



THULE-ULYKKEN

Vurdering af stråledoser fra
radioaktiv forurening af landjorden

2011

Thule-ulykken – Vurdering af stråledoser fra radioaktiv forurening af landjorden

© Sundhedsstyrelsen, 2011

Sundhedsstyrelsen
Islands Brygge 67
2300 København S
www.sst.dk

Redigeret af chefkonsulent Kaare Ulbak, Statens Institut for Strålebeskyttelse, Knapholm 7, 2730 Herlev

Emneord: Grønland, Thule, plutonium, ulykke, forurening, stråledoser, risikovurdering
Kategori: Faglig rådgivning
Sprog: Dansk

Version: 1.0
Versionsdato: 1. november 2011
Format: pdf

Elektronisk ISBN: 978-87-7104-234-4
Den trykte versions ISBN: 978-87-7104-235-1

Forsidefoto: Svend K. Olsen
Tryk og layout: Rosendahls - Schultz Grafisk A/S, Herstedvang 10-12, 2620 Albertslund

Udgivet af Sundhedsstyrelsen, december 2011.

Brug gerne citater fra publikationen med tydelig kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Resumé	6
1 Baggrund	10
2 Principper og kriterier for strålebeskyttelse	12
2.1 ICRP-anbefalinger	12
2.2 Referenceniveau for Thule-ulykken	14
3 Radioaktive stoffer, eksponeringsveje og metoder til dosisberegning	16
3.1 Radioaktive stoffer involveret i Thule-ulykken	16
3.2 Eksponeringsveje	16
3.3 Metoder til dosisberegning	18
3.3.1 Indånding	18
3.3.2 Spisning	23
3.3.3 Sår	27
4 Vurdering af stråledoser i Thule	29
4.1 Forureningsniveauer	29
4.2 Indånding	29
4.3 Spisning	31
4.4 Sår	33
4.5 Sammenfattende vurdering	34
4.6 Tidligere målinger af plutoniumudskillelse	35
5 Forureninger ved andre ulykker	37
5.1 Palomares, Spanien	37
5.2 Maralinga, Australien	38
5.3 Sammenligning med Thule-forureningen	39
6 Konklusioner og anbefalinger	41
6.1 Konklusioner	41
6.2 Anbefalinger	41
7 Referenceliste	43

Forord

Nedstyrtningen af det amerikanske bombefly med 4 kernevåben på isen i nærheden af Thulebasen i Grønland i januar 1968 medførte spredning af bl.a. plutonium i den omgivende natur. Efter nedstyrtningen gennemførte USA efter aftale med de danske myndigheder en omfattende oprydning på isen, og efterfølgende blev der i sommeren 1968 og senere foretaget målinger af danske eksperter og bl.a. indsamlet miljøprøver i området, der efterfølgende blev målt i Danmark.

I 1986 blev det fra forskellig side fremført, at de danske arbejdere, som deltog i oprydningens arbejde efter ulykken, havde været udsat for stråling, som skulle have udløst helbreds-skader. Sundhedsstyrelsen indsamlede tilgængelige danske og amerikanske oplysninger om spørgsmålet og initierede på den baggrund i perioden fra 1986 til 1991 en række register-, laboratorie- og helbredsundersøgelser, bl.a. i samarbejde med Kræftens Bekæmpelse, Statens Institut for Folkesundhed og de arbejdsmedicinske klinikker. Undersøgelserne omfattede både tidligere Thule-arbejdere og grønlandske fangere. Sundhedsstyrelsen kunne ikke ud fra disse undersøgelser bekræfte den fremførte mistanke om øget sygelighed og dødelighed blandt disse personer som følge af flystyrtet.

I forbindelse med Risø DTU's undersøgelser af plutonium i miljøet ved Thule blev der i jordprøver indsamlet i 2003 i kystområdet sydvest for Thulebasen fundet et varierende indhold af plutonium stammende fra flystyrtet i 1968. Fundet gav anledning til, at der blev nedsat et samarbejdsudvalg mellem de grønlandske og danske sundhedsmyndigheder, og det blev besluttet at gennemføre dels en sundhedsundersøgelse af befolkningen og dels yderligere målinger og undersøgelser af radioaktiviteten i området for at vurdere risikoen for mennesker ved at færdes i området.

I den omfattende sundhedsundersøgelse af befolkningen i Avanersuaq (Thuleområdet), der er gennemført af Statens Institut for Folkesundhed og Departementet for Sundhed i Nuuk i 2010 og 2011, har man ikke fundet en øget sygelighed eller dødelighed, der kan sættes i forbindelse med flyulykken i 1968.

De nye radioaktivitetsundersøgelser i Thule-området er gennemført og rapporteret særskilt af Afdelingen for Strålingsforskning på Risø DTU. Den tilhørende vurdering af stråledosis til personer fra landforureningen og dermed risikoen ved at færdes i området er gennemført af Sundhedsstyrelsen, Statens Institut for Strålebeskyttelse. De anvendte dosismodeller med tilhørende parametervalg og resultaterne af de gennemførte beregninger af stråledoser er der redegjort nærmere for i denne rapport.

Det er Sundhedsstyrelsen håb, at rapporten vil bidrage til en bedre oplysning om og forståelse af plutoniumforureningen i Thule-området, hvordan en sådan forurening vil kunne give anledning til en stråleudsættelse af personer samt størrelsen af denne stråleudsættelse sammenholdt med andre menneskeskabte og naturlige strålekilder.

Else Smith
Administrerende direktør, Sundhedsstyrelsen

Resumé

Thule-ulykken – Vurdering af stråledoser fra radioaktiv forurening af landjorden

Radioaktiv forurening på landjorden ved Thule efter nedstyrtningen af et amerikansk bombefly i 1968 er blevet undersøgt og karakteriseret af Risø DTU. Statens Institut for Strålebeskyttelse har på baggrund af de gennemførte undersøgelser i Grønland vurderet stråledosis og dermed risikoen ved ophold i og brug af de forurenede områder. Vurderingen viser, at stråledosis til personer er mindre end det anbefalede referenceniveau for Thule-ulykken.

Baggrund

Risø DTU har gennemført undersøgelser af forureningen på landjorden i Thule-området efter af det radioaktive indhold i fire kernevåben blev spredt i forbindelse med nedstyrtningen af et amerikansk bombefly i 1968. Resultatet af Risø DTU's undersøgelser er beskrevet i rapporten *Thule-2007 – Investigation of radioactive pollution on land* og dækker alle målinger, der er gennemført på landjorden i Thule i årene 2003, 2006, 2007 og 2008.

I denne rapport er der med udgangspunkt i Risø DTU's rapport foretaget en vurdering af stråledoser og dermed af risikoen til personer som følge af den radioaktive landforurening i Thule-området.

Principper og kriterier for strålebeskyttelse

Principper og kriterier for strålebeskyttelse baseres i dansk og international lovgivning og regler på anbefalinger fra den Internationale Kommission for Strålebeskyttelse (ICRP), og disse anbefalinger er også lagt til grund for vurderingerne i denne rapport. Statens Institut for Strålebeskyttelse (SIS) finder, at forureningen i Thule-området må betegnes som det ICRP karakteriserer som en eksisterende eksponeringssituation, hvor man ikke på forhånd har taget stilling til en mulig stråleudsættelse og optimeringen af denne.

Ved vurderingen af om, der er behov for særlige kontrol- eller strålebeskyttelsesforanstaltninger i Thule-området, og i givet fald en optimering af disse, vil det være hensigtsmæssigt at vælge et referenceniveau for Thule-ulykken i den lave ende af det af ICRP anbefalede interval på 1 – 20 mSv/år, hvor "mSv" (millisievert) er enheden for stråledosis. En sådan referenceværdi må ikke betragtes som en egentlig grænseværdi. SIS har til brug ved analyserne og vurderingerne i denne rapport anvendt et Thule-referenceniveau på 1 mSv/år

Til sammenligning med dette Thule-referenceniveau kan det nævnes, at grønlændere og danskere modtager ca. 1 mSv pr. år fra naturligt forekommende strålekilder i form af kosmisk stråling fra verdensrummet og naturligt forekommende radioaktive stoffer i jord, byggematerialer og fødevarer (naturlig baggrundsstråling). Endvidere er den danske dosisgrænse for enkeltpersoner i befolkningen for planlagt bestråling fra alle strålekilder også 1 mSv pr. år. En stråledosis på 1 mSv pr. år er uden helbredsmæssig betydning.

Eksponeringsveje og vurdering af stråledoser

Ved ulykken i 1968 blev der spredt en række forskellige radioaktive stoffer, som indgik i de 4 kernevåben, der var ombord på det amerikanske bombefly. Disse radioaktive stoffer udsender ikke gennemtrængende stråling af betydning, hvorfor ophold i de forurenede områder i Thule ikke medfører, at man bestråles udefra, som det fx kendes fra en røntgenundersøgelse. Bestråling kan derfor kun ske, hvis man får de radioaktive stoffer ind i kroppen, så denne bliver bestrålet indefra, såkaldt intern bestråling. De væsentligste radioaktive stoffer i denne sammenhæng er plutonium-239 og americium-241. Disse radioaktive stoffer har derfor den afgørende betydning for vurdering af stråledosis og tilhørende risiko i Thule og er omfattet af dosisvurderingerne i denne rapport.

