektriske kredsløb. Den samlede vægt af denne opmålingsenhed antages at være 500 - 700 kg. Målingerne omfatter direkte kontaminationsmålinger, hvor antallet af målepunkter er statistisk bestemt og scanning af overfladen samt *in toto* analyser. Det antages, at denne opmålingsenhed ikke har nogen ikke-tilgængelige overflader.
- (7) **Kobberstykker** af opskårne kobberemner, der udspreddt til en højde på 5 cm har en overflade på 10 - 15 m². Målingerne omfatter laboratorieanalyser af et statistisk bestemt antal repræsentative prøver og scanning af overfladen.

Denne opmålingsenhed antages ikke at have nogen ikke-tilgængelige overflader.

- (8) **Jord** omfatter findelte materialer af jordlignende karakter. De primære frigivelsesmålinger omfatter laboratorieanalyser af et statistisk bestemt antal repræsentative prøver og overfladescanninger med kontaminationsmåleudstyr samt *in toto* analyser. Den nominelle vægt antages at være op til 1 ton. Enheden antages ikke at have nogen ikke-tilgængelige overflader.
- (9) **Store emner til genbrug** omfatter transformere, elektriske paneler og andre komplette systemer. Det antages, at denne type kræver nogen adskillelse for at kunne få adgang til direkte kontaminationsmålinger på indre overflader. Den nominelle vægt antages at være op til 1 ton. Frigivelsesmålingerne omfatter direkte målinger af overfladekontamination med et statistisk bestemt antal målepunkter, overfladescanninger og *in toto* analyser.
- (10) **Metalaffald** af forskellige former for blandede metaller uden fælles konfiguration. Affaldet kan have en størrelse, der kan rummes på en palle. Den nominelle vægt af enheden antages at være op til 1 ton. Målingerne omfatter primært direkte målinger af overfladekontamination med et statistisk bestemt antal målepunkter og overfladescanninger. *In toto* analyser kan endvidere være nyttige. Det samlede overfladeareal af denne enhed antages at være omkring 10 m² og uden ikke-tilgængelige overflader.
- (11) **Udstyr og mindre emner til genbrug** omfatter små pumper, motorer, håndværktøj etc. Det antages, at denne type kræver nogen adskillelse for at kunne få adgang til direkte kontaminationsmålinger på indre overflader. Den nominelle vægt antages at være op til 1 ton. Målingerne omfatter direkte målinger af overfladekontamination med et statistisk bestemt antal målepunkter samt overfladescanninger. *In toto* analyser kan endvidere være nyttige.

De ovenfor nævnte opmålingsenheder skal udvælges på grundlag af materialernes karakter, dets potentiale for kontamination (jf. afsnit 5.1) og den anvendte målemetode. Tabel 12 [19] viser størrelsen af typiske opmålingsenheder.

Tabel 12. *Eksempler på "opmålingsenheder" og deres typiske størrelser.*

Faste emner	Eksempler	Størrelse af opmålingsenhed
Voluminøse emner	Betonaffald, jord	< 1 ton
Større emner og udstyr	Betonplader, værktøj	Emnet selv
Små emner på paller	Små og store rørstykker, stålkonstruktioner, metalaffald, udstyr, kobbertråd	10 - 100 m ²

I forbindelse med dokumentationen af frigivelsesmålinger skal hver opmålingsenhed have en entydig identifikation, der dækker alle emnerne i opmålingsenheden.

Figur 9 viser eksempler på emner, der måles med en germanium-detektor.



Figur 9. In situ og in toto målinger med en germanium-detektor på emner til frigivelse.

6.2.2 Gradueret måleprocedure og måleusikkerheder

Frigivelse af emner, der potentielt kan være kontaminerede med radioaktive stoffer, skal ske på grundlag af en gradueret måleprocedure, således at måleindsatsen står i et rimeligt forhold til sandsynligheden for, at emnet indeholder aktivitetsmængder over frigivelsesniveauet. Dækningsgraden af målingerne vil afhænge af emnernes klassifikation. Klassifikation af emner og materialer vil i stor udstrækning afhænge af proceskendskabet til materialerne, og jo bedre dette kendskab er dokumenteret, jo bedre kan klassifikationen foretages. Som omtalt i afsnit 5.1 kan emner og materialer fra dekommissioneringen af de nukleare anlæg på Risø-området inddeles i 'ikke-klassificeret', 'klasse 2' og 'klasse 1'.

Ikke-klassificerede emner og materialer har ikke været i kontakt med radioaktive stoffer, og de kan "frigives" umiddelbart uden anden kontrolmåling end nogle få stikprøvemålinger. Klasse 2 emner har en høj sandsynlighed for at være rene og kræver normalt målinger af 10 - 50% af emnerne. Klasse 1 emner har en lille sandsynlighed for at være kontamineret til et niveau, der er større end frigivelsesniveauet, og alle emner skal kontrolmåles.

Ved scanning med en tilstrækkelig følsomhed detektor er direkte punktmålinger ikke nødvendige. Dette gælder både bevægelige scannere (transportbånd med faste kontaminationsmonitører) og scanning med håndbårne kontaminationsmonitører. In toto måling på en samling emner - en opmålingsenhed - kombinerer i realiteten egenskaberne ved direkte punktmålinger og en 100% scanning. I sådanne tilfælde er en statistisk test unødvendig, og det er her tilstrækkeligt at sammenligne den målte middelværdi med frigivelsesniveauet. Dette forudsætter dels, at detektionsgrænsen (følsomheden) for detektoren er mindre end frigivelsesniveauet, og dels at den foretagne kalibrering er realistisk, dvs. at antagelsen om aktivitetsfordelingen i emnet er realistisk. I tilfælde af en inhomogen aktivitetsfordeling er det vigtigt at

sikre sig, at usikkerheden på detektorens effektivitet over for denne type forurening fuldt ud omfatter koncentrationsvariationen i emnet, og at en konservativ værdi af detektorens effektivitet anvendes ved bestemmelsen af aktivitetsindholdet i emnet.

I de situationer, hvor der kun udføres én *in toto* måling på et emne, er selve måleusikkerheden den væsentligste kilde til variationer mellem måleresultater på enkelt-emner. Det er derfor vigtigt, at der ved disse målinger tages hensyn til effekten af eventuelle kildeinhomogeniteter ved kalibreringen af detektoren (valg af kildegeometri). Det samme gælder for automatiserede scanninger.

For en opmålingsenhed, der kræver statistisk baserede prøvetagninger eller punktmålinger, vil variabiliteten af aktivitetskoncentrationen over opmålingsenhedens enkelte emner have en afgørende indflydelse på det nødvendige antal prøver/punktmålinger. Da antallet af prøver/punktmålinger ikke afhænger af opmålingsenhedens størrelse, men alene af inhomogeniteten inden for enheden, kan screening og omhyggelig dokumentation medvirke til at samle mere homogene opmålingsenheder. Eksempelvis kan få store emner med nogenlunde samme aktivitetskoncentration klassificeres i klasse 2, hvorimod et enkelt stort emne med en inhomogen fordelt aktivitet skal klassificeres i klasse 1, og det vil være nødvendigt med et større antal prøver/punktmålinger fra/på dette emne.

6.3 *In toto* analyser

Der vil blive anvendt to forskellige typer af totalmålinger på emner, der skal kontrolleres for indhold af aktivitet. Når der er tale om overfladeaktivitet, vil målingerne blive udført med kontaminationsmonitører. Er der derimod tale om volumenaktivitet (og eventuelt en samtidig overflade-forurening), vil målingerne blive udført med en højfølsom germanium-detektor. Begge typer af måleudstyr er beskrevet i afsnit 4.2.

6.3.1 Måling af overfladekontamination

Emner, der alene kan være kontaminerede på overfladen, kan frigives på grundlag af målinger med kontaminationsmonitører. Emnerne må ikke have været udsat for neutronbestråling, og der må ikke være revner i disse emner, hvori aktiviteten kan være trængt ned. Emnerne skal derfor have en 'hård' overflade som f.eks. en metaloverflade eller en lakeret/plastbelagt overflade. Disse overflader skal endvidere kunne betragtes som uigennemtrængelige for alle relevante nuklider og deres forskellige kemiske forbindelser.

Der kan opstilles følgende krav til de materialer, som skal måles med kontaminationsmonitører.

- (1) emnet skal have en regulær overflade uden revner, og fordybninger skal være mindre end ca. 3 mm dybe; herved sikres det, at α -partikler, der udsendes fra fordybningerne, kan nå detektoren
- (2) emnet må kun have fastsiddende aktivitet, og aktiviteten må ikke være dækket af maling eller smuds; emner skal derfor være rensset inden måling
- (3) hele emnets overflade skal være tilgængeligt, og detektorproben skal kunne komme helt tæt på emnets overflade, når hele overfladen gennemmåles
- (4) fordelingen af nuklider i en eventuel kontamination skal være kendt; alternativt skal man kunne angive, hvilke nuklid-specifikke frigivelsesniveauer, det ville være konservativt at anvende, eksempelvis 100 Bq/kg for både α - og β -aktivitet

- (5) emnet skal have en masse-koncentration af aktivitet, der muliggør, at frigivelsesniveauet kan overholdes, når overfladekontaminationen på emnet ikke medfører visning over baggrundsvisningen på instrumentet

Krav (5) anses for opfyldt, når:

$$\frac{(Q + \sigma_Q) \cdot A}{\rho \cdot V} < Q_{\text{fri}}$$

hvor:

- Q_{fri} er frigivelsesniveauet
- Q er den største ikke-detekterbare overfladeforurening
- σ_Q er standardafvigelsen på Q
- A er emnets overfladeareal
- V er emnets volumen
- ρ er emnets massefylde

For tre-dimensionale emner, hvis form kan ækvivaleres med en terning med sidelængde a , kan ovenstående udtryk skrives som:

$$\frac{(Q + \sigma_Q) \cdot 6 \cdot a^2}{a^3 \cdot \rho} < Q_{\text{fri}}$$

hvilket kan omformuleres til et krav til sidearealet, $A_{\text{side}} = a^2$:

$$a^2 > \left(\frac{6 \cdot (Q + \sigma_Q)}{\rho \cdot Q_{\text{fri}}} \right)^2$$

Anvendes en CM 86 kontaminationsmonitor er de største ikke-detekterbare overfladeforureninger $Q_{\alpha} = 100 \pm 100 \text{ Bq/m}^2$ og $Q_{\beta} = 500 \pm 500 \text{ Bq/m}^2$.

For $Q_{\alpha, \text{fri}} = Q_{\beta, \text{fri}} = 100 \text{ Bq/kg}$ kan kravet til sidearealet formuleres som:

$$A_{\text{side}, \alpha} > \left(\frac{12 \text{ kg/m}^2}{\rho} \right)^2$$

$$A_{\text{side}, \beta} > \left(\frac{60 \text{ kg/m}^2}{\rho} \right)^2$$

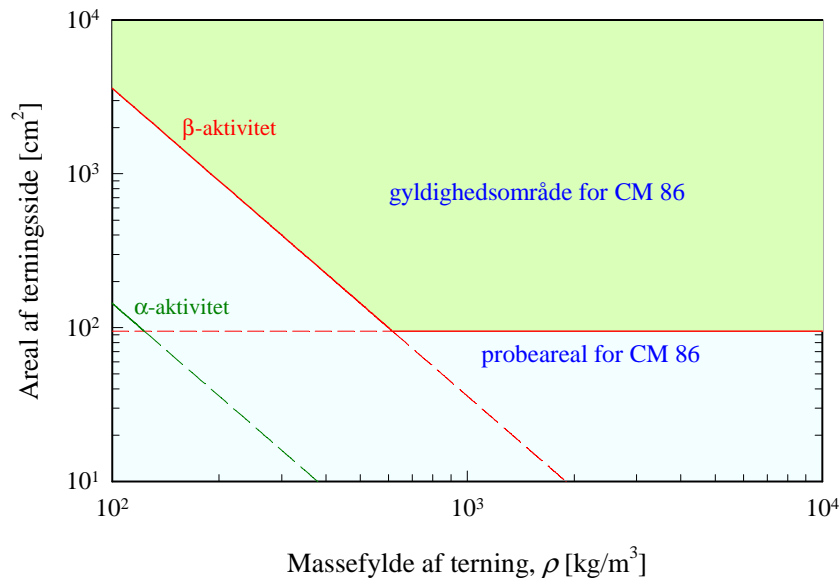
Forudsætningen for at en evt. overfladekontamination kan måles korrekt er, at A_{side} også er større end detektorarealet (probearealet):

$$A_{\text{side}} > A_{\text{detektor}}$$

Figur 10 viser, hvorledes det nødvendige mindste sideareal A_{flade} varierer som funktion af massefylden, ρ , for et terningeformet emne for henholdsvis α -kontamination (grøn kurve) og β -kontamination (rød kurve).

CM 86 kontaminationsmonitoren er en proportional-detektor, og derfor måles α - og β -kontamination simultant. Da α -følsomheden er fem gange større end β -følsomheden, kan man se bort fra bidraget fra den største ikke-detekterbare α -kontamination ved en måling for samtidig α - og β -kontamination, da α -bidraget til masse-koncentrationen vil være væsentlig mindre (max. 20%).

Det fremgår af figur 10, at β -målingen er den begrænsende. Gyldighedsområdet for detektoren er derfor angivet som det grønt markerede område på figuren.



Figur 10. Minimum sideareal for en terningformet genstand forurennet med henholdsvis α -aktivitet (grøn kurve) og β -aktivitet (rød kurve), for hvilken en måling med en kontaminationsmonitor (CM 86) kan anvendes til frigivelse af genstanden ved en visning svarende til baggrundsvisningen (monitorens følsomhed).

Eksempel 1

En tilnærmelsesvis terningformet genstand af barytbeton kan være forurennet med radioaktive stoffer. Den har ikke været udsat for neutronstråling, og overfladen er ikke porøs. Dimensionerne af genstanden er $20 \times 23 \times 25 \text{ cm}^3$, og massefylden er ca. 2400 kg/m^3 .

På figur 10 aflæses, at det mindste areal af siden på en terningformet genstand med en massefylde på 2400 kg/m^3 skal være 95 cm^2 , før kontaminationsmålinger for både α - og β -aktivitet kan anvendes til at frigøre genstanden som ikke-aktiv, når visningen ikke overskrider baggrundsvisningen. Da det gennemsnitlige sideareal af hver af de seks sider på betongenstanden er $((20 \cdot 23 \cdot 25)^{1/3})^2 \text{ cm}^2 \cong 510 \text{ cm}^2$, kan kontaminationsmonitoren anvendes til frigivelsesmålinger.

På figur 10 aflæses, at for et sideareal på 510 cm^2 skal massefylden være større end 265 kg/m^3 , før en måling af overfladekontamination kan afgøre, om genstanden kan frigives.

For to-dimensionale emner (plader) kan ovenstående ulighed omskrives til:

$$\frac{2 \cdot (Q + \sigma_Q)}{\rho \cdot d} < Q_{\text{fri}}$$

hvor d er pladetykkelsen. Dette medfører følgende krav til pladetykkelsen:

$$d > \frac{2 \cdot (Q + \sigma_Q)}{\rho \cdot Q_{\text{fri}}}$$

Indsættes de ovenfor anvendte tal for kontaminationsmonitoren CM 86 og for frigivelsesniveauerne for α - og β -aktivitet fås:

$$d_{\text{plade},\alpha} > \frac{4 \text{ kg/m}^2}{\rho} \quad \text{og} \quad d_{\text{plade},\beta} > \frac{20 \text{ kg/m}^2}{\rho}$$

For at der kan ses bort fra "randeffekter", skal kantarealet være meget mindre end pladearealet, A_{plade} , dvs.:

$$d \ll \frac{1}{2} \cdot \sqrt{A_{\text{plade}}} \quad \text{eller} \quad A_{\text{plade}} \gg 4 \cdot d^2$$

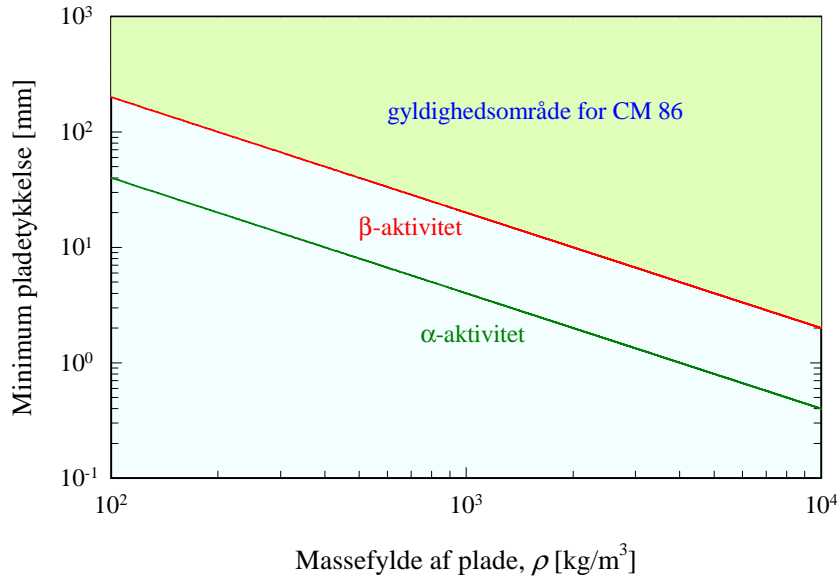
Her anvendes 1% som værende “meget mindre end”, og det mindste pladeareal kan da udtrykkes ved pladetykkelsen som:

$$A_{\text{plade}} \approx 400 \cdot d^2$$

Desuden skal pladens areal være større end detektorens areal:

$$A_{\text{plade}} > A_{\text{detektor}}$$

Figur 11 viser, hvorledes minimum pladetykkelse, d , varierer med pladens massefylde, og figur 12 viser, hvorledes minimum pladeareal afhænger af pladetykkelsen.



Figur 11. Minimum pladetykkelse som funktion af massefylden, hvor en måling med en kontaminationsmonitor (CM 86) kan anvendes til frigivelse af pladen ved en visning svarende til baggrundsvisningen (monitorens følsomhed).

Eksempel 2

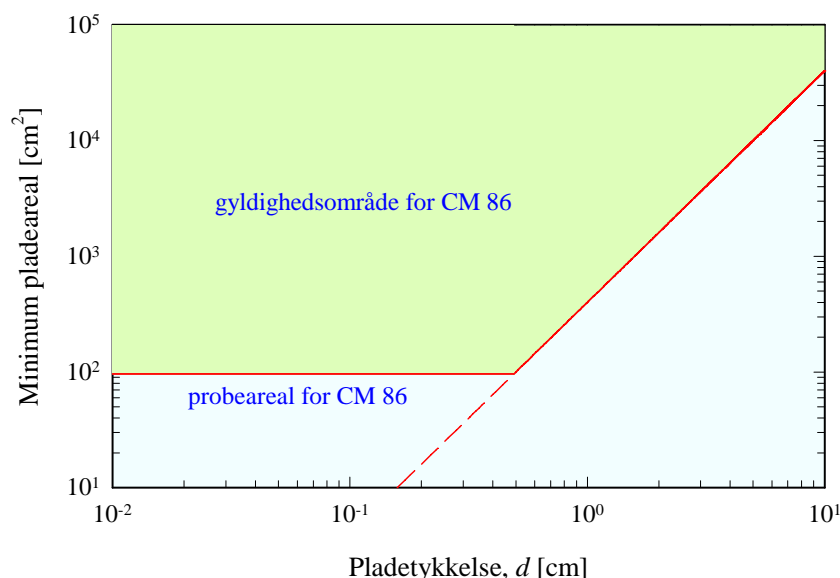
En bordplade af træ kan være forurenset med radioaktive stoffer. Den har ikke været udsat for neutronstråling, og overfladen er ikke porøs. Dimensionerne af er $120 \times 150 \times 2.5 \text{ cm}^3$, og massefylden er ca. 1000 kg/m^3 .

På figur 11 aflæses, at for en massefylde på 1000 kg/m^3 skal pladens tykkelse være større end ca. 20 mm, når der måles for både α - og β -aktivitet.

Arealet af pladen er $120 \cdot 150 \text{ cm}^2 \cong 18000 \text{ cm}^2$. På figur 12 aflæses, at for en pladetykkelse på 20 mm skal pladens areal være større end 2500 cm^2 , før en kontaminationsmåling for α -/ β -aktivitet kan anvendes til at frigøre pladen som ikke-aktiv, når visningen ikke overskrider baggrundsvisningen. Da både pladetykkelse og pladeareal er større end minimumsværdierne, kan pladen frigives, hvis ikke monitorvisningen overstiger baggrundsvisningen.

Hvis pladen eksempelvis havde haft en massefylde på 500 kg/m^3 , skulle den mindste pladetykkelse have været 40 mm, og pladearealet skulle være større end 6400 cm^2 . Pladen kan ikke frigives, selvom monitorvisningen ikke overstiger baggrundsvisningen, fordi pladetykkelsen er mindre end minimumstykkelsen.

Er der tale om stålplader, kan frigivelse ske ved direkte måling af overfladekontamination, da der er fastsat frigivelsesniveauer for direkte genbrug af metaller (se appendiks A, tabel 21).



Figur 12. Minimum pladeareal som funktion af pladetykkelse, hvor en måling med en kontaminationsmonitor (CM 86) kan anvendes til frigivelse af pladen ved en visning svarende til baggrundsvisningen (monitorens følsomhed).