Intern bestråling fra radioaktive stoffer kan sammenlignes med den sundhedsskadelige effekt af kemiske stoffer, der er indtaget i kroppen og skader denne indefra. Indtag af radioaktive stoffer kan ske på tre forskellige måder med tilhørende eksponeringsveje:

- Indånding af luft forurenet med radioaktive stoffer hvirvlet op fra den forurenede jord.
- Spisning af dyr, der har opholdt sig i de forurenede områder.
- Gennem sår eller rifter i forbindelse med en forurening af huden.

Alle 3 eksponeringsveje er gennemgået i rapporten, og der er foretaget en vurdering af den tilhørende stråledosis på baggrund af resultaterne af Risø DTU's undersøgelser og en række antagelser om ophold i området og lignende.

Stråledosis fra indånding

Stråledosis fra indånding af radioaktive stoffer ved ophold i området er beregnet ud fra de målte koncentrationer af plutonium i luften for en person, der antages at opholde sig 14 dage om året i området. Resultatet er en stråledosis på 0,000.000.1 mSv pr. år. Dette er en ekstremt lille stråledosis.

Stråledosis fra spisning af moskusoksekød

Kød fra moskusokser udgør den væsentligste del af landpattedyr i kosten for den lokale befolkning fra Thule-området. Der er ikke foretaget målinger af plutonium-239 eller americium-241 i moskusoksekød fra Thule-området eller andre steder i Grønland. Generelt gælder dog, at plutonium optages meget dårligt fra fordøjelsessystemet hos både mennesker og dyr, herunder drøvtyggere, som moskusokserne tilhører. Muligheden for forurening af moskusoksekød er derfor vurderet ud fra overordnede betragtninger og viden om forurening af kød fra andre drøvtyggere ved ophold i plutoniumforurenede områder andre steder i verden, hvor græsningsforholdene givetvis har været anderledes end i Grønland. Baseres en sådan foreløbig vurdering på undersøgelser af kvæg i USA og får i England, og antages det, at en person spiser 15 kg moskusoksekød om året, fås en stråledosis fra spisning på 0,000.1 mSv pr. år. Selvom denne stråledosis er større end indåndingsdosis må den stadig betegnes som værende ekstremt lille.

En bedre vurdering af stråledosis fra spisning kan kun fås ved indsamling af og måling på prøver af kød fra moskusokser fanget i Thule-området. Statens Institut for Strålebeskyttelse forventer ikke, at sådanne målinger skulle vise koncentrationer af plutonium i kødet, der afviger ekstremt, fx en faktor 100 – 1000, fra det skønnede indhold af plutonium i kødet, der ligger til grund for den foreløbige dosisberegning. Dosisvurderingen for spisning kan derfor betragtes som værende robust indenfor meget vide rammer ved sammenligning med referenceniveauet på 1 mSv pr. år.

Stråledosis fra forurening af sår

Ved ophold i de forurenede områder kan sår og rifter i huden blive forurenede med støv, jord eller små partikler. Sår og rifter vil normalt blive vasket og rensede grundigt for jord og andre fremmedstoffer. Forbliver der imidlertid jord eller en partikel i huden efter rensning, vil disse kunne optages i kroppen, og er jorden eller partiklen forurenede med radioaktive stoffer vil disse kunne give anledning til bestråling af kroppen indefra. Sandsynligheden for at en sårforurening vil indeholde radioaktive stoffer fra Thule-ulykken er meget lille, og sandsynligheden for, at en person skulle udsættes for en sådan sårforurening mere end én gang i livet, er derfor særdeles lille.

Skulle der på trods af den lille sandsynlighed forekomme en sådan forurening af et sår med radioaktive stoffer, er stråledosis beregnet ud fra de målte koncentrationer af plutonium i jorden og partikler under antagelse af, at der er afsat i alt 0,1 g jord i et sår eller en partikel med en størrelse, der netop vil give den største stråledosis. Resultatet er en stråledosis på 0,001 mSv pr. år for jord i såret og 0,1 mSv pr. år for en partikel i såret. Disse stråledoser er meget små.

Konklusionerne og anbefalinger

De gennemførte beregninger og vurderinger af stråledosis er foretaget med meget konservative antagelser, der vil overvurdere de faktiske stråledoser, men beregningerne og vurderingerne er naturligvis forbundet med usikkerheder og begrænsninger. Af samme grund er resultaterne anført som afrundede størrelsesordener af stråledosis, og resultaterne vil være gældende for alle personer (fra grønlandske fangere til ”turister”), der måtte opholde sig i de undersøgte områder, ligesom de også gælder for alle aldersgrupper (voksne som børn).

Sammenholdes resultaterne fra de 3 bestrålingsmåder (indånding, spisning og gennem sår) er det vurderingen, at den samlede stråledosis til personer i Thule-området fra plutoniumforureningen efter Thule-ulykken i 1968 selv under ekstreme betingelser og forudsætninger er mindre end det anvendte referenceniveau for vurderingen på 1 mSv pr. år og dermed uden helbreds-mæssig betydning.

På baggrund af Risø DTU's undersøgelser samt de gennemførte beregninger og vurderinger af stråledoserne kan Statens Institut for Strålebeskyttelse ud fra et strålebeskyttelses- og sundhedsmæssigt synspunkt give følgende anbefalinger med hensyn til behov for opfølgning på de gennemførte målinger og vurderinger, herunder vurdering af behov for yderligere fremtidige målinger:

- Ud fra en strålebeskyttelsesmæssig vurdering er der med det nuværende ”brugsmønster” af det forurenede område i Thule ikke behov for restriktioner for ophold m.m. i området eller for oprensede foranstaltninger.
- Som nævnt i forbindelse med vurderingen af stråledosis fra spisning af fødevarer foreligger der i dag ikke egentlige direkte målinger af plutonium i moskusokser fra Thule-området eller andre områder i Grønland, og der er derfor ved vurderingen anvendt modeller baseret på erfaringerne fra andre forurenede områder i verden, der har klimatiske og andre forhold, der afviger fra forholdene i Thule-området. Beregningerne af stråledosis fra spisning kan kvalificeres bedre gennem et mindre måleprogram for prøver fra moskusokser og andre landpattedyr fra Thule-området. De indsamlede prøver burde samtidigt måles for indhold af det naturligt forekommende radioaktive stof polonium-210, der skønnes at give anledning til væsentligt højere stråledoser end plutonium-forureningen.

- Vurderingen af stråledosis til personer i Thule-området fra plutonium-forureningen er baseret på Risø DTU's undersøgelser frem til og med 2008 sammenholdt med den nuværende anvendelse af området. For at sikre at forudsætningerne for denne vurdering fortsat vil være gældende, bør der med 5 - 10 års mellemrum gennemføres et tilpasset mindre måleprogram med henblik herpå.
- De vurderede stråledoser til personer i Thule-området er væsentlig mindre end det anbefalede Thule-referenceniveau, og der er derfor i et dosisovervågningsperspektiv ikke behov for at gennemføre målinger af plutoniumindholdet i personer bosat i området på linje med de målinger, der blev gennemført i 1989 af udskillelsen af plutonium i urin fra tidligere beboere i Narsaarsuk.
- Opstår der planer for en ændret anvendelse af området, fx i form af planer om opførelse af bygningsværker eller andre installationer herunder et egentlig ophold eller beboelse i området, bør behovet for restriktioner for ophold m.m. i området eller for oprensede foranstaltninger tages op til fornyet vurdering som en del af detailplanlægningen før sådanne planer realiseres.
- Foranstaltninger i form af skiltning eller afspærring af udvalgte områder fastsat af andre hensyn end strålebeskyttelsesmæssige vil ikke influere på Statens Institut for Strålebeskyttelses vurdering af den samlede stråledosis til personer i Thule-området, herunder vurdering af stråledosis til personer, der måtte opsætte eller vedligeholde en sådan skiltning eller afspærring.
- Oprensede foranstaltninger vil kunne give anledning til mulighed for ophvirvling (resuspension) af plutonium under gennemførelse af oprensningen og dermed mulighed for en forøget stråleudsættelse af både personer, der udfører oprensningsarbejdet, og den lokale befolkning. Et oprensningsarbejde bør derfor i givet fald ikke besluttes og iværksættes, før der er gennemført og taget hensyn til en fuldt dækkende strålebeskyttelsesmæssig sikkerhedsvurdering af et sådant oprensningsprojekt.

1 Baggrund

Den 21. januar 1968 styrtede et amerikansk B52 bombefly med kernevåben ombord ned på havisen ca. 15 km vest for Thulebasen i Nordvestgrønland [Figur 1]. Flyet brød i brand og de højeksplosive komponenter i kernevåbnene eksploderede, hvorved radioaktive stoffer blev spredt og blæst ind i det brændende jetbrændstof. Flammerne nåede op til omkring 850 m og røgsøjlen højere endnu. På baggrund af oplysninger fra øjenvidner samt meteorologiske observationer og radarobservationer fra Thulebasen konkluderede man, at røgen fra branden formentlig var drevet mod syd og sydøst. På tidspunktet for ulykken var atmosfæren på grund af inversion stabil op til 830 m, og højere op til 2.200 m var den termiske stratifikation stadig stabil. I 1.000 m højde blæste vinden fra nord og i 3.500 m højde blæste den fra vest. Vindhastigheden var omkring 3 m/s på alle højder. Man skønnede efterfølgende, at mindre partikler kunne være spredt langt væk med vinden og faldet ned på jorden i meget små koncentrationer, formentlig under målegrænsen. Man kunne forvente målbar forurening i retning mod den daværende boplads ved Narsaarsuk omkring 8 km syd for nedstyrtningstedet. Man kunne også forvente nogen radioaktivitet spredt fra det stærkt forurenede ulykkessted i forbindelse med stormvejr den 24. og 29. januar med transport af forurening mod vest mod Saunders Ø [1].

Figur 1



Oversigtskort over Thuleområdet med angivelse af ulykkesstedet (stjerne) samt fangstområdet ved Kap Atholl, Grønnedal, Narsaarsuk, Saunders Ø, Wolstenholme Ø, Thulebasen og bopladsen Moriusaq.

Forureningen på landjorden kan i de mellemliggende år i nogen grad være blevet spredt yderligere under påvirkning af vind og vejr. Den væsentligste omfordeling må forventes at være lokal og knyttet til meteorologiske forhold samt afsmeltning af sne og medfølgende udvaskning og transport af partikler.

Spredning af plutonium i omgivelserne blev i ugerne efter ulykken undersøgt ved indsamling og analyse af sneprøver. Der blev fundet forurening i to zoner, en i retning mod syd og en mod vest fra nedstyrtningssstedet stammende dels fra direkte nedfald fra røgfanen og dels fra resuspension fra det mest forurenede område omkring nedstyrtningssstedet. Forureningen med plutonium langs sydkysten af Bylot Sund udviste maksimum i nærheden af Narsaarsuk, hvor man fandt niveauer på op til omkring 9 kBq/m² [1]. I sommeren 1968 og senere er der foretaget målinger af danske og amerikanske eksperter og bl.a. indsamlet miljøprøver i området, der efterfølgende blev målt i Danmark. I mos indsamlet i sommeren 1968 blev det højeste indhold af plutonium på 1,6 kBq/kg fundet i en prøve fra Narsaarsuk [2].

I forbindelse med Risø DTU's Projekt Thule-2003 om undersøgelse af plutonium i miljøet ved Thule [3] blev der i tillæg til de marine undersøgelser indsamlet jordprøver fra 8 lokaliteter i kystområdet ved Narsaarsuk. På alle lokaliteter indeholdt de øverste jordlag varierende mængder af plutonium fra flystyrtet i 1968. Fordelingen af plutonium var meget uensartet og knyttet til små partikler. Projekt Thule-2003 viste, at der var behov for yderligere målinger og undersøgelser i området før en egentlig vurdering af risikoen fra landforureningen med de radioaktive stoffer kunne gennemføres.

Efter gennemførelsen af en forundersøgelse i området i sommeren 2006 udarbejdede Risø DTU, Afdelingen for Strålingsforskning og Sundhedsstyrelsen, Statens Institut for Strålebeskyttelse (SIS) i 2007 et projektforslag [4] med det formål at gennemføre yderligere målinger og undersøgelser i området. Formålet med projektet var at skabe grundlag for en vurdering af risiko for mennesker for indånding af radioaktive partikler og for risikoen ved at færdes i de undersøgte områder. Efter ønske fra samarbejdsudvalget mellem Departementet for Familie og Sundhed i Grønland og Indenrigs- og Sundhedsministeriet blev der i 2008 gennemført en international vurdering af det tekniske indhold i projektforslaget af det Internationale Atomenergiagentur (IAEA). Den internationale ekspertgruppe konkluderede, at projektet var vel tilrettelagt og ville kunne gennemføres succesfuldt med opfyldelse af de opstillede mål [5].

Projekt Thule-2007 er gennemført med måle- og undersøgelsesekspeditioner til Thuleområdet i somrene 2007 og 2008. Risø DTU har afleveret de mange gennemførte målinger i rapporten *Thule-2007 – Investigation of radioactive pollution on land* [6] med tilhørende geostatistiske analyser [7]. Nærværende rapport indeholder på basis af de gennemførte målinger og undersøgelser en vurdering af risikoen for mennesker for indånding af radioaktive partikler og for risikoen ved at færdes i de undersøgte områder. De to rapporter bør læses sammen og udgør den samlede aflevering af Projekt Thule-2007.

2 Principper og kriterier for strålebeskyttelse

2.1 ICRP-anbefalinger

Det har været kendt og dokumenteret i mange år, at stråling fra radioaktive stoffer kan forårsage helbredsskader afhængig af størrelsen af den modtagne stråledosis og de forhold, hvorunder en person eksponeres på. Der skelnes mellem akutte skader og sene skader. Akutte skader opstår, hvis stråledosis modtages over kort tid og samtidig overstiger såkaldte tærskeldoser for den enkelte type akutskade (fx stråleforbrænding, strålesyge). For de sene skader antager man for strålebeskyttelsesformål på baggrund af anbefalinger fra Den Internationale Kommission for Strålebeskyttelse (ICRP), at der ikke findes en tærskelværdi, og at sandsynligheden for de sene skader (fx kræft senere i livet, arveskader hos efterkommere) stiger proportionalt med stråledosis.

ICRP blev oprettet i 1928 og har gennem årene udarbejdet anbefalinger bl.a. om principper, kriterier og dosisgrænser for strålebeskyttelse. ICRP's anbefalinger har således dannet udgangspunkt for udarbejdelsen af strålebeskyttelseslovgivning i de fleste lande i verden. I Europa er ICRP's anbefalinger udgangspunktet for udarbejdelsen af EU's direktiver på strålebeskyttelsesområdet, og dermed også for den nationale lovgivning i de europæiske lande. I Danmark er de grundlæggende strålebeskyttelsesprincipper baseret på ICRP's anbefalinger givet i Sundhedsstyrelsen bekendtgørelse nr. 823 af 31. oktober 1997 om dosisgrænser for ioniserende stråling.

De seneste grundlæggende anbefalinger fra ICRP er givet i ICRP Publikation 103 fra 2007 [8]. Det afledte revisionsarbejde med EU's strålebeskyttelsesdirektiv er påbegyndt i EU-systemet, men er endnu ikke afsluttet med et nyt revideret strålebeskyttelsesdirektiv. Der er ingen væsentlige ændringer i anbefalingerne i ICRP Publikation 103 i forhold til de tidligere grundlæggende anbefalinger i ICRP Publikation 60 fra 1990. Dette gælder fx vurderingen af den sundhedsmæssige effekt af ioniserende stråling og de anbefalede dosisgrænser. ICRP foreslår dog i de nye anbefalinger en ny opdeling i forskellige eksponeringssituationer. Denne opdeling i eksponeringssituationer og de tilhørende ICRP-anbefalinger beskrives nærmere i det følgende og er lagt til grund for Statens Institut for Strålebeskyttelses vurderinger af den radioaktive landforurening i Thuleområdet og de tilhørende anbefalinger i denne rapport.

ICRP anbefaler et strålebeskyttelsessystem med 3 typer af eksponeringssituationer til at dække det brede spektrum af situationer, hvor personer bliver eller kan blive udsat for stråling:

- *Planlagt eksponering:* Indførelse af en samfundsmæssig aktivitet (virksomhed), der indebærer brug af radioaktive stoffer eller ioniserende stråling.
- *Uheldseksponering:* Uventede situationer, der kan optræde under drift i en planlagt situation, eller ondsindede handlinger, der kræver akut vurdering og eventuelt indførelse af beskyttelsesforanstaltninger.
- *Eksisterende eksponering:* Situationer, der allerede eksisterer, når vurdering og eventuelt beslutning om kontrolforanstaltninger skal tages.

Planlagt eksponering er tidligere blevet benævnt *praksis* og omfatter fx medicinsk, industrielt og forskningsmæssig brug af strålekilder (radioaktive stoffer, røntgenapparater, nukleare anlæg). Uheldseksponering omfatter hændelser (uheld og ulykker) i forbindelser med brugen af strålekilder samt ondsindede handlinger (terror og kriminali-

tet) med strålekilder. Eksisterende eksponering omfatter udsættelse for forhøjet naturlig stråling (radon i boliger, radioaktive stoffer i byggematerialer), ophold i områder, der er forurenede som følge af tidligere ukontrolleret brug af strålekilder samt ophold i forurenede områder efter en ulykke, når den akutte fase (uheldseksponering) er overstået. Uheldseksponering og eksisterende eksponering blev tidligere under ét benævnt *intervention*.