6.3.2 γ -spektrometriske analyser

Gammaspæktrometriske målinger af materialer foregår alle i frigivelseslaboratoriet, hvor der er to opstillinger med germanium-detektor, multikanalanalysator, software til behandling af spektre og til bestemmelse af aktivitetsindholdet i prøverne.

Der vil i denne software være mulighed for at vælge én af mange fastlagte skabeloner for kildegeometrier for det emne, der skal analyseres. Skabelonerne er beskrevet i det følgende. Massefylden af de indeholdte materialer skal specificeres i forbindelse med beregningen af aktivitetsindholdet i den valgte geometri.

<i>Simpel kasse</i>	En kasse, hvor der er mulighed for at indlægge to lag materiale med hver sin massefylde. Denne geometri er velegnet til at beskrive en kasse med affald, der består af et enkelt eller af to typer materiale.
<i>Kompleks kasse</i>	En kasse, hvor der er mulighed for at indlægge fire lag materiale med hver sin massefylde. Desuden er der mulighed for at anbringe en ekstra kasseformet kilde på et vilkårligt sted inde i kassen. Denne kildegeometri er velegnet til at beskrive affald, der består af flere materialetyper.
<i>Simpel cylinder</i>	En cylinder, hvor der er mulighed for at indlægge to lag materiale med hver sin massefylde. Denne kildegeometri kan bruges til at beskrive affald, der er anbragt i en tønde.
<i>Kompleks cylinder</i>	En cylinder, hvor der er mulighed for at indlægge fire lag materiale med hver sin massefylde. Desuden er der mulighed for at anbringe en ekstra kilde et vilkårligt sted inde i kassen. Denne geometri kan anvendes for flere forskellige typer affald, der er anbragt i en tønde.
<i>Rør</i>	Et rør, hvor det antages, at der er materiale deponeret på indersiden af røret. Røret kan være tomt eller fyldt.
<i>Rektangulære planer</i>	En samling af rektangulære planer, hvor der er mulighed for at vælge op til ti lag af kilder og/eller afskærmningsmateriale. Denne geometri kan anvendes ved bestemmelse af aktivitet i vægge, gulve eller på landområder, hvor der f.eks. kan være lag af radioaktiv forurening vekslende med lag af maling.
<i>Cirkulære planer</i>	En samling af cirkulære planer, hvor der er mulighed for at vælge op til ti lag af kilder og/eller afskærmningsmateriale. Denne geometri kan f.eks. anvendes ved måling på landområder eller på absolutfiltre fra ventilationskanaler.

<i>Marinellispan</i>	En marinellispan, hvor detektoren er anbragt inde i en beholder. Denne kildegeometri kan f.eks. anvendes til mindre prøver, der kan anbringes i en marinellispan. Ved målingen skal spanen være fyldt.
<i>Kugle</i>	En kugle, hvor der er intern kontamination. Dette kan f.eks. være en ventil, hvor der er aflejret materiale på ventilens inderside.
<i>Cirkulær plan med en eksponentiel fordeling</i>	En cirkulær flade med en eksponentiel fordeling ned i fladen. Denne fordeling kan f.eks. anvendes til frigivelse af kontaminerede land-områder.
<i>Rektangulært rør</i>	Et rektangulært rør, hvor der kan være både indvendig og udvendig kontamination. Dette kan f.eks. være en ventilationskanal.
<i>Konus fra bund/top</i>	En konus, der ses fra bunden eller fra toppen. Der er mulighed for at anbringe to kildelag i konusen. Denne geometri kan f.eks. anvendes til konusformede tanke.
<i>Konus set fra siden</i>	En konus, der ses fra siden. I denne kildegeometri kan der kun være en kildetype. Denne geometri kan f.eks. anvendes til konusformede tanke.
<i>L-form</i>	L-form med ekstern kontamination. Dette kan f.eks. være en L-drager, der er kontamineret ind mod lokalet.
<i>H-/I-form</i>	H- eller I-form med kontamination, som f.eks. en H-drager af stål.
<i>Liggende cylinder</i>	En cylinder, der ligger ned og kan være helt eller delvist fyldt med en kildetype. Denne geometri kan f.eks. anvendes til helt eller delvis fyldte tanke.
<i>Specielt rør</i>	Rør, der kan være kontamineret både udvendigt og indvendigt.
<i>Kasse med intern kontamination</i>	En kasse med intern kontamination, hvor kontaminationen kan være fordelt på seks forskellige steder. Denne geometri kan f.eks. anvendes for et rum, hvor gulve og/eller vægge er kontamineret forskellige steder.
<i>U-form med intern kontamination</i>	U-form, hvor der kan være ekstern kontamination. Denne geometri kan f.eks. anvendes ved forskellige typer af U-dragere af jern.
<i>Speciel kugle</i>	Kugleform, hvor der kan være syv forskellige kildetyper fordelt i kugleskaller.

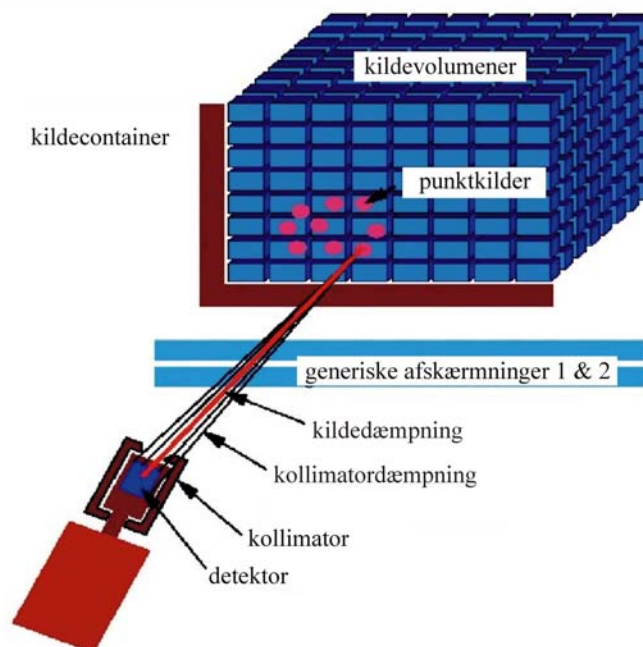
Detektoren kan forsynes med kollimatorer, således at der kan måles på dele af et emne, og således at der afskærmes for strålingen fra andre kilder. Dette kan også modelleres i den tilhørende software, og det er ligeledes muligt at simulere to typer af afskærmning mellem detektor og den valgte kildegeometri.

De tyve kildegeometrier anses for tilstrækkelige til at modellere de materiale-typer, der vil forekomme ved dekommissioneringen af de nukleare anlæg på Risø-området. Emner med meget speciel form må neddeles og pakkes, så én af de tyve mulige kildegeometrier kan anvendes.

Når en kildegeometri er valgt og specificeret, beregnes der en responsfunktion ud fra karakteriseringen af detektoren. Beregningen kan med henvisning til figur 13 kortfattet beskrives som:

- (1) kilden opdeles i 1024 delvolumener af ens størrelse
- (2) en punktkilde placeres i hvert delvolumen i en tilfældig placering
- (3) detektoreffektiviteten beregnes for punkterne i hvert delvolumen
- (4) afstanden mellem punktet i hvert delvolumen og detektoren beregnes
- (5) dæmpningsfaktoren for hvert delvolumen beregnes med hensyn til:
 - selvfaskærmning i delvolumenet
 - containervægge
 - to generiske afskærmninger
 - luft mellem container og detektor

- (6) dæmpningsfaktoren beregnes som gennemsnittet af de enkelte delvolumeners dæmpningsfaktorer
- (7) proceduren gentages for 2048, 4096, osv. delvolumener, indtil effektiviteten ikke ændres
- (8) proceduren udføres for alle fotonenergier i kilden



Figur 13. Geometri for aktivitetsbestemmelse i udstrakte legemer ved hjælp af germanium-detektor med kollimator.

Er der tvivl om hvilken kildegeometri, der skal vælges, eller om nogle af de indgående materials vægtfylde, kan der nemt udføres en ny beregning med ændrede data. Det vil således være relativt hurtigt at beregne virkningen af en eventuel fejlagtig beskrivelse af kildegeometrien.

Eksempel 3

I en 200 liter tromle er der ^{137}Cs og ^{60}Co jævnt fordelt i beton. Betonen har en massefylde på 2.35 g/cm^3 . Tromlen (diameter 57 cm og højde 82 cm) er lavet af jern og har en vægtykkelse på 0.1 cm. Indholdet af ^{60}Co og ^{137}Cs ønskes bestemt. Antager man fejlagtigt at aktiviteten er i en kasse ($59 \text{ cm} \times 59 \text{ cm} \times 59 \text{ cm}$) i stedet for i en cylinder, viser en beregning, at fejlen på bestemmelsen af aktivitetsindholdet bliver mindre end 2%.

På grundlag af den beregnede responsfunktion og den valgte kildegeometri beregnes aktivitetsindholdet af radionuklider i emnet ud fra det målte γ -spektrum. Emnet vejes, og den masse- og nuklid-specifikke aktivitet kan da angives, hvorefter det kan afgøres, om emnet kan frigives.

6.4 Laboratorieanalyser af udtagne prøver

Der vil blive anvendt forskellige typer af laboratorieanalyser af prøver udtaget fra emner, der skal kontrolleres for indhold af aktivitet. De omfatter analyser for indhold af rene α - og β -emittere samt γ -emittere, og de forskellige typer af måleudstyr til analyserne er beskrevet i afsnit 4.2.

6.4.1 α -analyser

Prøver, der skal undersøges for nuklider, der udsender α -stråling, kan enten tælles i en α -spektrometrisk opstilling eller i en tælleropstilling, hvor det totale antal udsendte α -partikler fra prøven bestemmes. Herved bestemmes den totale α -aktivitet i prøven. En spektrometrisk opstilling giver i modsætning til en total-tælling oplysning om både hvilke nuklider, der er i prøven, og aktiviteten af disse. Til gengæld er total α -målinger hurtigere, og man kan her antage, at nukliden er den med det laveste frigivelsesniveau; på denne måde kan man relativt hurtigt se, om emnet kan frigives.

α -spektrometriske analyser.

Prøver, der skal undersøges for indhold af α -emittere, skal behandles, før de tælles i en α -spektrometrisk opstilling.

Prøven opløses i en syre, der sædvanligvis er kongevand (3 dele saltsyre og 1 del salpetersyre). Indeholder prøven svært opløselige sulfater, kan den opløses ved kogning i koncentreret natriumkarbonat; er der silicium i prøven anvendes flussyre. Det kan være nødvendigt at anvende andre syrer eller kogning for at få prøven opløst; det vigtigste er at sikre sig, at hele prøven er i opløsningen. I denne del af processen tilsættes en kendt mængde af en tracer.

Aktiniderne koncentrerer herefter ved en bundfældning med jernhydroxid, og koncentratet opløses i saltsyre eller salpetersyre. Ved en kombination af ionbytning (kromatografi) og ekstraktion isoleres de ønskede nuklider. Indeholder prøven meget organisk materiale, bliver den først forasket ved 500° C. Ved denne proces fordamper et eventuelt indhold af polonium, men dette grundstof er ikke interessant i forbindelse med dekommissioneringen.

Til sidst elektrolyseres opløsningen på en stålskive, der tælles i en α -spektrometrisk opstilling.

Metoder til bestemmelse af α -aktive nuklider er detaljeret beskrevet i [20].

Total α -analyser

Tælles prøven i en ZnS-tæller, skal den også opløses totalt og derefter koncentrerer, således at den kan elektrolyseres ned på en stålplade. Prøven tælles derefter i α -opstillingen.

6.4.2 β -analyser

Aktiviteten af radionuklider, der kun udsender β -stråling, kan bestemmes i en væske-scintillationstæller. Er prøven på fast form, vil det være nødvendigt at separere den nuklid, der ønskes detekteret, fra resten af affaldet og derefter opløse nukliden i scintillationsvæske. Det kan for de fleste relevante nuklider, som f.eks. ^3H , ^{14}C , ^{36}Cl , ^{99}Tc og ^{129}I , gøres i en oxidator. Prøven granuleres til fint pulver, der derefter brændes i oxidatoren ved 1100 - 1200° C. Prøven bringes herefter på en passende kemisk form, så den kan opløses i scintillationsvæsken, hvorefter den tælles.

I emner, der indeholder ^{55}Fe eller ^{63}Ni , kan disse nuklider ligeledes separeres fra emnet med kemiske metoder og derefter opløses i scintillationsvæske. Dette kan f.eks. gøres som beskrevet i [15].

Er der flere radionuklider i samme prøve, kan disse bringes på hver sin kemiske form; f.eks. kan man i en prøve med både ^3H og ^{14}C bringe ^3H på form af HTO og ^{14}C på form af CO_2 . HTO og CO_2 kan let separeres og herefter opløses i den relevante scintillationsvæske i hvert sit reagensglas.

6.4.3 γ -spektrometriske analyser

Mindre prøver, der skal undersøges for indhold af γ -emittere, kan måles i en γ -spektrometrisk opstilling i et laboratorium. Før målingen skal prøven bringes på en form og i en geometri, for hvilken detektoren er kalibreret.

7 Karakterisering af områder

Når alle de aktive dele fra de nukleare anlæg på Risø-området er fjernet ved dekommissioneringen og placeret i et lager for radioaktivt affald, skal områder (bygninger, landområder og akvatiske områder) kontrolleres for eventuelt tilbageværende aktivitet. Områder skal på samme måde som materialer inddeles i klasser, der afspejler deres sandsynlighed for at være forurenede med radioaktive stoffer over frigivelsesniveauet. De forskellige typer af målinger og analyser, der skal dokumentere, at frigivelsesniveauerne kan overholdes, vil blive gradueret efter disse klasser, så 'måletæthed' er størst, når potentialet for forurening er størst.

Klassifikationen af bygninger og landområder vil blive fastlagt på grundlag af det historiske kendskab til den normale drift af de nukleare anlæg, herunder de driftsmæssige udslip af radioaktive stoffer til omgivelserne og transport af radioaktive stoffer mellem anlæggene, resultaterne fra det rutinemæssige omegnsmåleprogram, samt eventuelle uheld, der kan have spredt radioaktive stoffer på området. Også præliminære målinger vil indgå i klassifikationen af bygninger og landområder.

7.1 Historisk kortlægning af brugen af områder

Den historiske kortlægning af områder ved et nukleart anlæg, primært bygninger og landområder, er det første trin i den proces, der skal ende med en beskrivelse af mulige forureningsniveauer på bygninger og landområder til dokumentation af:

- ◇ at disse bygninger og landområder kan frigives til almindeligt brug uden restriktioner, og
- ◇ at bygningerne eventuelt kan nedrives og det frembragte bygningsaffald deponeres uden for Risø-området som almindeligt bygningsaffald.

Den historiske kortlægning af bygninger og landområder omfatter en systematisk indsamling af information om de nukleare anlægs drift og deres påvirkning af omgivelserne i hele anlæggets driftsperiode. Nødvendigheden af denne kortlægning afhænger af bl.a. af de nukleare tilsynsmyndigheders krav til driften af anlæggene og af de producerede driftsmæssige dokumenter under anlæggets drift, f.eks. rapporter med målte udslip af radioaktive stoffer til omgivelserne, periodiske driftsrapporter, periodiske rapporter med resultater fra omegnsmåleprogrammet og rapporter vedrørende eventuelle driftshændelser og uheld. Disse dokumenter eksisterer for alle de nukleare anlæg på Risø-området, og de vil blive anvendt som en del af den historiske kortlægning, der kan:

- ◇ kunne identificere potentielle, sandsynlige eller kendte radioaktive materialer og radioaktive forureninger baseret på eksisterende informationer
- ◇ kunne sandsynliggøre om en eventuel omegnforurening har bredt sig
- ◇ kunne give information til brug for planlægning af målinger til karakterisering af eventuelle forureninger
- ◇ kunne give information til brug for klassifikation af områder og opmålingsenheder som 'berørte' og 'ikke-berørte' af radioaktive stoffer

Det forventes ikke, at der er større forurenede arealer uden for de nukleare anlægs bygninger.

7.2 Klassifikation af potentielt ikke-aktive områder

Ikke alle områder på de nukleare anlæg har det samme potentiale for at være forurenede med radioaktive stoffer. Der vil derfor heller ikke være det samme behov for ved målinger at dokumentere, at områderne kan frigives uden betingelser.

Måleprocessen vil blive mere effektiv, hvis måleprogrammerne bliver tilrettelagt, så områder med et højere potentiale for at være forurenede også bliver målt med en højere måletæthed.

Klassifikation af områder efter deres potentiale for at være forurenede er en kritisk del af hele processen for en frigivelse af disse områder. For områder uden noget rimeligt potentiale for at være forurenede vil der ikke være noget behov for kontrolmålinger, og disse områder vil blive betegnet som 'ikke-klassificerede' områder. Områder, der kan være forurenede med radioaktive stoffer som følge af driften af de nukleare anlæg, klassificeres som enten 'klasse 1' eller 'klasse 2' områder. Klasse 1 områder har en lille sandsynlighed for at indeholde 'hot spots' og for at være forurenede til et niveau over frigivelsesniveauet. Klasse 2 områder har en stor sandsynlighed for kun at være forurenede til et niveau under frigivelsesniveauet.

7.2.1 Klasse 1 områder

Tabel 13 viser eksempler på bygninger og landområder, der falder inden for kategorien 'klasse 1'.

Tabel 13. Eksempler på bygninger og landområder ved de nukleare anlæg der klassificeres i klasse 1.

Anlæg	Klasse 1 områder
DR 1	Reaktorhal Ingen landområder forventes at være i klasse 1
DR 2	Reaktorhal Drifts- og forsøgskælder Ingen landområder forventes at være i klasse 1
DR 3	Reaktorhal AH-hal + tilbygning Lagerbygning nr. 226 Området foran vognslusen til AH-hallen
Hot Cell	Det tidligere frømandsområde Området foran indgangen til den tidligere omladehal
Teknologihallen	Området for brændselsproduktion i hallen

Denne klasse af bygninger og landområder har en lille sandsynlighed for at indeholde 'hot spots' og for at være forurenede til et niveau, der ligger over frigivelsesniveauet. Det drejer sig om bygninger på de nukleare anlæg, hvor der har været håndteret større mængder radioaktive materialer, f.eks. i de tre reaktorbygninger, og landområder på hvilke der har været en vis færdsel og transport af radioaktive stoffer mellem bygninger. Klasse 1 bygninger og landområder vil blive gennemmålt med en 100% dækning i form af en scanning og efterfølgende punktmålinger og laboratorieanalyser af udtagne prøver.

7.2.2 Klasse 2 områder

Denne klasse af bygninger og landområder har en stor sandsynlighed for at ikke at være forurenede. Hvis de er forurenede, er det kun til et niveau, der med stor sandsynlighed ligger under frigivelsesniveauet. Det drejer sig om hjælpebygninger på de nukleare anlæg, værksteder o.lign., hvor der kun har været mindre mængder radioaktive materialer, og landområder umiddelbart omkring bygningerne på de nukleare anlæg. Klasse 2 bygninger og landområder vil kun blive gennemmålt med en 10 - 50% dækning, enten i form af en scanning eller i form af punktmålinger

og laboratorieanalyser af udtagne prøver. Hvis det viser sig, at der i bygninger og på landområder findes forureningsniveauer over frigivelsesniveauet, skal disse områder re-klassificeres som klasse 1 områder.

Tabel 14 viser eksempler på bygninger og landområder, der falder inden for kategorien 'klasse 2'.

Tabel 14. Eksempler på bygninger og landområder ved de nukleare anlæg der klassificeres i klasse 2.

Anlæg	Klasse 2 områder
DR 1	Kælderetage Pladsen foran reaktorbygningen
DR 2	Området foran porten til reaktorhal og forsøgskælder Området ved den tidligere rørautoklave fra uranpilot-anlægget
DR 3	Pumpehus Lc, bygning nr. 217 Driftsbygning Cb, nr. 215 Mekanisk værksted Områderne omkring bygningerne
Hot Cell	Den tidligere blycellehal Området omkring bygning nr. 227
Teknologihallen	Området foran porten til Teknologihallen

7.2.3 Ikke-klassificerede områder

Denne klasse omfatter bygninger og landområder, der ikke eller kun i ringe grad har været i kontakt med radioaktive stoffer. Ikke-klassificerede bygninger og landområder er i princippet "rene" og kræver ikke kontrolmålinger som dokumentation for, at de kan "frigives".

Tabel 15. Eksempler på bygninger og landområder ved de nukleare anlæg der falder uden for den anvendte klassifikation.

Anlæg	Ikke-klassificerede områder
DR 1	Kontrolrum og kontorer Mark- og 'skovområdet' omkring DR 1-bygningen
DR 2	Kontorbygning nr. 201 Områder omkring reaktorbygningen
DR 3	Nødkontrolrum, bygning nr. 218 Neutronhus Kontorbygning nr. 214a Områder omkring kontorbygning nr. 214a
Hot Cell	Kontorbygning nr. 227 Områder omkring kontorbygning nr. 227
Teknologihallen	Kontorbygning nr. 228

Der vil blive udført tilfældige stikprøvemålinger til verifikation af, at den antagne

klassifikation er korrekt. Tabel 15 viser eksempler på bygninger og landområder, der falder inden for kategorien 'ikke-klassificeret'.