Som tidligere anbefaler ICRP 3 grundprincipper for strålebeskyttelse: Principperne om *berettigelse* og *optimering* gælder for alle 3 eksponeringssituationer. Princippet om *dosisbegrænsning* gælder kun for planlagt eksponering. De tre grundprincipper lyder:

- *Princip om berettigelse*: Enhver beslutning, der ændrer stråleudsættelsen skal gøre mere gavn end skade.
- *Princip om optimering af strålebeskyttelsen*: Størrelsen af individuelle stråledoser, antallet af eksponerede personer og sandsynligheden for at udsættes for bestråling skal holdes så lave som rimeligt opnåeligt under hensyntagen til økonomiske og samfundsmæssige forhold.
- *Princip om dosisbegrænsning*: Den samlede stråledosis til enhver person fra alle regulerede strålekilder under situationen planlagt eksponering (bortset fra medicinsk bestråling af patienter) skal ikke overstige de af ICRP anbefalede dosisgrænser. Dosisgrænserne skal sikre, at ingen personer udsættes for en risiko, der skønnes at være uacceptabel under normale forhold.

De af ICRP anbefalede dosisgrænser, der svarer til dosisgrænserne i EU's nugældende strålebeskyttelsesdirektiv og i Sundhedsstyrelsens bekendtgørelse, er i forenklet form vist i Tabel 1.

Tabel 1. Dosisgrænser for ioniserende stråling for planlagt bestråling.

Personkategori	Grænse for effektiv dosis ¹ , mSv/år
Arbejdstager (over 18 år)	20
Enkeltpersoner i befolkningen	1

Til forskel fra en planlagt situation er man i en uhelds- og eksisterende situation konfronteret med en eksponering, hvis tilstedeværelse man ikke oprindeligt har haft indflydelse på, når der skal tages stilling for behovet for beskyttelsesforanstaltninger.

Dosisgrænserne kan derfor ikke anvendes i sådanne tilfælde, og man benytter i stedet såkaldte referenceniveauer til at afgrænse optimeringsprocessen. Referenceniveauerne fastsættes for den samlede stråledosis fra alle eksponeringsveje til en repræsentativ person ud fra, hvad den relevante myndighed i samarbejde med relevante parter finder ikke bør overskrides under hensyntagen til omstændighederne i den givne eksponeringssituation. Optimeringen vil normalt være en trinvis fremadrettet proces, hvor man undersøger og eventuelt successivt gennemfører beskyttelsesforanstaltninger med det mål, at bringe den samlede stråledosis efter foranstaltningerne ned til et optimeret niveau under referenceniveauet.

ICRP har angivet et interval indenfor hvilke det anbefales, at man nationalt fastsætter et referenceniveau i en konkret eksisterende situation. ICRP's anbefalede referenceniveau-interval, der er vist i Tabel 2, er givet dels som en generel anbefaling for alle eksisterende situationer og dels specifikt for radon i boliger, som er et stort strålebeskyttelsesproblem i mange lande. ICRP anbefaler i tillæg, at for fortsat ophold og normal livsførelse i et forurenede område bør referenceniveauet på lang sigt vælges i den lave ende af det anbefalede interval på 1 – 20 mSv/år.

¹ Størrelsen effektiv dosis er et mål for den samlede risiko ved udsættelse for ioniserende stråling og er den størrelse, der til strålebeskyttelsesformål anvendes for risikoverslag og sammenligninger af eksponeringer fra forskellige strålekilder svarende til en homogen bestråling af hele kroppen. Beregningen af effektiv dosis er beskrevet i bilag 3 i Sundhedsstyrelsens bekendtgørelse nr. 823. af 3. oktober 1997 om dosisgrænser for ioniserende stråling. I resten af denne rapport vil ordene 'stråledosis' og 'dosis' blive brugt i betydningen 'effektiv dosis'.

Tabel 2. ICRP's anbefalede interval for fastsættelse af nationale referenceniveauer for eksisterende eksponeringssituationer.

Eksisterende situation	Referenceniveau, mSv/år
Generelt	1 - 20
Radon i boliger og på arbejdspladser	≤ 10

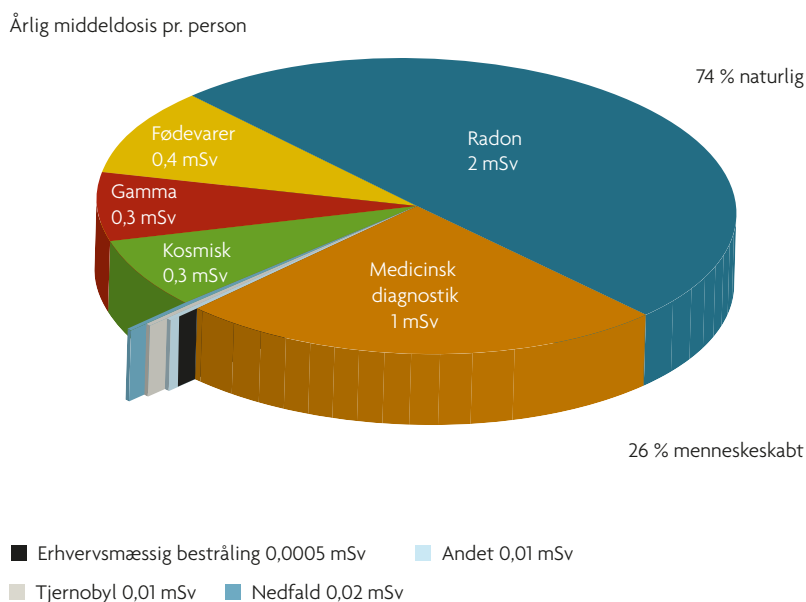
2.2 Referenceniveau for Thule-ulykken

Der er flere typer af eksisterende eksponeringssituationer, som kan medføre så høje eksponeringer af personer, at de berettiger til indførelse af strålebeskyttelsesforanstaltninger eller i det mindste overvejelser herom. Eksisterende eksponeringssituationer kan være komplekse, da de kan involvere flere eksponeringsveje, og de giver i almindelighed anledning til stor spredning i størrelsen af de årlige stråledoser til de berørte personer afhængig af fx individuelle vaner. Forhøjede radonniveauer i boliger er et eksempel herpå. Det kan også være nødvendigt at tage beslutning om gennemførelse af strålebeskyttelsesforanstaltninger i forbindelse med menneskeskabte eksponeringssituationer, fx i tilfælde af forurening i miljøet efter tidligere ukontrolleret brug af strålekilder eller som følge af en ulykke eller hændelse med radioaktive stoffer. Der vil også være eksisterende eksponeringssituationer, hvor det er åbenbart, at foranstaltninger for at reducere stråledoserne ikke er berettiget.

Beslutning om hvilke eksisterende eksponeringssituationer, der bør underkastes et aktivt kontrol- og beskyttelsessystem forudsætter en vurdering og stillingtagen fra myndighedernes side og vil afhænge både af kontrollerbarheden af eksponeringen (forurening og eksponeringsveje) og de foreliggende økonomiske, samfundsmæssige og kulturelle omstændigheder. I de fleste eksisterende eksponeringssituationer vil der være et ønske fra de berørte personer og fra myndigheder om at reducere eksponeringerne til et niveau, der er tæt på eller lig med niveauet i situationer, der betegnes som "normale".

Statens Institut for Strålebeskyttelse finder, at forureningen i Thule-området efter Thule-ulykken i 1968 skal betegnes som en eksisterende eksponeringssituation, og at ICRP's anbefalinger beskrevet ovenfor kan danne udgangspunkt for vurderingen af og eventuel opfølgning på de gennemførte målinger af den radioaktive forurening i Thule-området. SIS vil på denne baggrund til brug ved analyserne og vurderingerne i denne rapport anvende et Thule-referenceniveau på 1 mSv/år. En stråledosis på 1 mSv pr. år er uden helbredsmæssig betydning for den enkelte.

For at perspektivere et referenceniveau på 1 mSv/år kan dette sammenholdes med den gennemsnitlige stråledosis på 4 mSv/år, som en dansker modtager fra alle strålekilder [Figur 2]. En fjerdedel heraf kommer fra menneskeskabte strålekilder og stammer i al væsentlighed fra den medicinske brug af stråling til diagnostik af patienter. Tre fjerdedele kommer fra naturligt forekommende strålekilder i form af kosmisk stråling fra verdensrummet, radioaktive stoffer i jord, byggematerialer og fødevarer samt radon i boliger, der tegner sig for halvdelen af den gennemsnitlige stråledosis. Det skal fremhæves, at den gennemsnitlige stråledosis fra radon og den medicinske diagnostik dækker over store individuelle forskelle afhængig af den enkelte persons boligforhold henholdsvis helbredsmæssige forhold. De øvrige komponenter er meget ensartede for hele befolkningen. Endelig må det nævnes, at oversigten er udarbejdet for den danske befolkning, men det vurderes, at den på baggrund af radonmålinger i grønlandske boliger [9] også giver en rimelig oversigt for forholdene i Grønland.

Figur 2

Årlig middeldosis pr. dansker fra naturlige og menneskeskabte strålekilder.

Thule-referenceniveauet kan også sammenlignes med andre referenceniveauer, der er i brug for eksisterende situationer i Danmark. SIS har i flere omgange sammen med de øvrige nordiske strålebeskyttelsesmyndigheder anbefalet referenceniveauer for radon i boliger, senest i 2009 [10]. Radonanbefalingerne har primært været rettet til de ansvarlige bygningsmyndigheder, i Danmark Erhvervs- og Byggestyrelsen, men anbefalingerne har også haft betydning i forbindelse med kommunikation med befolkningen om radonspørgsmålet. I Tabel 3 er radon-referenceniveauerne omregnet fra radonkoncentration til stråledoser og vist sammen med det anbefalede Thule-referenceniveau.

Tabel 3. SIS's anbefalede referenceniveauer for eksisterende eksponeringssituationer.

Eksisterende situation	Referenceniveau, mSv/år
Forurening som følge af Thule-ulykken	1
Radon i boliger	3 – 6

3 Radioaktive stoffer, eksponeringsveje og metoder til dosisberegning

3.1 Radioaktive stoffer involveret i Thule-ulykken

Det amerikanske B52 bombefly, der styrtede ned ved Thule i 1968, medbragte 4 kernevåben, hvis indhold af radioaktive stoffer blev spredt ved nedstyrtningen. Uden at komme nærmere ind på funktionen og mængderne af disse stoffer i kernevåbnene drejer det sig i det væsentligste om de i Tabel 4 viste radioaktive stoffer.

De radioaktive stoffer, der indgik som en nødvendig del for kernevåbnenes funktion, omfattede plutonium-239, uran-235, uran-238 og tritium (H-3). Uran-234, plutonium-240 og plutonium-241 er i princippet uønskede radioaktive stoffer, der følger med eller dannes i forbindelse med fremstilling af våben-uran eller -plutonium. Plutonium-240 kan ikke skelnes fra plutonium-239 ved de af Risø DTU anvendte målemetoder, og rapporteres og vurderes derfor altid som en del af plutonium-239. Plutonium-241 henfalder til americium-241 og er således årsagen til, at der opbygges americium-241. Dette forhold har muliggjort en screening af den radioaktive forurening af plutonium ved måling af den relativt lavenergetiske gammastråling, der udsendes af americium-241, jf. DTU Risø [6].

Tabel 4. Thule-ulykkens radioaktive stoffer.

Radioaktivt stof	Kort navn	Halveringstid	Type af stråling		
			Alfa	Beta	Gamma
Tritium	H-3	12 år		✓	
Uran-234	U-234	0,25 million år	✓		
Uran-235	U-235	0,70 milliard år	✓		
Uran-238	U-238	4,5 milliard år	✓		
Plutonium-239	Pu-239	24.000 år	✓		
Plutonium-240	Pu-240	6.600 år	✓		
Plutonium-241	Pu-241	14 år		✓	
Americium-241	Am-241	430 år	✓		✓

3.2 Eksponeringsveje

Radioaktive stoffer udsender ioniserende stråling og ved vurdering af eksponeringen herfra opdeles denne i første omgang i følgende 2 typer eksponering:

- *Ekstern bestråling*, hvor de radioaktive stoffer befinder sig uden for kroppen eller som en forurening på huden og bestråler denne udefra.
- *Intern bestråling*, hvor de radioaktive stoffer er kommet ind i kroppen og bestråler denne indefra.

Den eksterne bestråling karakteriseres ved typen og mængden af den udsendte stråling. Alfastråling har en meget kort rækkevidde (~ cm i luft, ~ µm i væv) og kan eksempelvis ikke trænge igennem hudens yderste lag af døde hudceller. Alfastråling har derfor ingen sundhedsmæssig betydning i relation til ekstern bestråling. Betastråling har i de fleste tilfælde en noget længere rækkevidde (~ m i luft, ~ cm i væv) og kan give anledning til bestråling af specielt huden og de øverste lag af væv. Gammastråling kan afhængig af strålingens energi være meget gennemtrængende og bestråle alle kroppens organer og

væv udefra. Denne mulighed for udefra kommende påvirkning over flere meter eller mere er unikt for radioaktive stoffer og kendes ikke fra andre typer farlige stoffer, men spiller dog ingen rolle i en Thule-sammenhæng. På samme tid giver den også en bredt spektrum af muligheder for direkte at måle og karakterisere en eksponering.

I Tabel 4 er vist typen af den stråling, der udsendes af de radioaktive stoffer, der er relevante i en Thule-sammenhæng. Med undtagelse af americium-241, plutonium-241 og tritium udsender alle de radioaktive stoffer kun alfastråling. Americium-241 udsender, som nævnt ovenfor, i tillæg hertil også lav-energetisk gammastråling, og tritium udsender lav-energetisk betastråling. For alle tre radioaktive stoffer gælder, at den eksterne stråling ikke kan give nogen betydende eksponering, og at der derfor ved vurdering af Thule-forureningen kan ses helt bort fra ekstern bestråling for alle de involverede radioaktive stoffer. Dette illustreres også af, at der i forbindelse med oprydningsarbejde på isen i 1968 ikke blev taget strålebeskyttelsesforanstaltninger i relation til ekstern stråling men udelukkende blev fokuseret på vurdering af risikoen for at få de radioaktive stoffer ind i kroppen [1].

Intern bestråling fra radioaktive stoffer kan sammenlignes med den sundhedsskadelige effekt af kemiske stoffer, der er indtaget i kroppen og skader denne indefra. Indtag af radioaktive stoffer (og kemiske stoffer) kan ske på tre forskellige måder med tilhørende eksponeringsveje:

- *Indånding* af forurenede luft.
- *Spisning* af forurenede fødevarer samt overførsel af løstsiddende forurening på fingrene til munden.
- *Gennem sår* i forbindelse med en forurening af huden.

I modsætning til situationen med ekstern bestråling spiller alfastråling en stor rolle, ved intern bestråling, hvor de radioaktive stoffer er kommet ind i væv og organer, og den korttrækkende energirige alfastråling direkte kan ramme de nærmeste levende celler. Hertil skal lægges, at de alfa-udsendende radioaktive stoffer ofte udskilles langsomt fra kroppen igen og dermed kan bestråle kroppens væv og organer gennem mange år, når de først er optaget i kroppen.

De radioaktive stoffer medtaget i Tabel 4 kan alle give anledning til intern bestråling, hvis de kommer ind i kroppen gennem én eller flere af de nævnte eksponeringsveje. I en Thule-sammenhæng er det dog plutonium-239, plutonium-240 og americium-241, der har den afgørende betydning for den samlede vurdering af stråledosis og tilhørende risiko, og derfor er kun disse radioaktive stoffer omfattet af vurdering m.m. i denne rapport. Uran-235 og uran-238 har på grund af de ekstremt lange halveringstider en meget lille aktivitet pr. masseenhed (specifik aktivitet). Dette betyder, at aktivitetsindholdet af uran i det forurenede Thule-materiale er uden betydning i forhold til aktivitetsindholdet af plutoniumisotoperne, og det er i øvrigt også uden betydning i forhold til det naturligt forekommende uran i Thule-området. Tritium er en isotop af brint og vil efter nedstyrtningen og den efterfølgende brand i 1968 være forekommet som vand eller is, der efter sommeren 1968 har været stærkt fortyndet i miljøet. Tritium forefindes i forvejen i naturen, dels naturligt forekommende skabt af den kosmiske stråling i atmosfæren og dels som følge af de tidligere atmosfæriske kernevåbensprængninger.

3.3 Metoder til dosisberegning

3.3.1 Indånding

Vurdering af stråledosis fra indåndingen af radioaktive stoffer (radioaktive partikler), der er hvirvlet op (resuspension) i luften fra de forurenede områder i Thule, forudsætter kendskab til en række egenskaber og forhold, der karakteriserer dels forureningen og dels anvendelsen af området. Disse egenskaber og forhold kan bestemmes eller vurderes ud fra de gennemførte målinger, ved brug af anerkendte modeller eller ved en kombination heraf sammenholdt med kendskab til de lokale forhold i området.