7.3 Dekontaminering af områder

Bygninger og landområder, der er klassificeret som klasse 1 og klasse 2 områder, skal gennemmåles efter forudbestemte måleprocedurer, jf. afsnit 8. Hvis der ved disse kontrolmålinger findes områder med en forurening, der overstiger frigivelsesniveauet for de pågældende radionuklider, skal der gennemføres oprensning og restaurering af disse områder, så de kan respektere frigivelsesniveauerne og frigives.

7.3.1 Rensning af bygninger

Den historiske kortlægning af bygningers anvendelse vil klarlægge om beklædte overflader, malede overflader, gulvbelægninger og eventuelle ombygninger kan skjule radioaktiv forurening. Hvis det kan være tilfældet, må disse "afdækninger" fjernes, før de første helsefysiske frigivelsesmålinger kan gennemføres.

På grundlag af disse målinger vil en eventuel radioaktiv forurening af bygningers indvendige overflader blive fjernet med de simplest mulige metoder. Simpel nedvaskning kan være tilstrækkelig i lette tilfælde. Hvis forureningen sidder dybere, kan der på mur- og betonoverflader anvendes sandblæsning eller højtryksrensning med vand. Alternativt kan der på hele eller partielle områder foretages en nedfræsning af overfladen i den nødvendige dybde med diamant/hårdmetal skærende/slibende værktøjer, således at forureningen samtidig suges bort sammen med det bortfræsede materiale. Lette skillevægge, lofter med gipsbeklædning og lignende med radioaktiv forurening skal nedtages og lagres som radioaktivt affald.

7.3.2 Restaurering af landområder

Den historiske kortlægning af landområders anvendelse vil klarlægge, om der er mulighed for efterladte radioaktive stoffer på områderne. Hvis dette er sandsynligt, vil måleprogrammer blive iværksat for at lokalisere forureningen, som herefter vil blive fjernet til oplagring som radioaktivt affald. Landområder, specielt i bygningers nærhed, der under dekommissioneringen af anlæg og tilhørende udstyr vil blive brugt til transport og midlertidig oplagring af dekommissioneringsaffald, vil blive målt for radioaktiv forurening, før dekommissioneringen påbegyndes. Herved opnås en reference for forureningen, således at området kan efterlades i samme tilstand som oprindeligt (med mindre der bliver konstateres radioaktiv forurening som følge af dekommissioneringen).

Hvis et forurenede landområdes øverste jordlag skal fjernes, vil området som hovedregel blive retableret til samme standard, udseende, bæreevne og overfladebeskaffenhed, som det befandt sig i, umiddelbart før dekommissioneringen blev påbegyndt. Hvis der ved særlige forhold, for eksempel nært forstående planlagte ændringer i udnyttelsen af landområdet, ikke opnås nogen positiv effekt ved en retablering, bør det overvejes, om en restaurering skal gennemføres.

8 Frigivelsesmålinger for områder

Når dekommissioneringen af de nukleare anlæg på Risø-området er afsluttet, skal der udføres måleprogrammer til dokumentation af, at de tilbageværende bygninger og arealer kan frigives til andre formål. De nødvendige målinger til vurdering af, om områder og bygninger kan frigives uden betingelser, dvs. når den fastsatte dosisbinding til den kritiske gruppe kan overholdes, vil omfatte områdemålinger

og indsamling af prøver med efterfølgende laboratorieanalyser. Områdemålinger kan, afhængig af områdernes størrelse, udføres som målinger i diskrete punkter eller som kontinuerlige scanninger.

8.1 Bestemmelse af målemetode for områder

På samme måde som ved måling på faste emner skal det også for bygninger (gulve, vægge og lofter) og landområder (jordarealer og belagte arealer som veje og gangarealer) afgøres, hvilke målemetoder, der skal anvendes. Denne afgørelse foretages ud fra en vurdering af, hvilke nuklider der kan være på og under arealet, og hvorledes fordelingen af aktivitet er i dybden under arealet. Vurderingen foretages på baggrund af proceskendskab og/eller tidligere målinger. Målingernes resultat skal sammenlignes med frigivelsesniveauet for bygninger og landområder. Disse frigivelsesniveauer er angivet i enheden Bq/m², og aktiviteten pr. arealenhed skal her beregnes som den samlede aktivitet, der er på og under arealet (se Appendiks B).

8.1.1 Aktivitetsfordeling, nuklidgrupper og målemetoder

Aktivitet på bygnings- og landområder på Risø-området er fordelt som overflade- og/eller dybdekontamination. Forurenede jordarealer skal altid betragtes som dybdekontaminerede på grund af overfladens gennemtrængelighed. Bortset fra få og små områder i DR 3's reaktorhal, kan der ses helt bort fra aktivering af bygninger, således at der her kun er tale om kontamination.

Nuklidsammensætningen på kontaminerede områder er generelt af samme type som nævnt i afsnit 6.1.1, nemlig γ -emittere, rene α -emittere og rene β -emittere.

Ved måling på bygninger og landområder anvendes de samme typer af målemetoder som ved måling på faste emner. Ved måling på landområder, skal der altid anvendes en kombination af *in situ* γ -spektrometriske målinger og laboratorieanalyser af udtagne prøver, der kan bestemme dybdefordelingen af aktiviteten (γ -emittere) på stedet.

For bygningsoverflader vil *in situ* γ -spektrometriske analyser og direkte α -/ β -kontaminationsmålinger oftest være tilstrækkelige. I laboratorier, hvor der har været arbejdet med α -emittere, vil prøveudtagning fra bygningens overflader være nødvendig for at kunne bestemme α -aktivitetens fordeling ind i overfladen, f.eks. under et lag maling.

8.1.2 Valg af målemetoder for et givent areal

Ved valg af målemetoder for et givent areal skal det vurderes, om arealet er overfladekontamineret og/eller dybdekontamineret samt hvilke nuklider, der kan være til stede. Kan dette ikke vurderes, må det konservativt antages, at der er tale om både overflade- og dybdekontamination, samt at aktiviteten er fordelt på γ -emittere, rene α - og β -emittere.

For klasse 1 områder vil der altid blive foretaget et indledende survey, hvor der i området måles dosishastighed og overfladekontamination i få udvalgte områder. Er måleværdierne over baggrund, forsøges området "rengjort", inden de detaljerede frigivelsesmålinger foretages. Når vurderingen af kontaminationen er foretaget, fastlægges målemetoderne som vist i tabel 16. Der er her anvendt de samme betegnelser for målemetoderne som angivet i tabel 9. I klasse 1 områder måles hele området areal, mens der for klasse 2 områder kun måles på en del af området areal.

Tabel 16. Valg af målemetode for arealer afhængig af om arealet er overfladekontamineret og/eller dybdekontamineret. De i parentes angivne metoder anvendes efter en nærmere vurdering af en eventuel kontaminationens oprindelse. Betegnelserne for målemetoderne fra tabel 9 er benyttet. Jordarealer er altid potentielt dybdekontaminerede. Derfor skal der altid for disse foretages bestemmelse af dybdeprofilen af aktivitet (γ -emittere), såfremt der ved den γ -spektrometriske måling findes tegn på kontamination.

Arealforurening	Målemetode
Overfladeforurening	KM-tot + (GM-tot) (γ -spek-tot)
Dybdeforurening	γ -spek-tot + (γ -spek-prøve) (β -tot-prøve) (α -tot-prøve) + (α -spek-prøve)
Overfladeforurening + dybdeforurening	KM-tot + (GM-tot) γ -spek-tot + (γ -spek-prøve) (β -tot-prøve) (α -tot-prøve) + (α -spek-prøve)

Såfremt rene α - eller β -emittere kan måles vha. en surrogatnuklid (se afsnit 2.4), der udsender γ -stråling, kan indholdet bestemmes alene ved γ -spektrometriske målinger.

8.2 Tilrettelæggelse af måleprogrammer

Frigivelsesmålinger for bygninger og landområder omfatter tre målemetoder, nemlig (1) scanning af overflader, (2) direkte målinger i udvalgte punkter på overflader og (3) udtagning af prøver fra bygnings- og jordoverflader.

Scanning udføres for at kunne identificere eventuelle små områder med radioaktiv forurening ('hot spots'). Sådanne mindre områder udgør kun en ringe del af det samlede område, der skal gennemmåles, og målinger på udtagne prøver i et tilfældigt eller systematisk valgt netværk af målepunkter vil have en lille sandsynlighed for at identificere disse områder. Derfor skal der udføres scanninger af de relevante områder, inden der udføres direkte punktmålinger og/eller udtages prøver for laboratorieanalyser.

Scanninger af områder kan udføres med følsomme instrumenter, der bevæges tæt på overfladen (≈ 5 cm) i et "slangelignende" mønster med en hastighed, der gør det muligt at kunne detektere forureningsniveauer, der er mindre end frigivelsesniveauerne. En hastighed på omkring 0.5 meter pr. sekund vil være passende, så en forurening ikke overses.

Til identifikation af γ -emittere vil det ofte være en fordel at anvende højfølsomme germanium-detektorer forsynet med en kollimator. Anbringes detektoren eksempelvis i en afstand på 0.5 - 1 meter fra overfladen, vil en integrerende måling over et tidsrum på af størrelsesordenen 0.5 - 1 minut normalt kunne detektere nuklid-specifikke forureningsniveauer af samme størrelse som frigivelsesniveauet.

Udtagning af prøver for laboratorieanalyser er nødvendig for at kunne detektere, hvorledes aktiviteten er fordelt under overfladen, da frigivelsesniveauer, der angives som overflade-specifik aktivitet (Bq/m^2) skal anvendes for den totale aktivitet under overfladen divideret med overfladens areal, jf. afsnit 2.1.2. Derfor skal *in situ* målinger altid suppleres med målinger på udtagne prøver fra overflader.

Når bygninger og (specielt) landområder skal frigives på grundlag af nuklid-specifikke målinger, er det vigtigt at have et detaljeret kendskab til baggrunds-niveaut for en række radionuklider som f.eks. de naturligt forekommende niveauer af uran- og thoriumkæderne, ^{14}C og tritium. Også ^{137}Cs er til stede som følge af kernevåbenforsøgene i atmosfæren og Tjernobyli-ulykken i 1986. Det er derfor nødvendigt at definere et referenceområde på eller uden for Risø-området, der har de samme fysiske, kemiske, geologiske etc. karakteristika som de områder, der skal frigives. Et sådant referenceområde må ikke have været udsat for radioaktiv forurening fra driften af de nukleare anlæg. Referenceområdets gennemsnitlige indhold af relevante radionuklider fastlægges på grundlag af målinger, og disse niveauer skal anvendes som baggrunds-niveauer i forbindelse med frigivelsesmålingerne.

8.2.1 Opmålingsenheder for områder

Til brug for planlægningen af måleprogrammer for frigivelse af områder er det hensigtsmæssigt at opdele områderne på de nukleare anlæg i "opmålingsenheder", som har den samme historie og det samme forureningspotentialer. En opmålingsenhed må ikke indeholde områder med forskellig områdeklassifikation, jf. afsnit 7.2. For indendørs områder, hvor lokaler eksempelvis er klassificeret som klasse 1, kan hvert lokale være en opmålingsenhed. En anden mulighed er at opdele et indendørs areal i flere opmålingsenheder med hver sin klassifikation, så f.eks. gulve og nedre vægge separeres fra lofter og øvre vægge, da disse ofte har et lavere forureningspotentialer end gulve. I frigivelsesprocessen er det de enkelte opmålingsenheder, der frigives.

Opmålingsenheder begrænses i størrelse baseret på klassifikation og område-specifikke forhold. Eksempler på maksimumarealer for opmålingsenheder er vist i tabel 17 [18].

Tabel 17. *Eksempler på "opmålingsenheder" for områder og deres maksimale størrelse.*

Områdeklassifikation	Bygninger	Landområder
Klasse 1	100 m ² etageareal	1000 m ²
Klasse 2	100 - 1000 m ²	1000 - 10000 m ²

Antallet af målepunkter i en opmålingsenhed, der skal gennemmåles på grundlag af en statistisk vurdering af forureningens homogenitet, er uafhængig af opmålingsenhedens størrelse og bestemmes på grundlag af statistiske forhold omkring forureningens homogenitet og spredningen på aktivitetsbestemmelsen. Derfor bliver arealdækningsgraden af opmålingsenheden bestemt ved antallet af målepunkter multipliceret med målepunkternes areal og divideret med opmålingsenhedens areal. Herved bestemmes den gennemsnitlige forurening af opmålingsenheden. Hvis f.eks. den statistiske test angiver, at 20 målepunkter er nødvendige for opmålingsenheden, bestemmes overfladeforureningen som middelværdien af de 20 målinger.

8.2.2 Gradueret måleprocedure og måleusikkerheder

Frigivelse af områder (bygninger og landområder) skal - ligesom for faste emner - ske på grundlag af en gradueret måleprocedure, så måleindsatsen står i et rimeligt forhold til sandsynligheden for, at disse bygninger og landområder er forurenede til niveauer, der ligger over frigivelses-niveaut. Som nævnt i afsnit 7.2 kan bygninger og landområder inddeles i 'ikke-klassificeret', 'klasse 2' og 'klasse 1'.

Ikke-klassificerede bygninger og landområder har ikke været i kontakt med radioaktive stoffer, og sådanne områder kan frigives umiddelbart uden anden kontrolmåling end nogle få stikprøvemålinger. Klasse 2 områder har en høj sandsynlighed for at være rene. Derfor skal målinger af klasse 2 områder kun have en dækning

på 10 - 50%, hvorimod målinger af klasse 1 områder skal have en 100% dækning.

In toto målinger kan af gode grunde ikke udføres på en hel opmålingsenhed, men der skal i stedet udføres statistisk baserede punktmålinger. Variabiliteten af aktivitetskoncentrationen over opmålingsenheden vil bestemme det nødvendige antal punktmålinger ud fra statistiske betragtninger, jf. afsnit 9.2. Derfor vil måleprogrammerne på bygninger og landområder være en kombination af scanning til afsløring af eventuelle ‘hot spots’ og *in situ* punktmålinger, suppleret med udtagning af prøver til laboratorieanalyser.

In situ punktmålinger på bygnings- eller jordoverflader, f.eks. med en germanium-detektor med kollimator vil kun “se” den del af overfladen, der er omfattet af kollimatoren rumvinkel i den givne overflade-til-detektor afstand. Denne overflade er ikke særlig stor, og variationen af aktiviteten over overfladen er ikke kritisk for denne geometri. Derimod er fordelingen ind/ud i overfladen kritisk for aktivitetsbestemmelsen, og detektoren skal derfor være kalibreret for en række realistiske aktivitetsfordelinger. Usikkerheden på aktivitetsbestemmelsen skal forsøges minimeret, bl.a. ved at anvende en konservativ detektoreffektivitet og ved på forhånd at have sandsynliggjort dybdefordelingen ved analyser af udtagne boreprøver.

8.3 *In situ* analyser

Målinger in-situ omfatter scanning (survey) af områder med mobile instrumenter. Flere instrumenttyper vil kunne anvendes til disse målinger. Det første survey kan ske ved brug af følsomme håndbårne instrumenter, der måler total (gross) γ -stråling i form af dosishastighed eller β -kontamination direkte på bygnings- eller landoverflader. Det næste mere detaljerede survey kan ske ved brug af en kollimeret germanium-detektor, der kan måle isotopsammensætning og aktivitet af den eksisterende overfladekontamination inden for det areal, som kollimatoren ser. I stedet for scanning af områder kan der foretages målinger i diskrete punkter i en nærmere defineret matrix. Afstanden mellem punkterne i matricen skal afstemmes efter arealets størrelse og den forventede inhomogenitet af den horisontale udbredelse af forureningen. Den valgte procedure skal være tilpas følsom til at kunne detektere “hot spots”.

8.3.1 Måling med kontaminationsmonitører på overflader

Frigivelsesniveauerne for frigivelse af arealer er givet som overflade-specifikke kontaminationsniveauer. Sidder aktiviteten udækket på overfladen, og er overfladen uden revner og fordybninger, kan en kontaminationsmonitor anvendes til direkte at afgøre, om arealet kan frigives som beskrevet i afsnit 9.1. Er der kun tale om mulighed for overfladekontamination, måles overfladen (eksempelvis en bygningsoverflade), efter at denne er blevet rengjort for smuds. Kendes nuklidsammensætningen, kan monitoren “kalibreres” for denne sammensætning, ellers må der anvendes et konservativt frigivelsesniveau.

Er der områder af overfladen, hvor kontaminationsmonitørens probeareal er for stor til at komme til, kan der i stedet anvendes en geigerprobe (GM-probe), der “kalibreres” ved at måle på en del af overfladen både med kontaminationsmonitøren og GM-proben. Ved måling med GM-proben kan der midles over hvert enkelt af de små arealer, der måles på.

Såfremt overfladekontaminationen er dækket af et tyndt lag maling (få tiendedele mm) kan β -kontamination stadigvæk måles, hvorimod α -kontamination ikke kan måles med kontaminationsmonitører.

Hvis der er tale om både overfladekontamination og dybdekontamination, måles overfladekoncentrationen både før og efter rengøring. Målingen inden rengøring kan give oplysninger om dybdekontamination, som kunne forsvinde ved rengøringen. Målingen efter rengøringen kan sammen med andre målinger give oplysning

om andelen af den samlede aktivitet, der sidder på overfladen.

Kontaminationsmonitører vil finde størst anvendelse ved måling på bygnings- og asfalterflader.

8.3.2 Måling med γ -spektrometer på overflader

γ -spektrometriske målinger kan foretages både på bygningsoverflader og på jord- og asfalterflader. Målingerne vil blive foretaget med det udstyr, der også anvendes på frigivelseslaboratoriet. Ved måling med en germanium-detektor bestemmes den samlede aktivitet af γ -emittere på og under overfladen. Detektoren placeres med hovedaksen så vinkelret som muligt mod den flade, der skal måles på. Dette er illustreret på figur 14.

Afstanden mellem detektor og flade afpasses således, at detektoren med kollimatorer netop ser hele arealet i åbningsvinklen. Ved aktivitetsberegningen anvendes enten en cylindergeometri, hvor aktiviteten er placeret i lag eller har en eksponentiel fordeling ind igennem cylinderen, eller en konusgeometri, hvor aktiviteten er placeret i lag i konusen. Valget af geometri afhænger af de vurderinger, der foretages med hensyn til aktivitetens fordeling. Massefylden vælges efter oplysninger om det givne materiale.

Formodes kontaminationen at være langt under frigivelsesniveauet, kan der måles på relativt store arealer ($\approx 10 \text{ m}^2$). Da der kun må midles over 1 m^2 (jf. afsnit 2.4.2), er det nødvendigt ved måling på store arealer at antage, at den samlede aktivitet er fordelt på 1 m^2 . Viser en sådan måling, at arealet ikke kan frigives, kan det vurderes, om en formindskelse af målearealet vil kunne bringe det beregnede kontaminationsniveau tilstrækkeligt ned. Er dette tilfældet, måles der på mindre delarealer.



Figur 14. In situ målinger af overflader med en germanium-detektor forsynet med kollimator. Detektoren er placeret med hovedaksen tilnærmelsesvis vinkelret på det areal, der måles på.

Ved måling på tykke bygningsdele og på jordarealer, hvor aktiviteten kan være trængt langt ind fra overfladen, og hvor en antaget konservativ fordeling vil bringe den specifikke ækvivalente overfladekontamination over frigivelsesniveauet, er det nødvendigt (hvis der stadig skal være mulighed for frigivelse) at bestemme dybdefordelingen af γ -emittere ved laboratorieanalyser af udtagne boreprøver.

8.4 Laboratorieanalyser af udtagne prøver

Der skal udtages prøver fra bygningsdele og fra landarealer, når målinger med en kontaminationsmonitor og/eller *in situ* γ -spektrometriske målinger ikke er tilstrækkelige, dvs. når fordelingen af γ -emittere i dybden er ukendt, og/eller når der er mulighed for dybdekontamination med rene α - eller β -emittere. For bygnings- og asfalterflader vil prøverne i det væsentlige være prøver af de yderste 2 - 10 mm af overfladen (overfladeprøver), hvor der ved måling bestemmes et masse-specifik ak-

tivitetsindhold, der herefter kan omregnes til specifik overfladeaktivitet. For jordoverflader skal prøverne udtages fra en samlet boreprøve, der går ned til en dybde på 50 cm. Fra hver 10 cm længde af en sådan prøve udtages en delprøve, som analyseres og giver dybdefordelingen af aktiviteten. Benyttes jordprøver selvstændigt til at afgøre frigivelse, integreres aktivitetskoncentrationen over hele jordprøven og omregnes til ækvivalent overflade-specifik aktivitet på arealet over prøven.

8.4.1 α -analyser

α -analyser vil være de samme som omtalt i afsnit 6.4.1. Det vurderes, at behovet for α -analyser er meget beskedent. De kunne komme på tale i forbindelse med dekommissioneringen af Hot Cell bygningen i form af overfladeprøver fra cellernes indre betonoverflader og i forbindelse med frigivelse af arealet ved Teknologihallen.

8.4.2 β -analyser

β -analyser vil være de samme som omtalt i afsnit 6.4.2. Det vurderes, at behovet for β -analyser er meget beskedent og vil kunne komme på tale ved måling på overfladeprøver.