Nedenfor vil følgende forhold blive omtalt nærmere:

- Resuspension
- Radioaktive partikler og indtag i kroppen
- Thule-partikler
- Ophold i området
- Dosisberegning

Resuspension

Når en sky (luftmasse) indeholdende radioaktive partikler passerer henover jordoverfladen vil der ske et nedfald (deposition) af de radioaktive partikler på den passerede overflade afhængigt af terrænets forløb og overfladeegenskaber, af den meteorologiske situation samt af de radioaktive partiklers egenskaber, primært partikelstørrelsesfordelingen. Når skyen har passeret, og der ikke længere er radioaktive partikler tilstede i luften, kan der senere ske en fornyet forurening af luften på grund af resuspension af radioaktive partikler fra den forurenede jordoverflade. Mulighed og omfang af en sådan resuspension afhænger igen af terrænets struktur og overfladeegenskaber, af klima og den meteorologiske situation, af de radioaktive partiklers egenskaber og fordeling på jordoverfladen. Der er tale om et komplekst samspil, der altid vil være meget afhængigt af de lokale forhold, herunder af anvendelsen af det forurenede område. Generelt gælder, at resuspensionen fra et forurenat landområde er størst i den første tid efter deponeringen, og at den herefter aftager betydeligt i løbet af de første par år i takt med, at forureningen bindes til overfladejorden eller trænger ned i denne og dermed ikke længere i samme omfang er tilgængelig for ophvirvling. Efter mere end 10 år er resuspensionen af det deponerede materiale faldet adskillelige størrelsesordener.

For en kvantitativ beskrivelse af resuspension benyttes enten en metode med brug af en resuspensionsfaktor eller den såkaldte støvbelastnings-metode [11]. Ved den første metode defineres resuspensionsfaktoren, RF , som forholdet mellem koncentrationen af radioaktive partikler i luften, C_L , målt i Bq/m^3 og på jordoverfladen, C_O , målt i Bq/m^2 . Dette indebærer, at luftkoncentrationen kan estimeres efter følgende formel, hvis overfladekoncentrationen og resuspensionsfaktoren er kendt:

$$C_L = RF \cdot C_O$$

Enheden for RF er m^{-1} . Der er publiceret flere tidsafhængige formler for resuspensionsfaktoren, der er sammenholdt med sammenhørende målinger af aktivitet på landjorden og i luften efter den oprindelige forurening fandt sted, fx efter Palomares-ulykken (se afsnit 5.1) og efter kernevåbensprængninger og Tjernobyli-ulykken. Resuspensionsfaktoren umiddelbart efter en deponering ligger oftest i intervallet $10^{-5} - 10^{-6} m^{-1}$, og mere end 10 år efter forureningen i intervallet $10^{-9} - 10^{-10} m^{-1}$ eller mindre. Benyttes

eksempelvis en resuspensionsfaktor på 10^{-9} m^{-1} vil en overfladekoncentration på 1.000 Bq/m² forventes at medføre en gennemsnitlig luftkoncentration på 10^{-6} Bq/m^3 (1 $\mu\text{Bq/m}^3$).

I støvbelastningsmetoden antages, at de forurenende radioaktive partikler er tæt knyttet til jordens bestanddele og følger disse i forbindelse med den normale ophvirvling af jord ved vindpåvirkning med en resulterende støvbelastning (støvkoncentration) i luften. Det er kendt, at der kan ske en opkoncentrering af de radioaktive partikler i det luftbårne støv i forhold til koncentrationen i jorden, og dette forhold kan beskrives ved en koncentrationsfaktor. Kendes den generelle støvbelastning, SB , i området udtrykt i $\mu\text{g/m}^3$, og er C_j koncentrationen af de radioaktive stoffer i det øverste lag af jord målt i Bq/kg, kan luftkoncentrationen estimeres med følgende formel:

$$C_L = kf \cdot SB \cdot C_j \cdot 10^{-9}$$

hvor kf er den dimensionsløse koncentrationsfaktor. I landdistrikter ligger støvkoncentrationen ofte i intervallet 5 – 50 $\mu\text{g/m}^3$. I arktiske områder, hvor luften er meget ren, kan koncentrationsfaktoren være endnu mindre. Benyttes eksempelvis en støvbelastning på 10 $\mu\text{g/m}^3$ og en koncentrationsfaktor på 5 vil en forurening af det øverste lag jord på 20 Bq/kg forventes at medføre en gennemsnitlig luftkoncentration på 10^{-6} Bq/m^3 (1 $\mu\text{Bq/m}^3$).

Som nævnt afhænger resuspension af mange forskellige parametre, der altid vil være meget afhængige af de lokale forhold og tilmed kan variere betydeligt over tid. De generelle resuspensions-modeller til estimering af luftkoncentrationen skal derfor altid benyttes med varsomhed, og man bør altid være opmærksomhed på den tilhørende usikkerhed. Omvendt kan brug af modellerne være på sin plads for en første vurdering af størrelsesordenen af den forventede luftkoncentration og for sammenligning med situationen og resultaterne fra andre landforureninger.

Radioaktive partikler og indtag i kroppen

Kendskab til aktivitetskoncentrationen i luften alene er ikke et tilstrækkeligt grundlag for vurdering af stråledosis efter indånding til en person, der måtte opholde sig i et forurenede område. De fysiske og kemiske egenskaber af de luftbårne radioaktive partikler spiller, sammen med fysiologiske forhold, en stor rolle for partiklernes optag og fordeling i kroppen og den efterfølgende udskillelse og dermed også for den resulterende stråledosis.

Eksempelvis er partikelstørrelsesfordelingen og personens indåndingshastighed af betydning for, hvor i luftvejsystemet og i hvilke mængder partiklerne afsættes ved indånding. En partikelstørrelsesfordeling beskrives normalt ved en karakteristisk diameter og spredning². Denne diameter betegnes ofte blot som *partikelstørrelsen*, og dette udtryk vil blive brugt i det følgende.

Tilsvarende er de kemiske egenskaber af betydning for hvor hurtigt og i hvilke mængder, der optages aktivitet fra lungerne til blod og lymfevæske, og hvordan den fordeles i kroppens øvrige organer og væv og efterfølgende udskilles igen. ICRP har til brug for dosisberegninger udviklet en deltaljeret model for det respiratoriske system [12] og modeller for omsætningen af de forskellige grundstoffer i kroppen (biokinetiske modeller). ICRP anbefaler også standardværdier for det betragtelige antal parametre, der ind-

2 Den geometriske middeldiameter af partiklerne, hvis størrelser kan antages at være logaritmisk normalfordelt. I fagsprog benævnt AMAD (activity mean aerodynamic diameter).

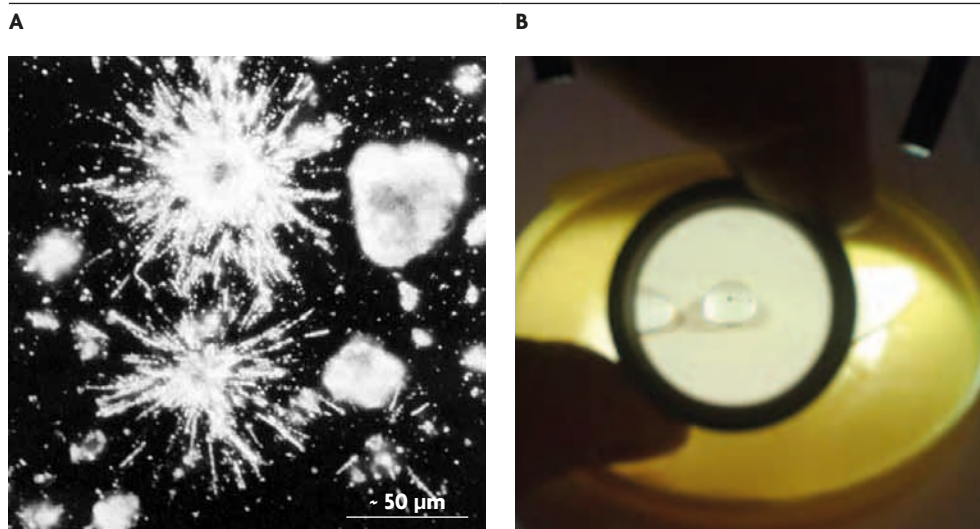
går i modellerne, og de resulterende dosiskoefficienter (i enheden Sv/Bq) for indånding, der udtrykker den akkumulerede dosis over de efterfølgende 50 år (for børn 70 år) efter et indtag af 1 Bq af et radioaktivt stof. Da dosiskoefficienterne i meget høj grad kan afhænge af optagelsen af aktiviteten fra lungerne, har ICRP beregnet standard dosiskoefficienter for hvert radioaktivt stof for tre type standardmaterialer (kemisk forbindelse) benævnt henholdsvis type F (fast), type M (medium) og type S (slow). ICRP fremhæver dog, at disse standard dosiskoefficienter med fordel kan erstattes af specifikke koefficienter for den enkelte situation, når man har den fornødne kendskab til de fysiske og kemiske egenskaber af de pågældende radioaktive stoffer.

Thule-partikler

De kemiske og fysiske egenskaber af de radioaktive partikler, der blev dannet og spredt ved flystyrtet i Thule i 1968 hænger nøje sammen med de høje temperaturer som følge af eksplosionen i det konventionelle sprængstof i de fire kernevåben og den omfattende brand i flyets brændstof. Som ventet viste undersøgelser efter flystyrtet, at plutonium forekom i form af oxidpartikler med meget varierende partikelstørrelser. I sneen og isen på nedstyrtningsstedet fandtes en partikelstørrelse på henholdsvis 5,6 μm og 2 μm [Figur 3]. Det var ikke muligt at bestemme partikelstørrelsen i sneprøver fra Narsaarsuk (for få partikler i prøverne), men det skønnes ud fra meteorologiske overvejelser, at denne ville være omkring 20 μm [1].

Thule-partiklerne er kemisk ganske komplekst opbygget, og egenskaberne kan variere fra partikel til partikel. Partikler i miljøet udsættes for det skiftende vejrlig og kan over en årrække nedbrydes og ændre egenskaber, herunder i et vist omfang udskille plutonium og americium. En nordisk undersøgelse fra 2010 af nogle Thule-partikler viste således, at selvom partiklerne er svære at opløse helt, så afgiver de fx materiale i vandige opløsninger, dog mindre i lungevæskelignende opløsninger [13].

Figur 3



A: Mikrofotografi med alfaspør fra plutonium-partikler i en prøve fra den knuste is på nedstyrtningsstedet, foto fra [1].

B: To isolerede Thule-artikler i en dråbe vand, foto fra [12].

Plutonium-partikler, der er dannet under Thule-lignende omstændigheder, kendes fra Palomares-ulykken i Spanien i 1966 (se afsnit 5.1) og flere undersøgelser tyder på, at de kemiske og fysiske egenskaber af Thule-partikler og Palomares-partikler er meget ens [14]. Kendskab til Palomares-partiklerne og tidligere undersøgelser af deres kemiske

og fysiske egenskaber samt vurdering af indtag efter indånding og de tilhørende dosis-koefficienter kan med fordel benyttes som udgangspunkt for Thule-vurderingen frem for brug af ICRP's standardværdier. Man må dog ikke glemme, at partiklerne kan have været udsat for forskelle i påvirkninger i det arktiske henholdsvis det tempererede klima.

National Radiological Protection Board (NRPB, nu HPA Radiation Protection Division) i England og Research Center for Energy, Environment and Technology i Spanien (CIEMAT) har således gennemført studier på dyr for at bestemme optaget af plutonium fra lungerne til blodet fra Palomares-partikler. Sammenholdes resultaterne med de anbefalede biokinetiske modeller fra ICRP er der fastsat specifikke dosiskoefficienter for plutonium-239 og americium-241 til brug for vurdering af stråledosis efter indånding af forurenede Palomares-støv [15, 16]. De specifikke Palomares-dosiskoefficienter er vist i Tabel 5 sammen med de af ICRP anbefalede standard dosiskoefficienter.

Tabel 5. Dosiskoefficienter for indånding for plutonium-239 og americium-241.

Radioaktivt stof	Person-kategori	Palomares støv mSv/Bq	ICRP type M mSv/Bq	ICRP type S mSv/Bq
Pu-239	Voksne	0,024	0,050	0,016
	10-årige	0,025	0,048	0,019
	1-årige	0,046	0,077	0,039
Am-241	Voksne	0,031	0,042	0,016
	10-årige	0,030	0,040	0,019
	1-årige	0,057	0,069	0,040

Palomares-dosiskoefficienterne er baseret på en partikelstørrelse på 2,8 µm, hvor ICRP-koefficienterne er baseret på en partikelstørrelse på 1 µm. Ved fastsættelse af Palomares-dosiskoefficienterne antages endvidere, at voksne personer i 10 % af tiden udfører hårdt arbejde (landbrugsarbejde). Tabellen viser, at de specifikke dosiskoefficienter for plutonium-239 ligger nærmest ICRP type S, hvorimod de for americium-241 ligger nærmest ICRP type M. Denne forskel mellem plutonium-239 og americium-241 skyldes, at undersøgelserne på dyr viste et hurtigere og større optag fra lungerne til blodet for americium-241 end for plutonium-239.

Forholdet mellem plutonium-239 og americium-241 i en jordprøve afhænger, som nævnt i afsnit 3.1, dels af mængden af plutonium-241 i det oprindelige anvendte våben-plutonium og dels af tiden siden produktionen af dette, og dermed også om de radioaktive stoffer stammer fra det globale nedfald fra de atmosfæriske kernevåbentest eller fra Thule-ulykken. Risø DTU har i de gennemførte målinger på jordprøver fra 2007 og 2008 [6] fundet, at forholdet mellem plutonium-239 og americium-241 stiger med stigende målt overfaldekonzentration af americium-241, og at forholdet Pu-239/Am-241 på nuværende tidspunkt er 6 for over fladekoncentrationer større end 1 kBq/m², der er helt domineret af nedfaldet fra Thule-ulykken. Benyttes dette forhold for alle beregninger af indåndingsdoser kan en specifik dosiskoefficient beregnes for Thule-plutonium, der dels tager hensyn til tilstedeværelse af americium-241 og dels antager, at Thule-partiklerne har de samme fysiske og kemiske egenskaber som Palomares-partiklerne. De specifikke Thule-dosiskoefficienter for de tre personkategorier er vist i Tabel 6.

Tabel 6. Dosiskoefficienter for indånding for Thule-plutonium.

Radioaktivt stof	Person-kategori	Thule-dosiskoefficient mSv/Bq
Thule-plutonium	Voksne	0,029
	10-årige	0,030
	1-årige	0,056

Ophold i området

Den samlede tid en person opholder sig i et forurenede område spiller naturligvis en rolle for, hvor stor en mængde forurenede luft, der indåndes og dermed for den resulterende stråledosis. For Thule-forureningen kan tiden på året for opholdet desuden være af betydning, da en mulig resuspension af radioaktive stoffer forventes at være mindre, når området er tilfrosset og delvist snedækket om vinteren.

For beregning af stråledoser med henblik på strålebeskyttelse af befolkningen herunder sammenligning med det anbefalede Thule-referenceniveau, anbefaler ICRP brug af en såkaldt repræsentativ person. Ved den repræsentative person forstås en i de fleste tilfælde hypotetisk person, der modtager en stråledosis, der er repræsentativ for de mere udsatte personer i den berørte befolkning. ICRP anbefaler endvidere, at befolkningen i denne sammenhæng kan opdeles i 3 alderskategorier, henholdsvis voksne (16-70 år), børn (6-15 år) og spædbørn (0-5 år), og at levevaner, dosiskoefficienter m.m. for de 3 kategorier svarer til henholdsvis voksne, 10-årige og 1-årige.

SIS har ikke haft mulighed for at få detaljerede oplysninger om omfanget af grønlandske fangeres brug af områderne omkring Narsaarsuk og Grønnedal og har derfor heller ikke mulighed for på den baggrund at definere karakteristika for en repræsentativ person i relation til forureningen af landområdet. I forbindelse med gennemførelsen af Sundhedsundersøgelsen i Avanersuaq [17] blev deltagerne spurgt om deres færden i forskellige dele af Thule-området, herunder i Narsaarsuk-området. SIS har haft mulighed for at drøfte de indsamlede oplysninger med projektlederen for sundhedsundersøgelsen [18], og SIS skønner på denne baggrund, at det til brug for dosisberegningerne i denne rapport konservativt kan antages, at de grønlandske fangere opholder sig op til 2 uger om året i området.

I forbindelse med prøveindsamlingerne i Thule-området i somrene 2007 og 2008 er det endvidere blevet kendt, at området omkring Grønnedal og Kap Atholl i flere tilfælde har været benyttet som et udflugtsmål for ansatte på Thule-basen og muligvis også for passagerer på krydstogtskibe. SIS skønner tilsvarende, at andre personer konservativt/forsigtigt kan antages at opholde sig i op til 48 timer i området om året. De antagne opholdstider i Thule-området til brug for dosisberegningerne er vist i Tabel 7.

Tabel 7. Antagede opholdstider i de forurenede områder i sommerhalvåret til brug for dosisberegninger.

Repræsentativ person	Opholdstid Dage/år (timer/år)
Grønlandske fangere	14 (336)
Andre	2 (48)

Dosisberegning

Den årlige stråledosis (E angivet i enheden mSv/år) som følge af indånding af radioaktive stoffer fra ophold i et forurenede område kan beregnes efter følgende formel:

$$E = e_i \cdot B \cdot f \cdot C_L$$

hvor C_L er luftkoncentrationen angivet i Bq/m³,
 f er opholdstiden i området angivet i timer/år,
 B er indåndingshastigheden angivet i m³/h (m³/time),
 e_i er dosiskoefficienten for indånding angivet i mSv/Bq.

Værdier af opholdstider, f , og dosiskoefficienterne, e_i , er gennemgået ovenfor.