8.4.3 γ -spektrometriske analyser

De γ -spektrometriske analyser vil være de samme som omtalt i afsnit 6.4.3. γ -analyser vil specielt blive anvendt på boreprøver fra jordarealer. Stykker på 10 cm af en boreprøve måles direkte på et γ -spektrometer, og det masse-specifikke aktivitetsindhold som funktion af dybden bestemmes. Denne fordeling kan herefter anvendes til at beregne den ækvivalente overflade-specifikke aktivitet ud fra *in situ* γ -spektrometriske målinger.

9 Overholdelse af frigivelsesniveau

Overholdelsen af de fastsatte frigivelsesniveauer for materialer og områder skal verificeres ved målinger og brug af egnede statistiske tests. Disse tests skal afgøre, at frigivelsesniveauerne med stor sandsynlighed er overholdt.

Antallet af udtagne prøver og *in situ* målepunkter vil afhænge af typen af den underliggende fordeling og de valgte signifikansniveauer (sandsynligheder for beslutningsfejl). Hvis forureningen ikke er homogen, skal antallet af prøver og målepunkter være tilstrækkelig til, at man med høj sandsynlighed skal kunne detektere såkaldte "hot spots".

I afsnit 2.4 beskrives, hvorledes frigivelsesniveauer anvendes i forskellige frigivelsessituationer. I en konkret frigivelsesproces er det disse frigivelsesniveauer, der skal kunne demonstreres overholdt. Ved måling (eller beregning) kan middelkoncentrationen (masse-specifik eller overflade-specifik) kun bestemmes med en endelig nøjagtighed. En måling giver én værdi af middelkoncentrationen "udtaget" fra fordelingen af de mulige middelkoncentrationer af målingerne.

Der eksisterer to forskellige typer af "fejl" ved sådanne målinger:

- aktivitetsindholdet måles/beregnes at være så lavt, at der kan frigives, mens det i virkeligheden er for højt til frigivelse (type I fejl)
- aktivitetsindholdet måles/beregnes at være så højt, at der ikke kan frigives, mens det i virkeligheden er tilstrækkeligt lavt til frigivelse (type II fejl)

Type I fejl anses for at være de mest "graverende". Når fejlen forekommer, vil den specifikke aktivitet i emnet dog med meget stor sandsynlighed ligge inden for nogle standardafvigelser på aktivitetsbestemmelsen. Det er ønskeligt at nedsætte sandsynlighederne for både type I og type II fejl. For et givet antal målinger er sandsynlighederne for fejl dog koblede, således at når den ene sandsynlighed nedsættes,

stiger den anden. Ved at foretage flere målinger og dermed bedømme den virkelige specifikke aktivitet bedre, kan begge sandsynligheder for fejl nedsættes samtidigt.

Måleprogrammerne skal tilrettelægges således, at sandsynligheden for en type I fejl, α , bliver mindre end en forudbestemt værdi, når aktivitetskoncentrationen i emnet netop svarer til frigivelsesniveauet. Tilsvarende skal sandsynligheden for type II fejl, β , være mindre end en forudbestemt værdi, når aktivitetskoncentrationen i emnerne i opmålingsenheden har en specificeret værdi under frigivelsesniveauet.

En sandsynlighed for at begå type I fejl på ca. 10% anses for at være acceptabel. Når det er muligt, vil det endvidere blive forsøgt at begrænse sandsynligheden for type II fejl til 10%.

9.1 Frigivelse alene ved totalmålinger

Når der for hver nuklid i i et objekt kun anvendes én totalmåling til at vurdere deres specifikke aktivitet, er de målte værdier, Q_i , de bedste bud på størrelsen af middelkoncentrationerne i objektet. Standardafvigelsen på bestemmelserne, σ_i , fås fra målingerne selv samt fra vurderinger, der bl.a. er baseret på erfaringer med sådanne målinger.

Antages det, at måleværdien fra en totalmåling tilhører en normalfordeling med middelværdi, μ , og spredning, σ , så vil der være en sandsynlighed på 90% for, at der for en vilkårlig måleværdi fra denne totalmåling, Q , gælder, at $\mu < Q + 1.3 \cdot \sigma$. Hvis kravet er, at $Q + 1.3 \cdot \sigma$ er mindre end frigivelsesniveauet, Q_{fri} , er der kun 10% sandsynlighed for, at middelværdien ligger over frigivelsesniveauet. Dette betyder, at med kravet:

$$\frac{Q}{Q_{\text{fri}}} + \frac{1.3 \cdot \sigma}{Q_{\text{fri}}} < 1$$

vil der være 10% sandsynlighed for, at overskride frigivelsesniveauet en smule.

Såfremt der betragtes forureninger ud over et baggrundsniveau med nukliden i , der kan karakteriseres ved en normalfordeling med middelværdi $Q_{\text{bag},i}$ og spredning $\sigma_{\text{bag},i}$, kan ovenstående udtrykkes generelt for nuklid i :

$$\frac{Q_i - Q_{\text{bag},i}}{Q_{\text{fri},i}} + 1.3 \cdot \frac{\sqrt{\sigma_i^2 + \sigma_{\text{bag},i}^2}}{Q_{\text{fri},i}} < 1$$

Ved hjælp af ophobningsloven for statistiske fejl kan uligheden generaliseres til at gælde for flere nuklider i , hvor der er foretaget en totalbestemmelse af den specifikke aktivitet for hver nuklid:

$$\sum_i \frac{Q_i - Q_{\text{bag},i}}{Q_{\text{fri},i}} + 1.3 \cdot \sqrt{\sum_i \frac{\sigma_i^2 + \sigma_{\text{bag},i}^2}{Q_{\text{fri},i}^2}} < 1$$

Anvendelse af denne ulighed sikrer således, at frigivelseskriteriet vil blive overholdt med en 10% sandsynlighed for type I fejl. Det er ikke muligt uden yderligere målinger at begrænse sandsynligheden for type II fejl. Ved målinger, hvor summen af venstre side i uligheden netop bliver lig med 1, vil der i gennemsnit være omkring 50% sandsynlighed for type II fejl.

Uligheden kan opfattes som et operationelt frigivelseskriterium ved anvendelse af totalmålinger på hvert enkelt emne. Kriteriet vil finde sin hovedanvendelse ved totalmåling af emner og delarealer (af landområder eller bygninger) ved hjælp af γ -spektrometri.

Eksempel 4

En totalmåling af aktivitetsindholdet i et 100 kg emne giver følgende resultat:

$$\begin{array}{l} 3418 \text{ Bq} \pm 612 \text{ Bq } ^{60}\text{Co} \\ 443 \text{ Bq} \pm 71 \text{ Bq } ^{137}\text{Cs} \\ < 50 \text{ Bq} \pm 50 \text{ Bq } ^{152}\text{Eu} \end{array}$$

hvor det antages, at $\overline{Q}_{\text{bag}} = 0$. Emnet kan kategoriseres som bygningsaffald. Frigivelsesniveauet for bygningsaffald for de tre nuklider er 100 Bq/kg for ^{60}Co og ^{152}Eu og 1000 Bq/kg for ^{137}Cs . Venstre side i ovenstående ulighed beregnes til:

$$\frac{3418}{100} + \frac{443}{1000} + \frac{50}{100} + 1.3 \cdot \sqrt{\left(\frac{612}{100}\right)^2 + \left(\frac{71}{1000}\right)^2 \left(\frac{50}{100}\right)^2} = 0.41$$

Da værdien er mindre end 1, kan emnet frigives.

Måling med kontaminationsmonitor på et emne med et overfladeareal, A , (se afsnit 6.3.1) kan opfattes som en totalmåling af den samlede overfladeaktivitet (af en konservativ nuklid) på emnet. Da der kun betragtes tilfælde, hvor der ikke kan måles over baggrundsvinningen, q , på instrumentet, opfattes $q \cdot A$ som den totale aktivitet. På grundlag heraf kan der beregnes en overflade-specifik aktivitet på q eller en masse-specifik aktivitet på $(q \cdot A)/(\rho \cdot V)$, hvor ρ er emnets massefylde, og V er emnets volumen.

Ud fra standardafvigelsen på q , benævnt σ_q , kan standardafvigelsen, σ_t på den totale aktivitetsbestemmelse tilnærmelsesvis beregnes som $\sqrt{A \cdot A_p} \cdot \sigma_q$, hvor A_p er monitorens probeareal. Dette betyder, at hvis $A \cdot \sigma_q$ anvendes som standardafvigelse på bestemmelsen af den totale aktivitet, er der tale om en konservativ værdi, da det altid forlanges, at $A > A_p$. Ved anvendelse af denne konservative værdi for σ_t , kan det generelle udtryk for frigivelsesniveauet modificeres til følgende udtryk ved henholdsvis frigivelse på grundlag af overflade-specifik aktivitet og masse-specifik aktivitet:

$$\frac{q}{Q_{\text{fri}}} + \frac{\sigma_q}{Q_{\text{fri}}} < 1$$

og

$$\frac{q \cdot A}{V \cdot \rho} + \frac{A \cdot \sigma_q}{V \cdot \rho} < 1$$

9.2 Frigivelse ved måling på delprøver eller ved punktmålinger

Måling på delprøver eller *in situ* punktmålinger anvendes, når en totalmåling ikke er mulig eller af anden grund ikke foretages. Dette kan f.eks. være aktivitetsbestemmelse i et emne ved måling på udtagne prøver af emnet eller aktivitetsbestemmelse i en stor samling emner ved måling på en delmængde af emnerne. Det kan også være bestemmelse af overfladeaktivitet ved måling på små delarealer af den samlede overflade.

Anvendes delprøver af et emne (eller et areal), der selv er en delprøve af mange emner, betragtes førstnævnte delprøver som en stor stikprøve, der er taget ud af den totale mængde af emner (eller det totale areal).

Resultatet af målinger på delprøver eller af punktmålinger anvendes til at bedømme aktivitetsindholdet i hele materialet ved en statistisk test. Da der netop ikke foretages en totalmåling, er det en afgørende forudsætning, at prøverne er

repræsentative for hele materialet. Dette kan sandsynliggøres ved at forlange en vis homogenitet af materialet (samme historie og type) og ved at undersøge måleresultaterne på delprøver for ikke-tilfældige mønstre (f.eks. antydning af en sammenhængende linie (sti) gennem et landområde).

Ved anvendelse af flere delprøver til bestemmelse af den specifikke aktivitet, kan sandsynligheden, β , for type II fejl begrænses ved en given værdi af sandsynligheden, α , for type I fejl.

Før en delprøvetagning beregnes det, hvor mange prøver, der skal tages, for at kunne afgøre, om et emne kan frigives. Dette afgøres på grundlag af en statistisk test. Da der er tale om frigivelse, antages det a priori, at materialet ikke kan frigives, dvs. at materialet indeholder aktivitet over frigivelsesniveauet. Testen afgør herefter, om der ved måling på prøverne er tilstrækkelig information til at forkaste denne antagelse.

Hvis radionukliderne ikke er en del af baggrunden, opstilles nul-hypotesen, H_0 :

$$H_0 : \sum_i \frac{\bar{Q}_i}{Q_{\text{fri},i}} \geq 1$$

med alternativ-hypotesen, H_1 :

$$H_1 : \sum_i \frac{\bar{Q}_i}{Q_{\text{fri},i}} < 1$$

hvor \bar{Q}_i er middelværdien af den specifikke aktivitet i det samlede materiale. Hvis nul-hypotesen, H_0 , kan forkastes på grundlag af målingerne, kan emnet frigives.

Hvis radionukliderne er en del af baggrunden, opstilles nul-hypotesen, H_0 :

$$H_0 : \sum_i \frac{\bar{Q}_i - \bar{Q}_{\text{bag},i}}{Q_{\text{fri},i}} \geq 1$$

med alternativ-hypotesen, H_1 :

$$H_1 : \sum_i \frac{\bar{Q}_i - \bar{Q}_{\text{bag},i}}{Q_{\text{fri},i}} < 1$$

hvor $\bar{Q}_{\text{bag},i}$ er middelværdien af baggrundsniveauet for nuklid i .

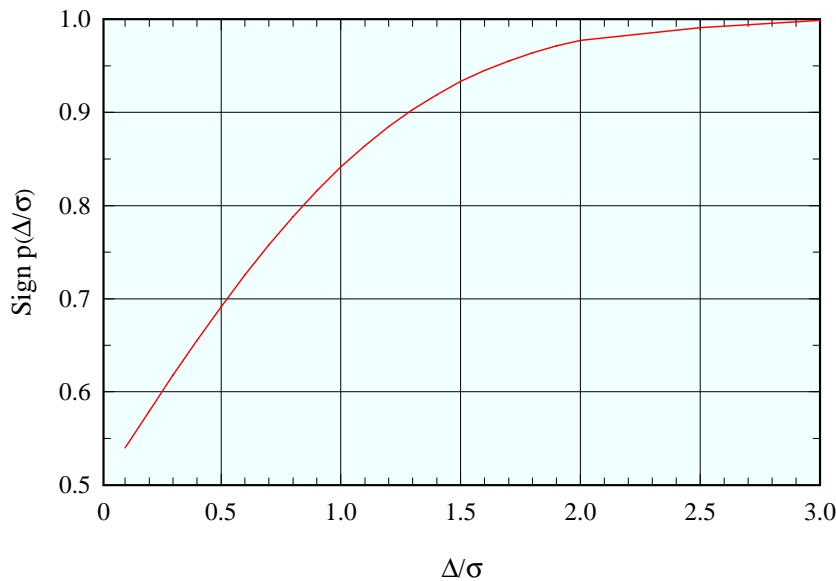
Der findes forskellige statistiske metoder til at teste hypotesen. Nogle metoder bygger på antagelsen om den bagved måleresultaterne liggende fordeling; andre metoder antager ikke noget om fordelingen og kaldes derfor fordelingsfri metoder. Fælles for alle test er, at der for at kunne beregne det nødvendige antal prøver skal antages værdier for det gennemsnitlige indhold af nuklider i materialet samt for spredningen ved målingerne af delprøverne. Jo tættere middelværdien af aktivitetsindholdet er på frigivelsesniveauerne og jo større usikkerhed, der er på målingerne, jo flere prøver skal der udtages. De antagne værdiers lødighed kan til en vis grad vurderes, når prøverne er målt.

På grundlag af målingerne testes den opstillede hypotese. MARSSIM-rapporten [18] nævner to fordelingsfri metoder, *Sign-testen* og *WRS-testen* (Wilcoxon Rank Sum) til at teste hypotesen. Når *Sign-testen* anvendes, kan nul-hypotesen forkastes, når medianværdien af aktivitetskoncentrationen ved målingerne er mindre end frigivelsesniveauet. Når *WRS-testen* anvendes, rangordnes efter størrelse måleresultaterne fra opmålingsenheden og justerede måleresultater fra referenceområdet først. Herefter summeres rangnumrene for referenceområdet målingerne. Hvis denne rangsum er større end den kritiske værdi, der beregnes ud fra netop de anvendte testparametre, kan nul-hypotesen forkastes. Tabeller med kritiske værdier er angivet i MARSSIM-rapporten.

Til afprøvning af hypotesen kan man ved analyser for indhold af radionuklider, der ikke er en del af baggrunden (eller til stede i mængder, der kun udgør en lille brøkdel af frigivelsesniveauet), anvende *Sign-testen*. For givne værdier af forskellen mellem frigivelsesniveau og anslået medianværdi af aktiviteten

i en opmålingsenhed samt den estimerede standardafvigelse for måling af aktivitetsskoncentrationen i opmålingsenheden angiver testen det nødvendige antal punktmålinger eller det nødvendige antal prøver, der skal udtages fra opmålingsenheden.

Hvis analyserne omfatter radionuklider, der er tilstede i baggrunden, enten i den naturligt forekommende baggrund eller i den menneskeskabte baggrund (som eksempelvis ^{137}Cs fra kernevåbenforsøgene og Tjernobyl-ulykken), eller hvis analyserne ikke er radionuklid-specifikke, anvendes *WRS-testen*. Ligesom for *Sign testen* vil givne værdier af forskellen mellem frigivelsesniveau og beregnet medianværdi af aktivitetsskoncentrationen i en opmålingsenhed samt den estimerede standardafvigelse for måling af aktivitetsskoncentrationen i opmålingsenheden angive det nødvendige antal punktmålinger eller det nødvendige antal prøver, der skal udtages fra opmålingsenheden og fra det referenceområde, der defineres som baggrundsområde.



Figur 15. Sandsynligheden, $\text{Sign } p(\Delta/\sigma)$, for, at en måling giver en værdi, der er mindre end Δ , som funktion af Δ/σ .

Det simpleste tilfælde er tilstedeværelse af kun en nuklid, der ikke er en del af baggrunden. Anvendes Sign-testen på dette tilfælde, kan det nødvendige antal prøver, N , beregnes ved følgende udtryk:

$$N(\Delta/\sigma) = \frac{(Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta})^2}{4 \cdot (\text{Sign } p(\Delta/\sigma) - 0.5)^2}$$

hvor:

- $\text{Sign } p(\Delta/\sigma)$ er sandsynligheden for, at en (tilfældig) måling vil have en værdi, der er mindre end Δ
- $Z_{1-\alpha}$ og $Z_{1-\beta}$ er percentiler svarende til de valgte sandsynligheder for beslutningsfejl
- Δ er forskellen mellem frigivelsesniveauet og den estimerede medianværdi i emnet eller på området
- σ er den estimerede standardafvigelse for måling af den specifikke aktivitet i emnet eller på området

For $\alpha = \beta = 0.1$ bliver $Z_{1-\alpha}$ og $Z_{1-\beta}$ lig med 1.282 [18]. Sandsynlighedsfunktionen $\text{Sign } p(\Delta/\sigma)$ er vist på figur 15.

Tabel 18 viser det mindste antal delprøver eller punktmålinger, der er nødvendige ved en Sign-test. Antallet er beregnet ved hjælp af sandsynlighedsfunktionen $Sign p(\Delta/\sigma)$ for forskellige værdier af medianværdien og standardafvigelsen. For at gøre tabellen mere generel, er medianværdien og standardafvigelsen udtrykt i enheder af frigivelsesniveauet Q_{fri} .

Tabel 18. Mindste antal delprøver eller punktmålinger, der er nødvendige for ved en Sign-test at afgøre, om et emne (eller en bygning eller et areal) kan frigives eller ej. Antallet er givet for forskellige værdier af den estimerede medianværdi, m , i det samlede emne eller areal og den estimerede standardafvigelse, σ , ved måling af den specifikke aktivitet i emnet eller på arealet. Medianværdi og standardafvigelse er udtrykt i enheder af frigivelsesniveauet Q_{fri} .

Normaliseret spredning σ/Q_{fri}	Normaliseret medianværdi m/Q_{fri}			
	0.1	0.5	0.8	0.9
0.01	7	7	7	7
0.1	7	7	8	15
0.2	7	7	14	49
0.5	-	13	69	262
0.8	-	33	207	663
0.9	-	45	262	1038

Det fremgår endvidere af tabel 18, at jo tættere den specifikke aktivitet i materialet eller på arealet kommer på frigivelsesniveauet, og jo større spredningen er på aktivitetsbestemmelsen i prøverne eller på arealet, jo flere prøver/punktmålinger skal der udtages/udføres.

Medianværdien er her anvendt som parameter i beregningen af det nødvendige antal prøver, da dette er gjort i MARSSIM-rapporten. Det vurderes, at i praksis er medianværdi og middelværdi af masse-specifik aktivitet i en emnestikprøve tilnærmelsesvis ens, dvs. fordelingen er symmetrisk. Såfremt en nærmere vurdering viser, at dette ikke er tilfældet, skal der korrigeres herfor.

Eksempel 5

En samling metalstykker i en opmålingsenhed vides at have været udsat for neutronbestråling. En nærmere vurdering giver som resultat, at der kan være ^{60}Co -aktivitet i stykkerne, men at der ikke kan være væsentlige bidrag af andre radionuklider. Det vurderes, at middelkoncentrationen er 50 Bq/kg og standardafvigelsen er 100% (50 Bq/kg). Da frigivelsesniveauet er 100 Bq/kg, aflæses det i tabel 18, at der skal udføres målinger på mindst 13 prøver for at afgøre, om metalstykkerne kan frigives.

En efterfølgende måling på de 13 prøver giver følgende resultat for det masse-specifikke aktivitetsindhold (Bq/kg): 51, 36, 47, 38, 51, 43, 39, 38, 40, 50, 43, 46, 56. For disse måleværdier kan der beregnes en middelværdi, $\mu = 44.5$ Bq/kg (medianværdi, $m = 43.0$ Bq/kg) og en spredning, $\sigma = 6.0$ Bq/kg. Da både middelværdi og spredning er mindre end antaget, er forudsætninger for beregningen af det nødvendige antal prøver opfyldt. Da middelværdien (og medianværdien) er mindre end frigivelsesniveauet kan hele samlingen af metalstykker frigives.

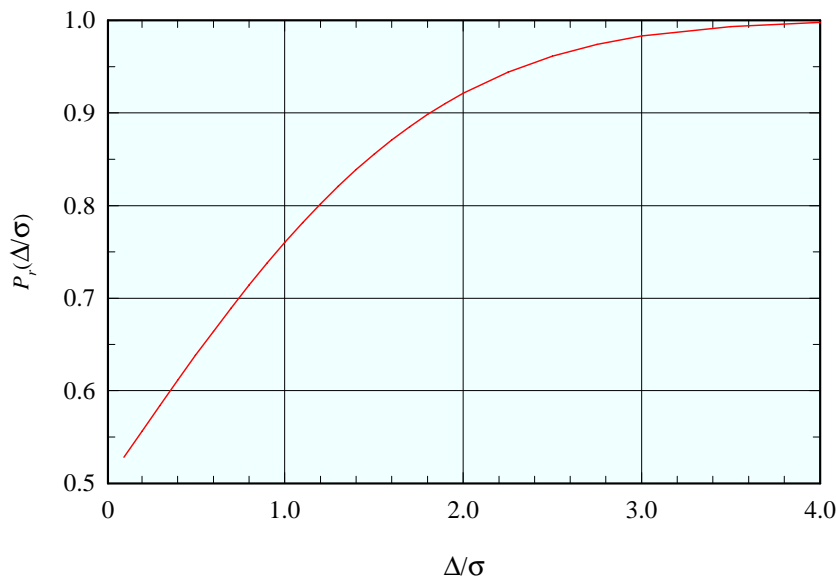
Hvis radionukliderne er en del af baggrunden, anvendes WRS-testen. Denne kræver udtagning af prøver i både opmålingsenheden og i referenceområdet. Det sam-

lede antal af prøver, N , der skal udtages, kan i disse tilfælde beregnes af følgende udtryk, hvor den beregnede værdi rundes op til nærmeste lige tal:

$$N(\Delta/\sigma) = \frac{(Z_{1-\alpha} + Z_{1-\beta})^2}{3 \cdot (P_r(\Delta/\sigma) - 0.5)^2}$$

hvor:

- $P_r(\Delta/\sigma)$ er sandsynligheden for, at en måling et vilkårligt sted i en opmålingsenhed giver en værdi, der overstiger en værdien af en tilsvarende måling et vilkårligt sted i en baggrunds-enhed (f.eks. et referenceareal for baggrunds-niveauet ved frigivelse af landområder) med mindre end værdien af frigivelses-niveauet
- $Z_{1-\alpha}$ og $Z_{1-\beta}$ er percentiler svarende til de valgte sandsynligheder for beslutningsfejl
- Δ er forskellen mellem frigivelsesniveauet og den estimerede medianværdi fratrukket baggrunds-medianværdien i emnet eller på området
- σ er den estimerede største standardafvigelse for måling af den specifikke aktivitet i emnet eller på området ved måling på opmålingsenheden og på reference-enheden.



Figur 16. Sandsynligheden, $P_r(\Delta/\sigma)$, for, at en måling giver en værdi, der overstiger baggrunden, med en værdi, der er mindre end frigivelsesniveauet, som funktion af Δ/σ .

For $\alpha = \beta = 0.1$ bliver $Z_{1-\alpha}$ og $Z_{1-\beta}$ lig med 1.282 [18]. Sandsynlighedsfunktionen $P_r(\Delta/\sigma)$ er vist på figur 16.

Tabel 19 viser det mindste antal delprøver eller punktmålinger, der er nødvendigt, ved en WRS-test. Antallet er beregnet ved hjælp af sandsynlighedsfunktionen $P_r(\Delta/\sigma)$ for forskellige værdier af medianværdien og standardafvigelsen. For at gøre tabellen mere generel, er medianværdien og standardafvigelsen udtrykt i enheder af frigivelsesniveauet Q_{fri} .

Tabel 19. Mindste antal delprøver eller punktmålinger, der er nødvendige for ved en WRS-test at afgøre, om et emne (eller en bygning eller landområde) kan frigives eller ej. Antallet er givet for forskellige værdier af den estimerede medianværdi, m , i det samlede emne eller areal og den estimerede standardafvigelse, σ , ved måling af den specifikke aktivitet i opmålingsenheden og på referenceenheden. Medianværdi (over baggrundsniveau) og standardafvigelse er udtrykt i enheder af frigivelsesniveauet Q_{fri} . Halvdelen af prøverne tages i opmålingsenheden og halvdelen tages i referenceenheden.

Normaliseret spredning σ/Q_{fri}	Normaliseret medianværdi m/Q_{fri}			
	0.1	0.5	0.8	0.9
0.01	10	10	10	10
0.1	10	10	12	32
0.2	10	10	32	116
0.5	14	32	178	694
0.8	28	76	448	2436
0.9	32	86	610	2796

Det fremgår af tabel 19, at jo tættere den specifikke aktivitet i materialet eller på arealet kommer på frigivelsesniveauet, og jo større spredningen er på aktivitetsbestemmelsen i prøverne eller på arealet, jo flere prøver/punktmålinger skal der udtages/udføres.

Eksempel 6

En opmålingsenhed i form af et udendørs areal på 1000 m² er klassificeret som klasse 2 område. Det vurderes, at området er forurenet med ¹³⁷Cs med en middelkoncentration på 7200 Bq/m² og standardafvigelsen ved en måling af aktivitetskoncentrationen er ca. 10% (700 Bq/m²). Baggrundsniveauet af ¹³⁷Cs fra Tjernobyl-ulykken er på et referenceareal vurderet til at være 1000 Bq/m², og standardafvigelsen på en måling i dette område vurderes til at være omkring 30% (300 Bq/m²). Frigivelsesniveauet for ¹³⁷Cs er forudsat at være fastsat til 7000 Bq/m².

Da radionukliden er en del af baggrunden, skal der anvendes en WRS-test til at afprøve nul-hypotesen, der antager, at ¹³⁷Cs-forureningen overskrider baggrundsniveauet med en værdi, der er mindst lig med frigivelsesniveauet. I tabel 19 findes for værdierne $\sigma/Q_{\text{fri}} = 700/7000 = 0.1$ og $m/Q_{\text{fri}} = (7200 - 1000)/7000 \cong 0.9$, at antallet af punktmålinger skal være 32, dvs. der skal foretages 16 målinger i opmålingsenheden og 16 målinger i referenceområdet.

I opmålingsenheden måles følgende værdier (Bq/m²):

6200	6400	6400	6900
6900	6900	6900	7000
7100	7100	7300	7400
7700	7800	8200	8300

I referenceområdet måles følgende værdier (Bq/m²):

600	700	700	800
800	900	1000	1000
1000	1000	1100	1100
1100	1300	1400	1400

Middelværdien for aktivitetskoncentrationen og spredningen på målingerne er for opmålingsenheden lig med 7160 Bq/m² og 590 Bq/m². For referenceområdet er middelværdi og spredning lig med 990 Bq/m² og 230 Bq/m². Da disse værdier ikke er uforenelige med de gjorte antagelser ved bestemmelsen af det nødvendige antal målepunkter, kan WRS-testen foretages.

Til måleresultaterne i referenceområdet lægges nu frigivelsesniveauet på 7000 Bq/m². Herefter rangordnes de korrigerede resultater fra referenceområdet og måleresultaterne fra opmålingsenheden efter størrelse, således at den mindste værdi får rangen 1, og den højeste værdi får rangen 32. Er der måleværdier, der er ens, tildeles de et rangnummer, der beregnes som gennemsnittet af de oprindeligt tildelte (fortløbende) rangnumre for disse ens måleværdier. For de angivne 32 måleresultater findes følgende rangfølge, hvor der i parentes er angivet rangnummeret og et r, hvis der er tale om et resultat fra referenceområdet:

6200 (1), 6400 (2.5), 6400 (2.5), 6900 (5.5), 6900 (5.5), 6900 (5.5), 6900 (5.5), 7000 (8), 7100 (9.5), 7100 (9.5), 7300 (11), 7400 (12), 7600 (13,r), 7700 (15), 7700 (15,r), 7700 (15,r), 7800 (18), 7800 (18,r), 7800 (18,r), 7900 (20,r), 8000 (22.5,r), 8000 (22.5,r), 8000 (22.5,r), 8000 (22.5,r), 8100 (26,r), 8100 (26,r), 8100 (26,r), 8200 (28), 8300 (29.5), 8300 (29.5,r), 8400 (31.5,r), 8400 (31.5,r)

Summen af rangnumrene (rangsummen) for værdierne fra referenceområdet beregnes nu som:

$$13 + 15 + 15 + 18 + 18 + 20 + 22.5 + 22.5 + 22.5 + 22.5 + 26 + 26 + 26 + 29.5 + 31.5 + 31.5 = 360$$

For det anvendte antal målinger og den anvendte α -værdi på 0.1, er den såkaldte kritiske værdi i WRS-testen lig med 298, der findes ved et tabelopslag med indgangsparametrene (α , antal målinger i opmålingsenheden, antal målinger i referenceområdet) [18]. Da rangsummen er større end den kritiske værdi, kan nul-hypotesen forkastes og området frigives.

Hvis det største måleresultat fra opmålingsenheden er mindre end frigivelsesniveauet plus det mindste måleresultat fra referenceområdet, kan området umiddelbart frigives.

De målinger, der benyttes til at afgøre, om middelværdien af den "homogene", overflade-specifikke aktivitet er under frigivelsesniveauet, foretages i "punkter", der udlægges i et net over området. MARSSIM-rapporten [18] angiver, at man starter i et vilkårligt koordinatpunkt inden for området, og fra dette punkt inddeler arealet i et kvadratisk eller triangulært net. Afstanden, L , mellem punkterne i nettet kan beregnes ud fra følgende udtryk [18]:

$$L = \sqrt{\frac{A}{N}} \text{ for et rektangulært net}$$

$$L = \sqrt{\frac{A}{0.866 \cdot N}} \text{ for et triangulært net}$$

hvor A er størrelsen på arealet, og N er antallet af nødvendige målinger. For f.eks. $A = 1000 \text{ m}^2$ og $N = 16$ bliver afstanden mellem målepunkterne ca. 8 meter for et kvadratisk net og ca. 8.5 meter for et triangulært net.

Er der tale om et klasse 1 område, og anvendes målingerne i punkterne også til at sætte loft for, hvor store 'hot spots', der kan befinde sig i arealet mellem punkterne (dvs. målingerne fungerer også som en scanning af hele området), skal det vurderes, om loftet er lavt nok, således at 'hot spots' med en forud fastlagt værdi ikke overskrides. Er dette ikke tilfældet, må det beregnes, hvor meget kortere afstanden mellem målepunkterne i nettet skal være, og dermed hvor mange flere målinger, der skal foretages.

9.3 Frigivelse ved samtidig måling på delprøver og hele emner

Samtidig måling på delprøver og totalmålinger af hele emner forekommer i to forskellige tilfælde nemlig:

- (1) ved afgørelse af om et enkelt emne kan frigives
- (2) ved afgørelse af om mange emner kan frigives på en gang. I dette tilfælde måles der på hvert af emnerne i en udtaget delmængde af det samlede antal emner ved hjælp af totalmålinger og delprøver.

Tilfælde 1

I dette tilfælde beregnes summen, K , ud fra totalmålingen af de tilstedeværende γ -emittere (indekseret ved j):

$$K = \sum_j \frac{Q_j}{Q_{\text{fri},j}} + 1.3 \cdot \sqrt{\sum_j \left(\frac{\sigma_j}{Q_{\text{fri},j}}\right)^2}$$

Hvis denne værdi af K er større end 1, kan emnet ikke frigives.

Herefter opstilles nul-hypotesen for indholdet af ikke- γ -emittere (indekseret ved i):

$$H_0 : \sum_i \frac{\bar{Q}_i}{Q_{\text{fri},i}} \geq 1 - K$$

Denne hypotese kan nu afkræftes eller bekræftes på samme måde, som nævnt ovenfor ved først at beregne det totale antal delprøver, der skal udtages af objektet og måles på, og derefter at undersøge, om de ved målingerne bestemte middelværdier, \bar{Q}_i , opfylder følgende ulighed:

$$\sum_i \frac{\bar{Q}_i}{Q_{\text{fri},i}} < 1 - K$$

Er uligheden opfyldt, kan objektet frigives.

Tilfælde 2

Aktiviteten i et antal emner bestemmes ved at udtage en delmængde af emnerne. Indholdet af en given nuklid bestemmes i hvert af de udtagne emner enten ved en totalmåling af emnet eller ved en måling på delprøver fra emnet. Foretages der netop én delprøvebestemmelse i hvert udtaget emne, for hver nuklid, der ikke måles ved en totalmåling, foreligger der et ens antal bestemmelser af indholdet af de enkelte nuklider. Betragtes alle målingerne på de udtagne emner, både totalmålingerne og delprøvemålingerne, som delprøvemålinger fra det totale antal emner, er opgaven reduceret til frigivelse kun ved delprøver. Dette er beskrevet i afsnit 9.2.

10 Dokumentation

Fra et emne nedbrydes fra et nukleart anlæg til det enten kan frigives eller lagres i en standard affaldsbeholder på mellemlageret, skal det følges af en fyldestgørende dokumentation. Hvert emne vil, når det "skabes", blive forsynet med en entydig identifikation (ID). Denne ID er derefter indgang til alle oplysninger om emnet. Ved opdeling af et emne eller samling af et sæt ensartede emner skal en ny ID være nøje forbundet med den/de oprindelige ID. Mange små emner af ens oprindelse, f.eks. en samling metalemner, samles i en større enhed, der får en fælles ID for alle småemnerne i denne enhed.

Bygninger og landområder skal også ID mærkes, og der skal tilsvarende udarbejdes en dokumentation som grundlag for, at bygninger og landområder kan frigives til almindeligt brug.

Oplysningerne i dokumentationen vil være inddelt i følgende grupper:

- ◇ beskrivelse af emnet/materialet med oprindelsessted og funktion
- ◇ rapporter med karakterisering af emnets/materialets sammensætning og kemiske forhold
- ◇ rapporter om emnets/materialets flow, herunder ophold i forskellige lagre
- ◇ rapporter om bygningers og landområders funktion
- ◇ rapporter med karakterisering af bygninger og landområder
- ◇ rapporter med strålingsmålinger
- ◇ rapporter med kontaminationsmålinger
- ◇ rapporter med analysemetoder
- ◇ rapporter med udtagning af repræsentative prøver
- ◇ rapporter med resultater af frigivelsesmålinger for emner
- ◇ rapporter med resultater af frigivelsesmålinger for bygninger og landområder
- ◇ rapporter med beskrivelse af eventuel dekontamination af emner
- ◇ rapporter med beskrivelse af eventuel dekontamination af bygninger og landområder

Det centrale dokumentationssystem har en link til hver af de ovenstående gruppers database. Det er begrænset, hvem der skal have adgang til at skrive i de enkelte gruppers databaser. I denne rapport beskrives kun de rapporter, der er relevante for frigivelse, nemlig analyserapporter, frigivelsesrapporter og kalibreringsrapporter.

10.1 Dokumentationsrapporter for emner

Dokumentationsrapporter omfatter her analyserapporter og frigivelsesrapporter. Analyserapporter skal indeholde de rå måleresultater, som de kommer fra måleudstyret, dvs. det sæt parametre, der beskriver målinger og deres forudsætninger med reference til det emne, der er målt på. Endvidere skal rapporterne indeholde måleudstyrets tilstand med angivelse af kalibrering og baggrundsmålinger samt aktivitetsberegninger. Der skal angives tidspunkt for målingen, sted og måleperson. Frigivelsesrapporter skal indeholde måleresultater og deres behandling som dokumentation for, at frigivelsesniveauerne er overholdt.

10.1.1 Rapporter med strålings-/kontaminationsmålinger

Strålings- og kontaminationsmålinger vil blive foretaget flere gange i løbet af et emnes vej igennem systemet, og disse målinger vil være bestemmende for om emnet skal sendes til dekontaminering, laboratoriet for affaldskarakterisering eller til frigivelseslaboratoriet. Rapporter om strålings- og kontaminationsmålinger skal indeholde oplysninger om:

- ◇ Emnets ID
- ◇ Tidspunkt for måling
- ◇ Sted for måling
- ◇ Anvendte instrumenter
- ◇ Baggrundsmålinger
- ◇ Kalibreringer
- ◇ Eksponeringshastighed ved overflade (afstand ≈ 5 cm)
- ◇ Eksponeringshastighed i 1 meters afstand
- ◇ α -kontaminationsniveau
- ◇ β -kontaminationsniveau
- ◇ Anbefaling om emnets videre behandling og destination
- ◇ Navn og underskrift

10.1.2 Rapporter med aktivitetsmålinger

Rapporter med aktivitetsmålinger på emner, der eventuelt skal frigives, skal indeholde oplysninger om:

- ◇ Emnets ID (eventuelt en samling af ID, herunder fotografi af emnet)
- ◇ Tidspunkt for måling
- ◇ Anvendt måleopstilling og analyse
- ◇ Kalibreringer
- ◇ Baggrundsmålinger
- ◇ Anvendt geometri med begrundelse for valget
- ◇ Måleresultat med beregning af aktivitetsindhold og aktivitetskoncentration fordelt på radionuklider
- ◇ Anbefaling om emnets videre behandling og destination
- ◇ Navn og underskrift

10.1.3 Frigivelsesrapporter

En frigivelsesrapport skal indeholde resultater af målinger og konklusioner som relaterer måleresultaterne til emnet og de relevante frigivelsesbetingelser for emnet/emnerne i en opmålingsenhed. Frigivelsesrapporten med resultaterne af frigivelsesmålingerne skal indeholde oplysninger om:

- ◇ Emnets ID med fotografi
- ◇ Emnets oprindelse og funktion
- ◇ Aktivitetskoncentration fordelt på radionuklider
- ◇ Sammenligning af aktivitetsindhold med frigivelsesniveauer
- ◇ Navn og underskrift

10.2 Dokumentationsrapporter for områder

Dokumentationsrapporter omfatter her analyserapporter og frigivelsesrapporter. Analyserapporter skal indeholde de rå måleresultater, som de kommer fra måleudstyret, dvs. det sæt parametre, der beskriver målinger og deres forudsætninger med reference til den bygning eller det landområde, der er målt på. Endvidere skal rapporten indeholde måleudstyrets tilstand med angivelse af kalibrering og baggrundsmålinger samt aktivitetsberegninger. Der skal angives tidspunkt for målingen, sted og måleperson. Frigivelsesrapporter skal indeholde måleresultater og deres behandling som dokumentation for, at frigivelsesniveauerne er overholdt.

10.2.1 Rapporter med strålings-/kontaminationsmålinger

Når bygninger er blevet tømt, og når landområder ikke længere skal bruges i forbindelse med dekommissioneringen, skal de checkes for kontamination. Dette vil ske ved strålings- og kontaminationsmålinger af hele bygningen og hele landområdet i form af scanninger eller ved målinger i udvalgte punkter i bygningen og på landområdet. Rapporter med strålings- og kontaminationsmålinger skal indeholde oplysninger om:

- ◇ Bygningens/områdets ID med fotografi
- ◇ Tidspunkt for målingen/analysen
- ◇ Anvendte instrumenter
- ◇ Baggrundsmålinger
- ◇ Kalibreringer
- ◇ Eksponeringshastighed ved overflade (afstand ≈ 5 cm) og/eller i en afstand af 1 meter
- ◇ Måleresultat for α -kontamination
- ◇ Måleresultat for β -kontamination
- ◇ Udtagning af prøver
- ◇ Måleresultat for udtagne prøver
- ◇ Vurdering af bygningens/landområdets videre behandling eller frigivelse
- ◇ Navn og underskrift

10.2.2 Rapporter med aktivitetsmålinger

Aktivitetsmålinger vil være bestemmende for, om bygningen/landområdet skal dekontamineres eller kan frigives. Rapporter med aktivitetsmålinger for områder, der skal frigives, skal indeholde oplysninger om:

- ◇ Bygningens/områdets ID med fotografi
- ◇ Tidspunkt for måling
- ◇ Anvendt måleopstilling og analyse
- ◇ Kalibrering
- ◇ Baggrundsmålinger
- ◇ Anvendt geometri med begrundelse for valget
- ◇ Evaluering og anvendelse af måledata
- ◇ Statistisk evaluering af måledata
- ◇ Måleresultat med beregning af aktivitetsindhold og aktivitetskoncentration fordelt på radionuklider
- ◇ Vurdering af bygningens/landområdets videre behandling eller frigivelse
- ◇ Navn og underskrift

10.2.3 Frigivelsesrapporter

Resultater og målemetoder med tilhørende vurderinger og beregninger skal beskrives i en frigivelsesrapport. Rapporten skal ud over generelle forhold som beskrivelse af det aktuelle anlæg, dets driftshistorie og praksis og de foretagne dekommissioneringsaktiviteter indeholde måleresultater og deres sammenligning med frigivelsesniveauerne:

- ◊ Beskrivelse af bygningen og bygningens funktion
- ◊ Beskrivelse af landområdet og dets funktion
- ◊ Sammendrag af måleresultater
- ◊ Sammenligning af måledata med frigivelsesniveauer
- ◊ Navn og underskrift

10.3 Kalibreringsrapporter

For alle instrumenter og måleopstillinger gælder det, at deres kalibrering skal checkes rutinemæssigt. Hvis der viser sig afvigelser fra tidligere kalibreringscheck, skal instrumentet eller opstillingen om muligt justeres. Checket og eventuel justering dokumenteres med en kalibreringsrapport. Hvis der ved almindelig brug af instrument/måleopstilling er mistanke til instrumentets kalibrering, skal der udføres et ekstra kalibreringscheck.

10.3.1 Strålings- og kontaminationsmonitorer

For strålingsmonitorer viser erfaringen, at de sjældent har behov for at blive justeret. De bliver derfor checket for kalibrering en gang om året og om nødvendigt justeret. Kontaminationsmonitorer checkes regelmæssigt for kalibrering og bliver om nødvendigt justeret. Kalibreringsrapporter skal indeholde oplysninger om:

- ◊ Identifikation af instrument
- ◊ Tidspunkt for kalibrering
- ◊ Sted for kalibrering
- ◊ Anvendte kalibreringskilder
- ◊ Anvendt kalibreringsfacilitet
- ◊ Foretaget justering
- ◊ Sammenligning med tidligere kalibrering
- ◊ Tid for næste rutinemæssige kalibrering
- ◊ Navn og underskrift

10.3.2 Måleopstillinger

Detektorerne til disse opstillinger bliver effektivitetskalibreret før ibrugtagning. Et check af denne kalibrering vil ske rutinemæssigt. Skulle checket vise en afvigelse fra kalibreringen, skal opstillingen og specielt detektoren vurderes; en udskiftning eller en reparation kan da være nødvendig. Rapporter for kalibreringscheck skal indeholde oplysninger om:

- ◊ Opstillingens identifikation
- ◊ Detektorer, der indgår i opstillingen
- ◊ Tidspunkt for check af kalibrering
- ◊ Sted for check af kalibrering
- ◊ Anvendte kilder

- ◇ Sammenligning med den oprindelige kalibrering
- ◇ Eventuel vurdering af detektoren
- ◇ Tid for næste kalibreringscheck
- ◇ Navn og underskrift

Taksigelse

Per Roos, Xiaolin Hou og Sven Poul Nielsen fra Afdelingen for Strålingsforskning har bidraget til denne rapport. Vi takker dem for informationer om analyser for masse-specifik indhold af α - og β -aktivitet i materialer og følsomheden ved sådanne analyser. Vi takker endvidere Knud Brodersen fra Risø Dekommissionering for bidrag vedrørende grundstofindholdet i forskellige materialer.

Litteratur

- [1] *Generelle krav til prøvnings- og kalibreringslaboratoriernes kompetence*. Dansk Standard, DS/EN ISO/IEC 17025, 1. udgave, 27. april 2000.
- [2] *International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources*. Safety Series No 115, IAEA, Vienna (1996).
- [3] *Laying down Basic Safety Standards for the Protection of the Health of Workers and of the General Public against the Dangers arising from Ionising Radiation*. Council Directive 96/29 Euratom. European Commission. Official Journal of the European Communities, L159 (1996).
- [4] International Commission on Radiological Protection. *Recommendations of the ICRP. Publication 60*. Annals of the ICRP 21. Pergamon Press, Oxford, New York, Frankfurt, Seoul, Sydney, Tokyo (1991).
- [5] *Practical Use of the Concepts Clearance and Exemption - Part I. Guidance on General Clearance Levels for Practices*. European Commission, Radiation Protection 122, 2000.
- [6] *Recommended radiological protection criteria for the clearance of buildings and building rubble from the dismantling of nuclear installations*. European Commission, Radiation Protection 113, 2000.
- [7] *Definition of clearance levels for the release of radioactively contaminated buildings and building rubble*. European Commission, Radiation Protection 114, 1999.
- [8] *Recommended radiological protection criteria for the recycling of metals from the dismantling of nuclear installations*. European Commission, Radiation Protection 89, 1998.
- [9] *Basis for the definition of surface contamination clearance levels for the recycling or reuse of metals arising from the dismantling of nuclear installations*. European Commission, Radiation Protection 101, 1999.
- [10] *Bekendtgørelse om undtagelsesregler fra lov om brug m.v. af radioaktive stoffer*. Bekendtgørelse nr. 192 af 2. april 2002. Indenrigs- og Sundhedsministeriet.
- [11] *Regulativ for Bygge- og Anlægsaffald*. Roskilde Kommune (1994).
- [12] Hou, X., Roos, P., Nielsen, S.P., *Personlig kommunikation*. 2003.
- [13] Brodersen, K., *Baggrund for og skitser til slutdepot for dansk lav- og mellemaktivt affald*. Risø Dekommissionering (2001).
- [14] *Teoretisk udredning af de tekniske krav til et dansk slutdepot for radioaktivt affald*. Dansk Dekommissionering (2002).
- [15] *Activity measurements of solid materials considered for recycling, re-use, or disposal as non-radioactive waste*. International Standard, ISO 11932, First edition, 15 December 1996.
- [16] Burgess, P.H., *Handbook on measurement methods and strategies at very low levels and activities*. Nuclear Safety and the Environment, EUR 17624, European Commission, Luxembourg, 1998.
- [17] Brodersen, K., *Personlig kommunikation*. 2003.

- [18] *Multiagency Radiation Survey and Site Investigation Manual (MARS-SIM)*. DRAFT for Public Comment. U.S. Nuclear Regulatory Commission, NUREG-1575, EPA 402-R-96-018, NTIS-PB97-117659, December 1996.
- [19] *Radiological Surveys for Controlling Release of Solid Materials*. Draft Report for Comment. U.S. Nuclear Regulatory Commission, NUREG-1761, July 2002.
- [20] Chen, Q., Aarkrog, A., Nielsen, S.P., Dahlgaard, H., *Procedures for Determination of $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{237}Np , $^{234,238}\text{U}$, $^{228,230,232}\text{Th}$, ^{99}Tc and ^{210}Pb - ^{210}Po in Environmental Materials*. Risø-R-1263(EN), 2001.
- [21] Hedemann Jensen, P., *Gammastrålingsfelter fra deponeret aktivitet på veje og jordoverflader*. Risø-R-695(DA), 1993.
- [22] Hedemann Jensen, P., *Forslag til grænser for udslip af radioaktive stoffer fra Risøs nukleare anlæg*. Risø Dekommissionering 2003.
- [23] Aarkrog, A., *Personlig kommunikation*. 1991.

Appendiks

A Strålingsdoser fra materialer

Efter ophør af en godkendt praksis på et nukleart anlæg skal bygninger og anlæg, der normalt kun vil være lettere forurenet med radioaktive materialer, kunne frigives uden betingelser. Ved nedrivning af anlæg og bygninger produceres der store mængder, der kun indeholder små mængder af radioaktive stoffer, og som derfor kan frigives som normalt affald, hvis indholdet er mindre end myndighedsfastsatte frigivelsesniveauer.

I EU's basisdirektiv om strålingsbeskyttelse er de radiologiske kriterier for ubetinget frigivelse af materialer nedfældet. Disse kriterier er baseret på en effektiv dosis på 0.01 mSv/år, en ækvivalent dosis til huden på 50 mSv/år og en kollektiv dosis på 1 person·Sv/år. I artikel 5 om *tilladelse til og godkendelse af bortskaffelse, genvinding eller genanvendelse* er kravene beskrevet som følger [3]:

1. Der kræves forudgående tilladelse til bortskaffelse, genvinding eller genanvendelse af radioaktive stoffer eller materialer, der indeholder radioaktive stoffer, som hidrører fra en operation, der er omfattet af kravet om anmeldelse eller tilladelse.
2. Imidlertid kan bortskaffelse, genvinding eller genanvendelse af radioaktive stoffer eller materialer fritages fra kravene i dette direktiv, såfremt de er i overensstemmelse med de frigivelsesniveauer, der er udarbejdet af de kompetente myndigheder. Ved fastsættelse af frigivelsesniveauerne skal der tages hensyn til de grundlæggende kriterier i bilag I samt til eventuelle andre tekniske retningslinjer fra Fællesskabet.

De ovenfor nævnte kriterier danner grundlag for beregninger af nuklid-specifikke frigivelsesniveauer.

A.1 Eksponeringsscenarier og frigivelsesniveauer

Generel frigivelse af materialer omfatter enhver mulig anvendelse af alle typer faste materialer uanset oprindelse. *Specifik* frigivelse omfatter genbrug eller nedrivning af bygninger samt omsmelting og direkte genbrug af metalgenstande.

Bygningsaffald fra dekommissionering af nukleare anlæg kan enten genbruges eller deponeres som fyldmateriale. Metalgenstande kan enten genanvendes eller anvendes direkte. Genanvendelse omfatter eksempelvis metalaffald (rør, armeringsjern etc.), hvorimod direkte anvendelse omfatter brug af komponenter som eksempelvis værktøjsmaskiner, laboratorieudstyr, værktøj, metalplader etc. Begge typer af materialer kan give anledning til eksponering af befolkningen ved frigivelse som beskrevet i det efterfølgende. Der kan her være tale om eksponering fra ekstern γ -stråling, indånding, indtag via munden eller hudkontamination.

A.1.1 Eksponeringsscenarier for generel frigivelse

EU's anbefalede generelle frigivelsesniveauer [5] er baseret på otte konservative eksponeringsscenarier, tre for ekstern eksponering (EXT-A, EXT-B og EXT-C), to for indånding af radioaktive materialer (INH-A og INH-B), to for indtag af radioaktive stoffer via munden (ING-A og ING-B) og et for eksponering af huden fra en radioaktiv forurening af huden (SKIN). De anvendte scenarier er beskrevet i det følgende.

EXT-A En arbejder antages at være beskæftiget 1800 timer/år med at anvende affald som fyldmateriale. Affaldet antages at indeholde 10% kontamineret materiale, homogent opblandet i fyldmaterialet, der har en massefylde på 2 g/cm³. Strålingsdosis er beregnet 1 meter over overfladen,

der har en uendelig horisontal udstrækning. Dette scenario kan også anvendes til at beskrive eksponeringen af personer, der arbejder på steder, hvor overfladen indeholder frigjort materiale, f.eks. en tankstation, hvor gulvet indeholder genbrugsbeton fra nukleare faciliteter.

- EXT-B En lastbilchauffør antages i 200 timer/år at transportere frigivet affald (f.eks. stålaffald), der ikke er blandet med ikke-forurenede affald. Lastbilens læs antages at være $5 \times 2 \times 1 \text{ m}^3$ med en gennemsnitlig massefylde på 2 g/m^3 . Afstanden fra enden af læsset til chaufføren er 1 meter uden yderligere afskærmning end selvafskærmningen i materialet. Dette scenario beskriver også de situationer, hvor en person arbejder i nærheden af store genstande, der indeholder frigjort materiale.
- EXT-C En person opholder sig 7000 timer/år i et hus, der er opført af frigjort bygningsaffald. Det antages, at 2% af bygningsmaterialerne i hele bygningen udgøres af frigjort bygningsaffald. Bestrålingsgeometrien er et rum med en dimension på $3 \times 4 \times 2.5 \text{ m}^3$, og den effektive dosis er beregnet midt i rummet 1 meter over gulvet. For at tage hensyn til vinduer, afskærmning af møbler etc. regnes der med strålingsbidrag fra gulv og luft, men kun fra to vægge ($4 \times 2.5 \text{ m}^2$).
- INH-A Inhalation af støv på en arbejdsplads over et helt arbejdsår (1800 timer/år). Støvet antages at stamme fra frigivet materiale (f.eks. resuspension fra bygningsaffald, andet affald eller materialer) med en koncentration i luften på 1 mg/m^3 . Aktivitetskoncentrationen i støvet antages at være den samme som i det frigjorte materiale. Indåndingshastigheden er $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$, og doserne er beregnet for en partikelstørrelse (AMAD) på $5 \mu\text{m}$.
- INH-B Inhalation af støv over et helt år (8760 timer/år) af et barn. 10% af det indåandede støv antages at stamme fra kontamineret materiale (f.eks. støv fra en nærliggende losseplads for bygningsaffald), og støvkoncentrationen i luft antages at være 0.1 mg/m^3 . Barnets indåndingshastighed er $0.24 \text{ m}^3/\text{h}$.
- ING-A På en arbejdsplads, hvor det er muligt få et oralt indtag af kontamineret materiale, f.eks. via hånd-til-mund, antages det, at en arbejder indtager 20 g frigivet materiale pr. år. Det antages endvidere, at der hverken sker en fortynding eller opkoncentrering af materialet inden indtaget.
- ING-B Et lille barn (alder 1 - 2 år) leger på et sted, hvor der er deponeret frigjort materiale fra et nukleart anlæg i ufortyndet form. Det antages, at barnet indtager en mængde materiale via munden på 100 g/år, og at materialet hverken er fortyndet eller opkoncentreret.
- SKIN En arbejder i et støvende arbejdsmiljø antages over et helt arbejdsår (1800 timer/år) at have både underarme og hænder dækket af et lag støv med en tykkelse på 0.01 cm. Støvet antages at have den samme aktivitetskoncentration som det frigjorte materiale. Støvet's massefylde på huden er 1.5 g/cm^3 . Den effektive dosis til huden er beregnet på grundlag af dosiskoefficienter for absorberet hud-dosis pr. overfladekoncentration multipliceret med en organvægtfaktor for huden på 0.01.

A.1.2 Eksponeringsscenarier for bygningsmaterialer

EU's anbefalede frigivelsesniveauer for bygningsmaterialer [6, 7] er baseret på et antal simple eksponeringsscenarier, som repræsenterer gennemsnitlige eksponeringssituationer for en kritisk gruppe i befolkningen. Nuklid-specifikke doser er beregnet pr. enhedskoncentration af de radionuklider, der optræder i forbindelse

med dekommissioneringen af nukleare anlæg (Bq/kg for bygningsaffald og Bq/m² for bygninger inden nedrivning).

I beregningerne af strålingsdoser er der anvendt et generelt kildeled, som er baseret på følgende betragtninger. Den største kilde af potentielt kontamineret bygningsaffald kommer fra dekommissioneringen af store kernekraftværker, op til 200 000 tons hovedsagelig i form af beton. Moderne kernekraftværker og oparbejdningsanlæg har typisk et overflade-til-masse-forhold på omkring 1 m²/ton. Mindre anlæg har et tilsvarende forhold på omkring 4 m²/ton men samtidig en meget mindre total mængde bygningsaffald.

I beregningerne er det antaget, at bygninger, der skal frigives, har en materialemængde på 100 000 tons med et overflade-til-masse-forhold på 1 m²/ton, og at nedrivning med efterfølgende frigivelse varer et år. De anvendte beregningsscenarier er vist nedenfor [6, 7].

Ekstern dosis fra γ -stråling

- eksponering under transport af bygningsmaterialer
- eksponering fra deponering af bygningsaffald som fyldmateriale
- eksponering fra beboelse i bygninger, der er opført med genbrugsmaterialer
- eksponering fra konstruktion af veje med genbrugsmaterialer
- eksponering under håndtering og forarbejdning af bygningsmaterialer
- eksponering fra bunker af bygningsaffald
- eksponering under konstruktion af betonelementer

Det mest restriktive eksterne eksponeringsscenario ved genbrug af bygningsmaterialer er eksponering af personale, der deponerer bygningsaffald som fyldmateriale, eller som udfører vejbygning med brug af bygningsaffald.

Intern dosis fra inhalation

- indånding af støv ved håndtering og forarbejdning af bygningsaffald eller ved deponering af bygningsaffald som fyldmateriale
- indånding af støv ved knusning og sortering af bygningsaffald

Det mest restriktive indåndingsscenario er knusning og separering af bygningsaffald. I beregningerne er der anvendt en årlig gennemsnitskoncentration af støv på 5 mg/m³.

Intern dosis fra indtag via munden

- direkte indtag via munden hos legende småbørn (alder 1 - 2 år)
- indtag af grundvand der er forurenet fra deponeret bygningsmaterialer som fyldmateriale
- indtag af grøntsager der dyrkes på jord blandet med bygningsaffald

Beregningerne af doser fra indtag via munden i de tre scenarier omfatter et årligt direkte indtag af 100 gram forurenet materiale for småbørn, et indtag af forurenet drikkevand på 200 kg og 500 kg for henholdsvis børn og voksne fra en brønd placeret nogle hundrede meter fra forurenet materiale og et årligt indtag af 100 kg forurenede grøntsager, der dyrkes på en blanding af jord og forurenet materiale.

Ekstern β -dosis fra kontamination af huden

- eksponering af huden fra deponeret støv på huden hidrørende fra håndtering og bearbejdning af bygningsmaterialer

Beregningen af huddosis er baseret på en vedvarende støvforurening af huden på 0.05 g/cm^2 gennem et arbejdsår på 1800 timer.

A.1.3 Eksponeringsscenarioer for metalgenstande

EU's anbefalede af frigivelsesniveauer for metalgenstande er baseret på to sæt hovedscenarier. Det ene omfatter *håndtering og bearbejdning* af metalgenstande og det andet *direkte genbrug* af frigivne materialer. Scenarierne for håndtering og bearbejdning er inddelt i kategorierne transport, sortering og lagring samt automatisk bearbejdning og manuel bearbejdning.

Beregningerne af strålingsdoser omfatter håndtering og bearbejdning af 10000 tons metalgenstande pr. år. Heraf passerer 4000 tons/år den samme virksomhed, og de resterende 6000 tons/år fordeles på mange forskellige virksomheder. Halvdelen af de 4000 tons/år behandles manuelt, og den anden halvdel behandles automatisk. De forskellige eksponeringer i forbindelse med scenarierne er vist nedenfor [8, 9].

Transport, sortering og lagring af metalgenstande

- ekstern γ -dosis under transport
- inhalation af resuspenderet aktivitet under på- og aflæsning samt sortering

Sortering og på- og aflæsning af metalgenstande kræver væsentlig mindre tid end bearbejdning, og derfor er eksponering via hudkontamination og indtag via munden ikke medtaget i denne kategori.

Manuel bearbejdning af metalgenstande

- ekstern β -huddosis fra kontaminationsoverførsel til huden under håndtering
- intern dosis fra utilsigtet indtag via munden under håndtering
- ekstern γ -dosis under håndtering og bearbejdning
- indåndingsdosis fra resuspenderet aktivitet under forskellige neddelingsprocesser

Beregningen af huddosis er baseret på en overførsel af aktivitet fra metalgenstande til huden, så aktivitetskoncentrationen på huden bliver 1% af overfladekoncentrationen på metallet. Den samme værdi er anvendt til beregning af utilsigtet indtag via munden. Det antages her, at indtaget skyldes overførsel fra hånden til munden med en indtagsrate pr. dag svarende til den aktivitet, der er afsat på 10 cm^2 af hånden.

Automatisk bearbejdning af metalgenstande

- ekstern γ -dosis under forskellige automatiske neddelingsprocesser
- indåndingsdosis fra frigjort aktivitet under neddelingsprocesser

Neddeling af metalgenstande sker ofte ved brug af store automatiske klippemaskiner. Der er ingen direkte håndtering af metalgenstande, og derfor er eksponering via hudkontamination og indtag via munden ikke medtaget i denne kategori.

Direkte genbrug af metalgenstande

- ekstern β -huddosis fra overførsel til huden fra genbrug af udstyr
- intern dosis fra utilsigtet indtag via munden fra genbrug af udstyr
- ekstern γ -dosis fra genbrug af udstyr
- indåndingsdosis fra genbrug af udstyr

Genbrugte metalgenstande omfatter eksempelvis værktøj, kabinetter, værktøjsmaskiner, laboratorieudstyr og køretøjer som gaffeltruck. Ved normal brug kan aktivitet på overflader blive rystet løs og forårsage indåndingsdoser. Det samme kan ske i forbindelse med renovering og reparation. Den frigjorte aktivitet kan derfor forårsage interne doser og huddoser fra aktivitetsoverførsel til huden.

A.1.4 Anbefalede frigivelsesniveauer fra EU

På grundlag af de beregnede nuklid-specifikke doser pr. enhedskoncentration kan de nuklid-specifikke frigivelsesniveauer, Q_{fri} , udtrykt som aktivitetskoncentration, beregnes som:

$$Q_{\text{fri}} = \frac{10^{-5} \text{ Sv/år}}{E/C}$$

hvor E/C er den effektive dosis pr. år pr. enhedskoncentration ($\text{Sv}\cdot\text{år}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) eller ($\text{Sv}\cdot\text{år}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$). I tabel 20 og tabel 21 er for en række udvalgte radionuklider vist EU's anbefalede generelle frigivelsesniveauer samt frigivelsesniveauer for bygninger og metaller [5, 6, 8].

Tabel 20. Anbefalede generelle frigivelsesniveauer fra EU for anvendelse af alle typer faste materialer uanset oprindelse.

Radionuklid	Materialekoncentration [$\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$]
^3H	10^6
^{14}C	10^4
^{36}Cl	10^3
^{55}Fe	10^5
^{60}Co	10^2
^{63}Ni	10^5
^{90}Sr	10^3
^{99}Tc	10^3
^{106}Ru	10^3
^{134}Cs	10^2
^{137}Cs	10^3
$^{152/154}\text{Eu}$	10^2
$^{235/238}\text{U}$	10^3
^{239}Pu	10^2
^{241}Am	10^2

Tabel 21. Anbefalede frigivelsesniveauer fra EU for bygnings- og metalaffald fra dekommissioneringen af nukleare anlæg.

Radionuklid	Bygninger		Omsmeltning af metal		Direkte genbrug af metal [Bq·m ⁻²]
	nedrivning [Bq·m ⁻²]	affald [Bq·kg ⁻¹]	[Bq·m ⁻²]	[Bq·kg ⁻¹]	
³ H	10 ⁸	10 ⁵	10 ⁹	10 ⁶	10 ⁸
¹⁴ C	10 ⁸	10 ⁴	10 ⁷	10 ⁵	10 ⁷
³⁶ Cl	10 ⁶	10 ³	10 ⁶	10 ⁴	10 ⁶
⁵⁵ Fe	10 ⁸	10 ⁶	10 ⁸	10 ⁷	10 ⁷
⁶⁰ Co	10 ⁴	10 ²	10 ⁵	10 ³	10 ⁴
⁶³ Ni	10 ⁹	10 ⁶	10 ⁸	10 ⁷	10 ⁷
⁹⁰ Sr	10 ⁶	10 ³	10 ⁵	10 ⁴	10 ⁵
⁹⁹ Tc	10 ⁶	10 ³	10 ⁷	10 ⁵	10 ⁷
¹⁰⁶ Ru	10 ⁶	10 ³	10 ⁵	10 ³	10 ⁵
¹³⁴ Cs	10 ⁵	10 ²	10 ⁵	10 ³	10 ⁴
¹³⁷ Cs	10 ⁵	10 ³	10 ⁶	10 ³	10 ⁵
^{152/154} Eu	10 ⁵	10 ²	10 ⁵	10 ³	10 ⁴
^{235/238} U	10 ⁵	10 ³	10 ⁴	10 ³	10 ⁴
²³⁹ Pu	10 ⁴	10 ²	10 ³	10 ³	10 ³
²⁴¹ Am	10 ⁴	10 ²	10 ³	10 ³	10 ³

Frigivelsesniveauerne for overfladekoncentration (Bq/m²) gælder total aktivitet, dvs. summen af fastsiddende og løstsiddende aktivitet.

A.2 Strålingsdoser

De anbefalede frigivelsesniveauer fra EU vist i tabel 21 er afledt på grundlag af en lang række eksponeringsscenarioer. Det mest kritiske scenario for hver radionuklid, der enten giver anledning til en effektiv dosis på 0.01 mSv/år eller en huddosis på 50 mSv/år, anvendes til beregning af nuklid-specifikke frigivelsesniveauer.

Ud over begrænsningen af de individuelle doser skal der ifølge EU BSS [3] foretages en optimering af beskyttelsen ved en frigivelse, hvis den kollektive dosis overskrider 1 person·Sv/år. For både bygningsgenbrug og -nedrivning samt for genbrug og genanvendelse af metalgenstande er der foretaget beregninger af den kollektive dosis [6, 8]. For stort set alle radionuklider er den kollektive dosis væsentligt mindre end 1 person·Sv/år, og derfor er optimering af beskyttelsen i forbindelse med frigivelse ikke nødvendig.

Kontrol af overholdelse af frigivelsesniveauerne vil i praksis betyde, at kun en lille del af det kontrollerede affald vil indeholde koncentrationer i nærheden af frigivelsesniveauerne, resten vil indeholde langt mindre. De årlige mængder fra dekommissioneringen af Risøs nukleare anlæg er også væsentligt mindre end de årlige mængder, der danner grundlaget for EU's anbefalede frigivelsesniveauer. Da de anvendte scenarier endvidere er yderst konservative, vil eventuelle doser fra genanvendelse af frigivne materialer og bygninger fra dekommissioneringen af de nukleare anlæg på Risø-området i gennemsnit næppe overstige en brøkdel af 0.01 mSv/år. Tilsvarende vil de kollektive dosis næppe overstige en lille brøkdel af 1 person·Sv/år.

B Strålingsdoser fra områder

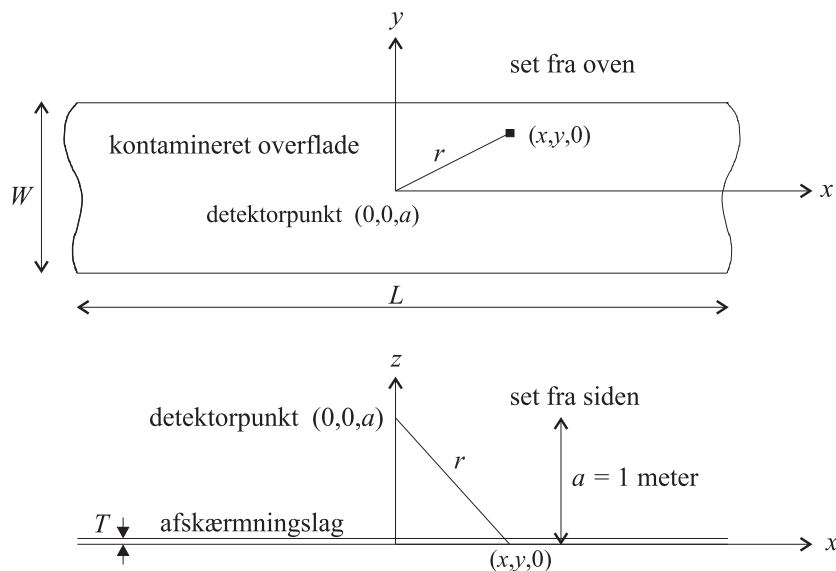
EU har ikke anbefalet værdier af frigivelsesniveauer for landområder. Disse kan beregnes ud fra det generelle frigivelseskriterium på 0.01 mSv/år og beregnede individdoser fra forurenede områder. Beregning af doser til enkeltpersoner i befolkningen fra forurenede bygninger eller forurenede landområder kræver matematiske modeller, der beskriver de forskellige eksponeringsveje og de resulterende strålingsdoser. Der kan anvendes simple generiske modeller eller mere specifikke modeller, der anvender lokale data for området.

I det efterfølgende er der givet en beskrivelse af de anvendte modeller til beregning af eksterne strålingsdoser fra forurenede bygninger og eksterne og interne strålingsdoser fra forurenede landområder [21, 22].

B.1 Bygninger

Eksponering af enkeltpersoner i befolkningen fra frigivelse af bygninger afhænger af, hvad der sker med bygningerne efter frigivelsen. Der er her to muligheder, enten bliver bygningerne anvendt til andre formål (eksempelvis bolig, fabrik, lager, værksted, museum etc.), eller også bliver de revet ned, og det frembragte bygningsaffald bliver genbrugt eller anvendt som fyldmateriale (jf. afsnit A.1). For gamma-emittere som ^{60}Co og ^{137}Cs er det oftest den eksterne eksponering, der er bestemmende for frigivelsesniveauet for bygninger, hvorimod intern eksponering normalt er bestemmende, når det drejer sig om eksempelvis ^{90}Sr og aktinider.

Deponeret aktivitet på indre overflader i en bygning vil give anledning til ekstern eksponering af de personer, der opholder sig bygningen. Eksponeringen vil afhænge af opholdstiden og den radioaktive forurenings størrelse og sammensætning. Figur 17 viser geometrien for eksponeringen fra en kontamineret rektangulær overflade, der eventuelt kan være dækket af et afskærmende lag.



Figur 17. Geometrien for eksponering fra en homogen fordelt aktivitet på en rektangulær flade, der kan være dækket af et afskærmningslag. Detektorpunktet er placeret over midten af det rektangulære areal.

Kermahastigheden, \dot{K} , i luft midt over en rektangulær overflade fra deponeret aktivitet på overfladen med bredden W , længden L og overfladekoncentrationen S_0 kan beregnes af [21]:

$$\dot{K} = E \cdot \left(\frac{\mu_{en}}{\rho} \right) \frac{S_0}{\pi} \int_{x=0}^{\frac{L}{2}} \int_{y=0}^{\frac{W}{2}} \frac{B(\sum \mu \ell) \cdot e^{-\sum \mu \ell}}{r^2} \cdot dy \cdot dx$$

hvor μ_{en}/ρ er masse-energi-absorptionskoefficienten for luft, $B(\sum \mu \ell)$ er dosis build-up faktoren, E er fotonenergien, og $\sum \mu \ell$ (funktion af r, T, a) er summen af absorptionslængderne af de forskellige materialer, som fotonerne trænger igennem.

Den grundlæggende geometri på figur 17 er anvendt til beregning individuelle doser til personer ved indendørs ophold i lokaler, der er kontaminerede på alle af lokalets seks overflader. Effektive dosishastigheder 1 meter over gulvet midt i et lokale med bredde \times længde \times højde på $3 \times 4 \times 2.5 \text{ m}^3$ er vist i tabel 22 for udvalgte radionuklider. For at tage hensyn til vinduer og den afskærmende virkning af møbler er der kun regnet med eksponering fra to af de fire vægge ($4 \times 2.5 \text{ m}^2$).

Tabel 22. Effektiv dosishastighed fra ekstern γ -stråling fra overfladekontamination på indendørs arealer. Dosishastigheden er angivet i et punkt, der ligger 1 meter over gulvet midt i lokalet med dimensionerne $3 \times 4 \times 2.5 \text{ m}^3$.

Radionuklid	Effektiv dosishastighed [Sv·h ⁻¹ /Bq·m ⁻²]
⁶⁰ Co	$4.0 \cdot 10^{-12}$
¹³⁷ Cs	$1.0 \cdot 10^{-12}$

Dosis pr. år fra anvendelsen af bygninger til beboelse, hvor bygningens indre overflader er jævnt kontamineret med ¹³⁷Cs, kan beregnes til:

$$\begin{aligned} E &= 1.0 \cdot 10^{-12} \text{ Sv} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{Bq}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot 0.33 \cdot 4000 \text{ h} \cdot \text{år}^{-1} \\ &\cong 1.3 \cdot 10^{-9} \text{ Sv} \cdot \text{år}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{m}^{-2} \end{aligned}$$

hvor faktoren 0.33 tager hensyn til, at den faktiske fordeling af aktiviteten på et rums overflader i gennemsnit antages at udgøre 1/3 af frigivelsesniveauet [7].

En ekstern dosis på 0.01 mSv/år til den kritiske gruppe vil svare til følgende overfladeforurening for ¹³⁷Cs:

$$\begin{aligned} Q_{\gamma, \text{Cs}} &= \frac{10 \cdot 10^{-6} \text{ Sv} \cdot \text{år}^{-1}}{1.3 \cdot 10^{-9} \text{ Sv} \cdot \text{år}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}} \\ &\cong 8000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2} \end{aligned}$$

Tabel 23 viser beregnede niveauer af overfladeforureningen for ⁶⁰Co og ¹³⁷Cs svarende til en effektiv dosis på 0.01 mSv/år.

Tabel 23. Indendørs overfladeforurening svarende til en effektiv dosis på 0.01 mSv/år fra ekstern γ -stråling.

Radionuklid	Overfladeforurening [Bq·m ⁻²]
⁶⁰ Co	$2 \cdot 10^3$
¹³⁷ Cs	$8 \cdot 10^3$

De beregnede værdier i tabel 23 er af samme størrelsesorden som de anbefalede frigivelsesniveauer fra EU for genbrug af bygninger på 10000 Bq/m² for både ⁶⁰Co og ¹³⁷Cs [6].

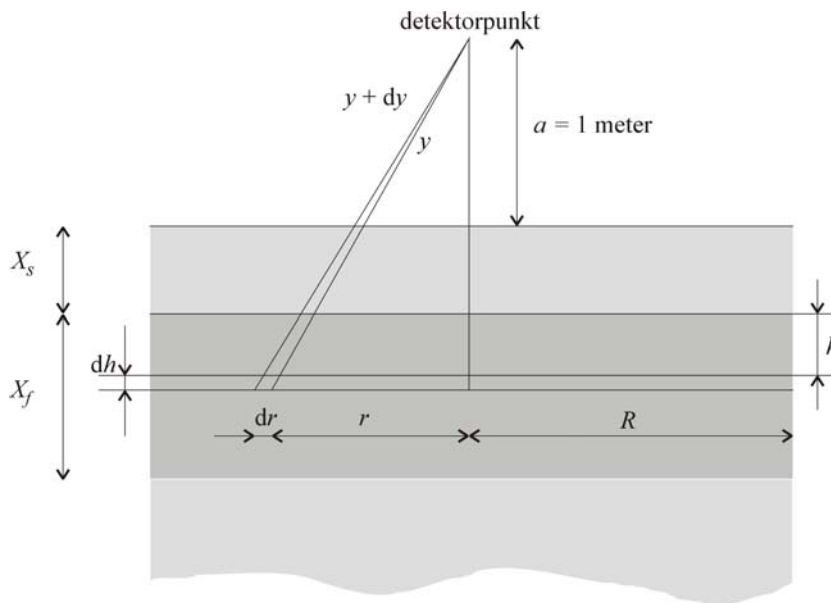
B.2 Landområder

Dosisbindingen for fastsættelse af frigivelsesniveauer for bygninger og materialer på 0.01 mSv/år kan ligeledes bruges til at fastsætte frigivelsesniveauer for kontamineret land omkring anlægget. Hvis landområdet skal anvendes til f. eks. beboelse eller til industriel virksomhed, er ekstern stråling den dominerende eksponeringsvej. Intern eksponering fra producerede landbrugsprodukter vil derimod være dominerende ved anvendelse af området til landbrugsformål. Da man imidlertid ikke ved, hvorledes et frigivet landområde vil blive anvendt i fremtiden, skal frigivelsesniveauet baseres på det anvendelsesscenario, der giver de største doser.

B.2.1 Ekstern eksponering

Radioaktive stoffer, der er afsat på jordoverflader, vil give anledning til en ekstern eksponering af de personer, der opholder i området. Eksponeringen vil afhænge af opholdstiden og den radioaktive forurenings størrelse og sammensætning.

Efter at radioaktive stoffer er blevet deponeret på jordoverflader vil stofferne gradvis trænge ned i jorden under indflydelse af vejrliget og de biologisk/mekaniske processer i jorden. Herved vil strålingsfeltet blive svækket som følge af absorption af γ -strålingen i jorden. På tilsvarende måde vil en pløjning af jorden kunne fordele aktiviteten i pløjelaget (normalpløjning) eller flytte de øverste få centimeter ned under et afskærmende lag jord (dybdepløjning). Den vertikale fordeling vil i de tre tilfælde blive forskellig. Ved naturlig migration vil den vertikale fordeling tilnærmelsesvis blive eksponentiel. Ved en normal pløjning vil den vertikale fordeling blive tilnærmelsesvis homogen i pløjelaget, og ved dybdepløjningen vil aktiviteten blive flyttet ned under et ikke-forurenat jordlag (dæklag).



Figur 18. Lodret snit af geometrien for en homogen fordelt aktivitet i et cirkulært volumen med tykkelsen, X_f , der er dækket af materiale med tykkelsen, X_s . Detektorpunktet er placeret over centrum af det cylindriske volumen.

I de efterfølgende beregninger antages to forskellige vertikale fordelinger af aktiviteten i jorden, en *homogen fordeling* og en *eksponentialfordeling*. Overfladekoncentrationen på deponeringstidspunktet er S_0 , og det antages, at koncentrationen er konstant inden for en afstand omkring detektorpunktet på 3 - 4 middelvejlængder for fotoner i luft. Figur 18 viser geometrien for eksponeringen fra en volumenkilde i jorden, over hvilken der er anbragt et lag ikke-aktivt jord. I beregningerne af

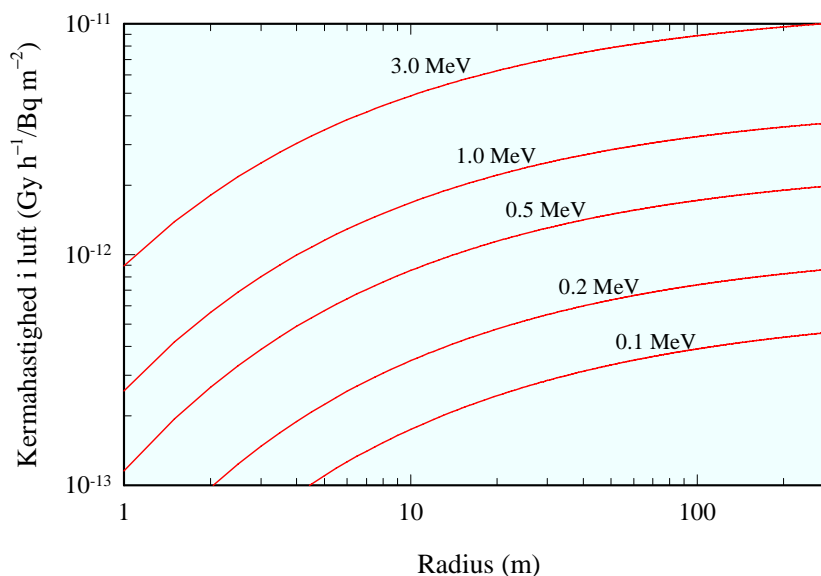
strålingsfelter fra aktivitet i jorden er der anvendt den målte grundstofsammensætning af Risø-jord [21].

Den homogene fordeling vil være repræsentativ for dyrkede landbrugsarealer, hvor de årlige pløjninger efterhånden vil give en helt jævn aktivitetsfordeling i de øverste 25 - 30 cm af jorden (pløjelaget). Kermahastigheden, \dot{K} , i luft kan for den homogene fordeling beregnes af [21]:

$$\dot{K} = E \cdot \left(\frac{\mu_{en}}{\rho} \right) \frac{S_0}{2 \cdot X_f} \int_{h=0}^{X_f} \int_{y=a+X_s+h}^{\sqrt{R^2+(a+X_s+h)^2}} B(\Sigma\mu\ell) \cdot e^{-\Sigma\mu\ell} \cdot \frac{dy}{y} \cdot dh$$

hvor μ_{en}/ρ er masse-energi-absorptionskoefficienten for luft, $B(\Sigma\mu\ell)$ er dosis build-up faktoren, $\Sigma\mu\ell$ (funktion af y, h, X_s, a) er summen af absorptionslængderne af de forskellige materialer, som fotonerne trænger igennem, E er fotonenergien, og R er radius af overfladen.

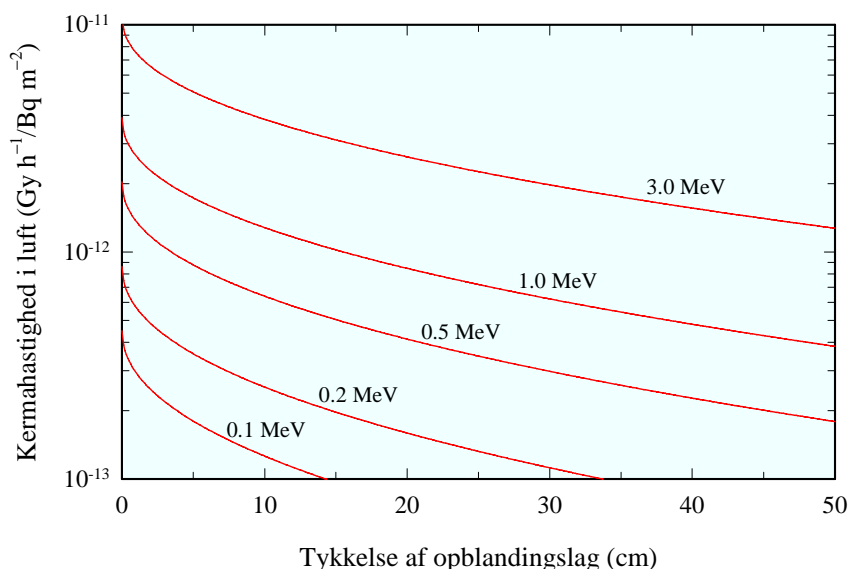
Figur 19 viser, hvorledes kermahastigheden vil vokse med voksende radius af en cirkulær fladekilde med en homogen fordelt aktivitet. Det fremgår af figur 19, at med detektorpunktet placeret i midten af arealet 1 meter over overfladen, vil bidraget til kermahastigheden fra deponeret aktivitet længere væk end 300 meter være forsvindende.



Figur 19. Kermahastighed i luft 1 meter over deponeret aktivitet på en cirkulær overflade. Tykkelserne X_s og X_f er begge lig med nul.

Hvis den deponerede aktivitet med overfladekoncentrationen, S_0 , opblandes homogent i et jordlag med tykkelsen, X_f , vil kermahastigheden aftage med voksende tykkelse af blandingslaget. Dette skyldes, at de udsendte fotoner vil gennemtrænge en større materialetykkelse, med en deraf følgende større sandsynlighed for at blive absorberet i jorden.

Koncentrationen i jorden ved en opblanding i laget X_f bliver S_0/X_f Bq·m⁻³. Kermahastighedens afhængighed af blandingslagets tykkelse er vist på figur 20. Det ses på figuren, at et blandingslag på 25 cm jord vil reducere kermahastigheden fra ¹³⁷Cs 1 meter over jordoverfladen med ca. en faktor 5. Tilsvarende vil et blandingslag på 50 cm jord reducere kermahastigheden fra ¹³⁷Cs med ca. en faktor 10.



Figur 20. Kermahastighed i luft fra deponeret aktivitet på en cirkulær overflade. Efter deponeringen er aktiviteten opblandet homogent i et jordlag med tykkelsen X_f . Tykkelsen af dæklaget, X_s , er nul. Radius R i den horisontale udstrækning af den deponerede aktivitet er større end 300 meter, hvilket svarer til en "uendelig" udstrækning.

Den effektive γ -dosishastighed udendørs én meter over en 1000 m² fladekilde med en initial overfladekoncentration, der er homogent fordelt i de øverste 25 cm af jordlaget (pløjelaget) kan beregnes på grundlag af kermahastigheden i luft fra denne aktivitetsfordeling. Beregnede effektive dosishastigheder er vist i tabel 24 for udvalgte radionuklider.

Tabel 24. Effektiv dosishastighed fra ekstern γ -stråling 1 meter over en 1000 m² overflade med aktiviteten fordelt homogent i de øverste 25 cm af jordlaget.

Radionuklid	Effektiv dosishastighed [Sv·h ⁻¹ /Bq·m ⁻²]
⁶⁰ Co	2.1·10 ⁻¹²
⁶⁵ Zn	5.0·10 ⁻¹³
¹⁰⁶ Ru/Rh	1.8·10 ⁻¹³
¹³⁴ Cs	1.3·10 ⁻¹²
¹³⁷ Cs	5.0·10 ⁻¹³
¹⁴⁴ Ce	4.3·10 ⁻¹⁴

Den årlige dosis fra en jævnt fordelt aktivitet i de øverste 25 cm af jordlaget fra en initial overfladekontamination af ¹³⁷Cs kan beregnes til:

$$\begin{aligned}
 E &= 5.0 \cdot 10^{-13} \text{ Sv} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{Bq}^{-1} \cdot \text{m}^2 \cdot 8760 \text{ h} \cdot \text{år}^{-1} \cdot 0.2 \\
 &\cong 8.8 \cdot 10^{-10} \text{ Sv} \cdot \text{år}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}
 \end{aligned}$$

Der er i den viste beregning anvendt en tidsmidlet afskærmningsfaktor på 0.2, der tager hensyn til bygningers afskærmende virkning og personers gennemsnitlige indendørs/udendørs opholdstid.

En ekstern dosis på 0.01 mSv/år til den kritiske gruppe vil svare til følgende overfladeforurening for ¹³⁷Cs:

$$Q_{\gamma, \text{Cs}} = \frac{10 \cdot 10^{-6} \text{ Sv} \cdot \text{år}^{-1}}{8.8 \cdot 10^{-10} \text{ Sv} \cdot \text{år}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}}$$

$$\cong 11400 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$$

Tabel 25 viser beregnede niveauer af overfladeforureningen for en række udvalgte radionuklider svarende til en effektiv dosis på 0.01 mSv/år fra ekstern γ -stråling fra forureningen.

For ^{90}Sr er γ -dosishastigheden meget lille og udgøres af bremsestråling fra ^{90}Y . Man behøver derfor ikke at tage hensyn til ekstern stråling fra $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ i strontium-forurenede landområder.

Tabel 25. Overfladeforurening svarende til en effektiv dosis på 0.01 mSv/år fra ekstern γ -stråling.

Radionuklid	Overfladeforurening [Bq·m ⁻²]
^{60}Co	$2.7 \cdot 10^3$
^{65}Zn	$1.1 \cdot 10^4$
$^{106}\text{Ru/Rh}$	$3.2 \cdot 10^4$
^{134}Cs	$4.4 \cdot 10^3$
^{137}Cs	$1.1 \cdot 10^4$
^{144}Ce	$1.3 \cdot 10^5$

Deponeret materiale vil på uforstyrrede (udyrkede) arealer trænge ned i jorden under indflydelse af nedbør og biologisk aktivitet i jorden. Nedtrængningshastigheden vil afhænge dels af grundstofsammensætningen af jorden og dels af arten af det deponerede materiale (grundstof, kemisk forbindelse). For en sådan fordeling kan man bestemme en "halveringsdybde" af jordlaget, $H_{\frac{1}{2}}$, som er den dybde, hvor aktivitetskoncentrationen er halveret i forhold til koncentrationen i overfladen. Aktivitetsfordelingen kan beskrives som:

$$Q(h) = \lambda \cdot S_0 \cdot e^{-\lambda h} = \frac{\ln(2)}{H_{\frac{1}{2}}} \cdot S_0 \cdot e^{-\ln(2) \cdot h / H_{\frac{1}{2}}}$$

Kermahastigheden, \dot{K} , fra området med radius R bliver:

$$\dot{K} = E \cdot \left(\frac{\mu_{en}}{\rho} \right) \frac{\lambda \cdot S_0}{2} \int_{h=0}^{\infty} \int_{y=a+h}^{\sqrt{R^2+(a+h)^2}} B(\Sigma\mu\ell) \cdot e^{-\Sigma\mu\ell} \cdot \frac{dy}{y} \cdot e^{-\lambda h} \cdot dh$$

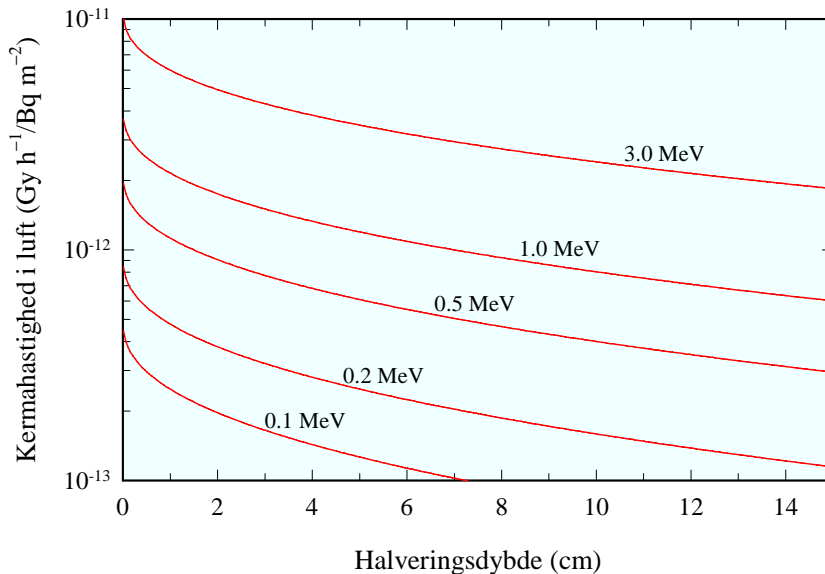
For uforstyrrede jorde omkring Risø har 30 års målinger vist følgende sammenhæng mellem halveringsdybden, $H_{\frac{1}{2}}$, og tiden, t , for deponeret ^{137}Cs fra de atmosfæriske kernevåbensprængninger i 50'erne og 60'erne [23]:

$$H_{\frac{1}{2}} = 1.3 \text{ cm} \cdot \text{år}^{-\frac{1}{2}} \cdot \sqrt{t}$$

På figur 21 er vist, hvorledes kermahastigheden aftager med voksende halveringsdybde. Hvis den fundne sammenhæng mellem halveringsdybde og tid for ^{137}Cs på uforstyrrede jorde i Danmark anvendes, kan x -aksen på figur 21 ændres til tid målt i år (for cesium) ved at erstatte værdierne af $H_{\frac{1}{2}}$ målt i cm med $0.6 \cdot H_{\frac{1}{2}}^2$.

For ^{137}Cs kan man på grundlag af den fundne relation mellem halveringsdybden, $H_{\frac{1}{2}}$, og tiden, t , siden deponeringen beregne reduktionen i kermahastigheden som funktion af tiden. For uforstyrrede jorde i Danmark vil kermahastigheden over en uendelig fladekilde aftage med faktoren $t^{-0.22}$ som følge af migration for værdier af t på 0.15 - 100 år. Hertil kommer reduktionen som følge af radioaktivt henfald.

Halveringsdybden for ^{137}Cs er efter 40 år omkring 10 cm. Det fremgår af figur 21, at kernemastigheden fra ^{137}Cs for en halveringsdybde, $H_{\frac{1}{2}}$, på 10 cm er nogenlunde af samme størrelse som kernemastigheden for en homogen opblanding af ^{137}Cs i et pløjelag, X_f , på 20 - 25 cm.



Figur 21. Kernemastighed i luft fra deponeret aktivitet på en cirkulær overflade. Efter deponeringen er den vertikale fordeling eksponentiel, specificeret ved halveringsdybden, $H_{\frac{1}{2}}$. Radius R i den horisontale udstrækning af den deponerede aktivitet er større end 300 meter, hvilket svarer til en "uendelig" udstrækning.

B.2.2 Intern eksponering

Radioaktive stoffer, som er blevet spredt i omgivelserne, kan forurene de levnedsmidler, der produceres i det forurenede område. De mængder, der når frem til kosten, vil - afhængig af stoffernes kemiske og fysiske egenskaber, og af hvor og hvornår de indføres i naturens kredsløb - kunne variere med flere størrelsesordener. Transporten gennem de forskellige biologiske systemer sker via fødekæderne. Af sættes det radioaktive materiale på markerne, vil afgrøderne kunne blive direkte kontamineret. Nogle stoffer vil desuden kunne trænge ned i jorden og optages i planterne via deres rodnet.

Overførslen af aktivitet fra en forurenede jord- eller havoverflade til en given type af fødemiddel kan beskrives ved såkaldte overføringsfaktorer. Overføringsfaktoren, OF , angiver for en given radionuklid forholdet mellem ligevægtskoncentrationen, C_{∞} , i det betragtede fødemiddel (mælk, kød, fisk etc.) og mængden af tilført aktivitet pr. areal- og tidsenhed, \dot{Q} . Der opnås ligevægt efter et tidsrum, der er bestemt af tidskonstanterne for aktivitetsoptaget i den betragtede fødekæde.

Dosis fra et givet indtag af fødevarer kan beregnes på grundlag af forbruget pr. tidsenhed, M , af det betragtede fødemiddel og dosis pr. indtaget aktivitet, $e_{ing}(50)$. Den committede effektive indviddosis pr. tidsenhed bliver da:

$$\dot{E}(50) = C_{\infty} \cdot M \cdot e_{ing}(50) = OF \cdot \dot{Q} \cdot M \cdot e_{ing}(50)$$

Er der tale om en engangsdeponering, bliver den totale committede dosis, $E(50)$, fra mange års spising af fødemidler, som år efter år produceres i det forurenede område, numerisk lig med den årlige ligevægtsdosis, når den deponerede engangsaktivitet, Q , er numerisk lig med den kontinuerlige deponeringsrate, \dot{Q} .

Overføringsfaktorer for fire af de dominerende fødevarergrupper i den danske kost er vist i tabel 26, og det årlige gennemsnitsforbrug af disse fødevarer er vist i tabel 27.

Tabel 26. Overføringsfaktorer, OF , for de dominerende fødevarer i dansk kost.

Radionuklid	Overføringsfaktorer, OF [$Bq \cdot \text{år} \cdot \text{kg}^{-1} / Bq \cdot \text{m}^{-2}$]			
	Mælk	Oksekød	Kornprodukter	Grøntsager
^{60}Co	$2.3 \cdot 10^{-3}$	$9.3 \cdot 10^{-4}$	$2.2 \cdot 10^{-3}$	$1.6 \cdot 10^{-4}$
^{90}Sr	$3.9 \cdot 10^{-3}$	$1.4 \cdot 10^{-3}$	$3.0 \cdot 10^{-2}$	$3.0 \cdot 10^{-3}$
^{137}Cs	$5.7 \cdot 10^{-3}$	$2.7 \cdot 10^{-2}$	$3.5 \cdot 10^{-2}$	$4.0 \cdot 10^{-3}$
$^{152/154}\text{Eu}$	$2.1 \cdot 10^{-5}$	$1.3 \cdot 10^{-3}$	$2.8 \cdot 10^{-4}$	$1.1 \cdot 10^{-4}$
^{239}Pu	$2.6 \cdot 10^{-6}$	$1.4 \cdot 10^{-4}$	$1.8 \cdot 10^{-4}$	$1.6 \cdot 10^{-5}$

Hvis det forurenede område anvendes til produktion af mælk, oksekød, kornprodukter og grøntsager, og det samtidigt forudsættes, at brøkdelen f af det årlige fødevarerforbrug for den kritiske gruppe kommer fra dette område, kan den totale committede, effektive dosis fra dette forbrug og for en given radionuklid beregnes som:

$$\frac{E(50)}{Q} = \sum_{\text{fødevarer}, i} OF_i \cdot M_i \cdot e_{ing,i}(50) \cdot f_i$$

Den tidsmæssige fordeling af den totale dosis afhænger af den pågældende nuklid.

Tabel 27. Gennemsnitligt forbrug, M , af de dominerende fødevarer i Danmark fordelt på aldersgrupper.

Aldersgruppe	Gennemsnitligt fødevarerforbrug, M [$\text{kg}/\text{år}$]			
	Mælk	Oksekød	Kornprodukter	Grøntsager
1 - 6 år	186	61	45	18
7 - 14 år	202	78	73	36
15 - 80 år	128	77	84	42

Tabel 28 viser beregnede værdier af den totale committede, effektive dosis, $E(50)$, til voksne, normeret til forureningsniveauet, Q . I beregningerne er der konservativt anvendt en værdi af f på 10%.

Tabel 28. Total committet, effektiv dosis fra indtag gennem mange år af mælk, oksekød, kornprodukter og grøntsager produceret på forurenede områder.

Radionuklid	Total committet, effektiv dosis [$\text{Sv}/Bq \cdot \text{m}^{-2}$]
^{60}Co	$1.8 \cdot 10^{-10}$
^{90}Sr	$8.7 \cdot 10^{-9}$
^{137}Cs	$6.4 \cdot 10^{-9}$
$^{152/154}\text{Eu}$	$1.8 \cdot 10^{-11}$
^{239}Pu	$5.4 \cdot 10^{-10}$

Den årlige dosis fra indtag af fødevarer, der produceres i et forurenede område, vil aftage med tiden som følge af radioaktivt henfald og migration af de deponerede radionuklider, hvorved koncentrationen i de dyrkede afgrøder reduceres med tiden. Det antages i det efterfølgende, at den gennemsnitlige årlige committede, effektive dosis fra indtag af forurenede fødevarer er 10% af den totale committede, effektive dosis fra mange års indtag af disse fødevarer.

Tabel 29. Overfladeforurening svarende til en gennemsnitlig committet, effektiv dosis på 0.01 mSv/år fra indtag af mælk, oksekød, kornprodukter og grøntsager produceret i et forurenede område.

Radionuklid	Overfladeforurening [Bq·m ⁻²]
⁶⁰ Co	5.7·10 ⁵
⁹⁰ Sr	1.1·10 ⁴
¹³⁷ Cs	1.6·10 ⁴
^{152/154} Eu	5.7·10 ⁶
²³⁹ Pu	1.9·10 ⁵

En committet, effektiv dosis på 0.01 mSv pr. år fra indtag af forurenede fødevarer (mælk, oksekød, kornprodukter og grøntsager) hos den kritiske gruppe vil svare til følgende overfladeforurening for ¹³⁷Cs:

$$Q_{\text{føde, Cs}} = \frac{10 \cdot 10^{-6} \text{ Sv} \cdot \text{år}^{-1}}{0.1 \cdot 6.4 \cdot 10^{-9} \text{ Sv} \cdot \text{år}^{-1} / \text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}}$$

$$\cong 16000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-2}$$

Tabel 29 viser beregnede niveauer af overfladeforureningen for en række udvalgte radionuklider svarende til en årlig committet, effektiv dosis på 0.01 mSv fra indtag af fødevarer produceret i det forurenede område.

B.2.3 Eksponeringsscenarier og frigivelsesniveauer

Frigivelsesniveauet for en given radionuklid kan bestemmes på grundlag af de beregnede overfladeforureninger, Q_i , der for hver eksponeringsvej giver anledning til en årlig dosis på 0.01 mSv/år:

$$Q_{\text{fri}} = \frac{1}{\sum_i 1/Q_i}$$

For ¹³⁷Cs kan man således beregne et frigivelsesniveau til $1/(1/11400 + 1/16000) \cong 6600 \text{ Bq/m}^2$ (jf. tabellerne 25 og 29), idet den kritiske gruppe både udsættes for ekstern og intern eksponering fra ¹³⁷Cs. Da der kun er en eksponeringsvej for ⁹⁰Sr, kan frigivelsesniveauet for denne radionuklid sættes til 11000 Bq/m^2 , da den kritiske gruppe kun udsættes for eksponering via forurenede fødevarer. Tabel 30 viser eksempler på beregnede frigivelsesniveauer for ⁶⁰Co, ⁹⁰Sr og ¹³⁷Cs.

Tabel 30. Eksempler på beregnede frigivelsesniveauer i form af overfladekontamination på udendørs arealer ud fra en kombineret ekstern og intern eksponering på 0.01 mSv/år til den kritiske gruppe.

Radionuklid	Frigivelsesniveauer [Bq·m ⁻²]
⁶⁰ Co	2700
⁹⁰ Sr	11000
¹³⁷ Cs	6600

B.3 Usikkerheder på modelberegninger

Modelberegninger af sammenhængen mellem forureningsniveauer og indviddoser til kritiske grupper udgør grundlaget for at kunne bestemme frigivelsesniveauer for bygninger og landområder. Resultaterne fra beregningerne med de her anvendte matematiske dosismodeller er forbundet med usikkerheder. Disse usikkerheder kan i store træk inddeles i usikkerheder, der er forbundet med modellens beskrivelse af virkeligheden (egenusikkerheder), og usikkerheder på fastsættelsen af værdier for forskellige parametre, der indgår i modellerne.

De væsentligste usikkerheder i forbindelse med dosisberegningerne i denne rapport for den kritiske gruppe er følgende:

- (1) Der er ikke taget hensyn til radioaktivt henfald ved beregning af ekstern dosis i det første år (og alle følgende år) efter frigivelsen af bygninger/landområder.
- (2) Den individuelle dosis fra indtag af radioaktivt forurenede fødevarer det første år (og alle følgende år) er sat lig med 10% af 'dose commitment', der er tidsintegreret til uendelig.
- (3) Det antages, at den kritiske gruppe dækker 10% af sit årlige forbrug af mælk, kornprodukter, oksekød og grøntsager med lokalt dyrkede produkter og samtidig eksponeres med ekstern stråling.
- (4) De anvendte overføringsfaktorer fra deponeret aktivitet til forskellige fødevarer er bestemt på grundlag af forholdsvis "friske" deponeringer.

Disse usikkerheder vil alle medføre overvurderede doser og dermed konservative værdier af de beregnede forureningsniveauer pr. årlig enhedsdosis.

ad 1

Indviddoserne fra ekstern eksponering overvurderes herved, og de beregnede forureningsniveauer pr. enhedsdosis bliver mindre, end hvis henfald var medtaget. Det har imidlertid kun betydning for kortlivede radionuklider.

ad 2

De individuelle doser fra indtag af forurenede fødevarer det første år vil for radionuklider med en effektiv halveringstid større end ca. 6 år være mindre end 10% af den til uendeligt tidsintegrerede dosis. For radionukliderne ^{137}Cs og ^{90}Sr bliver første års indviddosis overvurderet med ca. en faktor 4 og endnu mere de følgende år.

ad 3

En lokal produktion på 10% af et års forbrug af de væsentligste fødevarer lader sig næppe gøre med den forudsatte arealstørrelse (1000 m²). Indviddoserne vil derfor være overvurderede.

ad 4

Områder med en eventuel forurening, der er meget "gammel", kan have væsentligt mindre overføringsfaktorer end områder med en forurening af nyere dato. Dette skyldes, at en større del af en oprindelige forurening kan være blevet bundet i jorden efter lang tid. Derfor kan de beregnede doser fra indtag af fødevarer, der påbegyndes produceret i områder, der har været forurenede i mange år, være væsentlig mindre end for en tilsvarende produktion af fødevarer i områder med en forholdsvis frisk forurening.

Ud fra ovenstående betragtninger konkluderes det, at de beregnede doser fra kombineret intern og ekstern eksponering i forurenede landområder er overvurderede, og at de beregnede forureningsniveauer pr. enhedsdosis derfor kan betragtes som meget konservative.

Title and author(s)**Clearance of materials, buildings and land with low content of radioactive materials****Methodology and documentation (In Danish)**Per Hedemann Jensen, Bente Lauridsen
Jens Søgaard-Hansen, Lisbeth Warming

ISBN

87-550-2970-1; 87-550-2972-8 (Internet)

ISSN

0106-2840

Dept. or groupSection of Applied Health Physics
Department of Risø Decommissioning

Date

June 2003

Journal No.

RD-2003-470-11

Project/contract No.

Pages

88

Tables

30

Illustrations

21

References

23

Abstract (Max. 2000 char.)

The concepts and methods of clearance of materials originating from the decommissioning of the nuclear facilities at Risø National Laboratory are described as well as procedures for clearance of buildings and land. The recommendations from international organisations as well as national regulation on clearance are presented. Methods for characterisation and separation of waste being candidate for clearance are presented. Different methodologies for determining the content of radionuclides in candidate waste for clearance are discussed, and the need for and construction of a low-level laboratory for activity analyses in both bulky and less bulky subjects is described. Laboratory analyses, documentation of results and education of health physics personnel is presented.

Descriptors INIS/EDB

DECOMMISSIONING; LABORATORIES; LOW-LEVEL RADIOACTIVE WASTES; NUCLEAR FACILITIES; QUALITY ASSURANCE; RADIATION DOSES; RADIATION MONITORING; RADIATION PROTECTION; RECYCLING; REGULATIONS; REPORTING REQUIREMENTS; RISOE NATIONAL LABORATORY; SOLID WASTES; WASTE MANAGEMENT



Mission

At fremme en værdiskabende og miljømæssigt forsvarlig teknologisk udvikling inden for energi, industriel teknologi og bioproduktion gennem forskning, innovation og rådgivning.

Vision

Risøs forskning **flytter grænser** for forståelsen af naturens processer og sammenhænge helt ned til den molekulære nanoskala.

Resultaterne **sætter trend** for udviklingen af bæredygtige teknologier inden for energi, industri og bioteknologi.

Indsatsen **gavner** det danske samfund og fører frem til nye industrier i milliardklassen.

ISBN 87-550-2970-1

ISBN 87-550-3972-8 (Internet)

ISSN 0106-2840

Forskningscenter Risø
Afdelingen for Informationsservice
Postboks 49
4000 Roskilde
Telefon 4677 4004
risoe@risoe.dk
Fax 4677 4013
Website www.risoe.dk