Luftkoncentrationen, C_L , der benyttes i formlen, kan baseres på de gennemførte aktive og passive målinger i nærheden af Narsaasuk eller estimeres ud fra de tidligere beskrevne resuspensionsmodeller sammenholdt med de tilhørende målinger af koncentrationen af de radioaktive stoffer i de øverste lag jord.

De af ICRP anbefalede standard indåndingshastigheder for de 3 personkategorier, der er baseret på en standard fordeling af det daglige aktivitetsniveau (søvn, siddende, let aktivitet, høj aktivitet) med tilhørende indåndingshastigheder, er vist i Tabel 8. I tabellen er også vist den indåndingshastighed, der blev anvendt i forbindelse med estimeringen af de specifikke Palomares-dosiskoefficienter, hvor det blev antaget, at der blev udført hårdt landbrugsarbejde i 10 % af tiden [15, 16].

Tabel 8. Indåndingshastigheder for enkeltpersoner i befolkningen.

Personkategori	Indåndingshastighed, m ³ /h
ICRP, voksne	0,93
ICRP, 10-årige	0,64
ICRP, 1-årige	0,22
Palomares-arbejder	0,95

3.3.2 Spisning

Vurdering af stråledosis fra spisning af radioaktive stoffer, der stammer fra de forurenede områder i Thule, forudsætter som udgangspunkt kendskab til eller vurdering af forureningen af fødevarer med oprindelse i de forurenede områder, af det årlige indtag af de forurenede fødevarer samt af de fysiske og kemiske egenskaber af de pågældende radioaktive stoffer.

Nedenfor vil følgende forhold blive omtalt nærmere:

- Dosiskoefficienter for spisning
- Drøvtyggere og plutoniumforurening
- Indtag af lokalt fanget moskusoksekød
- Dosisberegning

Dosiskoefficienter for spisning

De fysiske og kemiske egenskaber har betydning for størrelsen af optaget af de radioaktive stoffer i blodet og for fordelingen, omsætningen og udskillelsen fra kroppen. ICRP har til brug for dosisberegninger efter spisning på samme måde som for indånding anbefalet standard dosiskoefficienter for spisning baseret på dyreforsøg og humane stu-

dier. De af ICRP anbefalede standard dosiskoefficienter for plutonium-239 og americium-241 er vist i Tabel 9. Det ses, at dosiskoefficienterne for spisning er omkring en faktor 100 gange mindre end de tilsvarende dosiskoefficienter for indånding. Dette hænger sammen med, at optagelsen af plutonium og americium fra fordøjelsessystemet til blodet er meget lille, hvilket medfører en væsentlig mindre stråledosis pr. Bq for spisning end for indånding. ICRP regner således i modellerne med, at kun 0,05 % af den mængde plutonium eller americium, der indtages med fødevarer, optages i blodet.

Tabel 9. Dosiskoefficienter for spisning for plutonium-239 og americium-241.

Radioaktivt stof	Person-kategori	ICRP-dosiskoefficient mSv/Bq
Pu-239	Voksne	0,000.25
	10-årige	0,000.27
	1-årige	0,000.42
Am-241	Voksne	0,000.20
	10-årige	0,000.22
	1-årige	0,000.37

Drøvtyggere og plutoniumforurening

Fødevarer med oprindelse i de forurenede landområder ved Thule omfatter primært kød fra moskusokser, der er skudt i området ved Kap Atholl. Grønlands Selvstyre har i 2010 og 2012 fastsat en fangstkvote for moskusokser i Kap Atholl på 15 dyr [19]. Jagt på rensdyr foregår primært i Inglefield Land og Olrik Fjord, der ligger nordøst for Thulebasen, og som ikke er forurenede som følge af flyulykken i 1968 [20]. Indtag af kød fra rensdyr er derfor ikke medtaget i vurderingerne i det følgende.

Græs og vegetationens optag af plutonium og americium gennem rødderne er meget lille og normalt en eksponeringsvej man kan se bort fra [21]. Moskusokserne kan imidlertid indtage plutonium og americium i forbindelse med indtag af græs og vegetation, der er direkte forurenede på overfladen som følge af resuspension og efterfølgende nedfald af de radioaktive stoffer. Moskusokserne indtager også en ikke ubetydelig mængde jord i forbindelse med afgræsning af de sparsomme områder. I det omfang denne jord er forurenede, kan dette også være en kilde til moskusoksernes indtag af plutonium og americium.

Der foreligger ikke egentlige direkte målinger af plutonium-239 eller americium-241 i moskusokser fra Thule-området eller fra andre steder i Grønland. Muligheden for forurening af moskusoksekød kan på nuværende tidspunkt derfor kun vurderes ud fra helt overordnede betragtninger og viden om forureningen i området og om optag og fordeling af plutonium og americium i andre drøvtyggere, herunder moskusokser.

ICRP's modeller for optagelse af plutonium og americium fra fordøjelsessystemet hos mennesker er som nævnt i væsentlig omfang baseret på dyreforsøg og dyreundersøgelser og viser generelt, at kun en mindre brøkdel af plutonium og americium optages fra dyrs fordøjelsessystemer, og at fordelingen af de optagne stoffer ligesom for mennesker primært sker til lever og knogler. IAEA har eksempelvis i en håndbog med anbefalede parameterværdier til brug for forudsigelse af overførsel af radioaktive stoffer i terrestriske miljøer og ferskvandsmiljøer angivet en generel optagelsesfaktor fra fordøjelsessystemet for voksne drøvtyggere på omkring 0,01 % for både plutonium og americium [22]. Man kan derfor antage, at hvis moskusokserne indtager plutonium og americium

i forbindelse med afgræsning af områderne, vil det kun være en meget lille del af disse stoffer, der optages i dyrenes blod og en mindre del heraf vil fordeles til kødet (musklerne).

I en amerikansk undersøgelse fra 70'erne målte man indholdet af americium og plutonium i kvæg, der i op til 3 år under naturlige forhold uden supplerende fodring havde græsset i en aflukket ørkenagtigt område i Nevada, der var blevet forurenet i 1957 med plutonium og americium som følge af forsøg med detonation af de høj-eksplosive komponenter i et kernevåben (uden betydende aktivering (fission) af bomben). Undersøgelsen viste en gennemsnitlig optagelsesfaktor fra fordøjelsessystemet til kødet på omkring 0,0001 % for både plutonium-239 og americium-241. Det var således ikke noget der tydede på en større tilgængelighed af plutonium og americium i miljøet for optagelse i kvæg efter 20 års forløb [23].

De forurenede områder i den amerikanske undersøgelse bestod af et indre (1 km²) og ydre område (3 km²) med en gennemsnitlig (geometrisk middelværdi) koncentration af plutonium-239 i de øverste 2,5 cm jord på henholdsvis 23 kBq/kg og 1,9 kBq/kg (tørvægt). De målte koncentrationer af plutonium-239 i kødet på de undersøgte kvæg ældre end 1,5 år varierede fra 0,001 til 0,06 Bq/kg (vådvægt), bl.a. afhængig af hvor mange dage de pågældende dyr havde været i de pågældende indelukker før slagtningen (200 – 1000 dage) [24]. Benyttes den model, der blev benyttet i analysen af de eksperimentelle data i [24], kan det skønnes, at kvæg, der havde græsset i de to forurenede områder, sent i livet vil have en koncentration af plutonium i kødet af størrelsesordenen 0,1 Bq/kg henholdsvis 0,01 Bq/kg (vådvægt).

I en engelsk undersøgelse fra 80'erne undersøgte man om får kunne bruges som en indikator for deposition af plutonium fra de tidligere atmosfæriske kernevåbentest og fra udslip fra oparbejdningsanlægget ved Sellafield. Undersøgelsen viste, at måling af plutoniumindholdet i ekskrementer fra får, der har græsset i et område, er en reproducerbar og følsom indikator for depositionen af plutonium på foderplanter og i jorden i pågældende område [25]. Udslippet fra Sellafield kunne detekteres i ekskrementer fra får op til 60 km fra anlægget. Under de engelske forhold fandtes, at indholdet af plutonium-239 i ét gram ekskrementer (tørvægt) i grove træk svarede til depositionen på planterne på 1 m² jordoverflade, og at 10 til 40 % af plutoniummet i ekskrementer kunne stamme fra indtag af jord. Undersøgelsen viste også, at et indhold af plutonium-239 i ekskrementer på 1.000 Bq/kg (tørvægt) vil svare til en koncentration af plutonium i fårekød på 0,01 Bq/kg og i fårelever på 20 Bq/kg.

Forholdene i de amerikanske og engelske undersøgelser kan ikke umiddelbart overføres til moskusokser i Thule-området. Dels er der tale om en anden drøvtygger men først og fremmest er græsningsforholdene anderledes i Grønland. Undersøgelserne kan dog anvendes til at give et præliminært overslag over de mulige størrelsesordener, der kan være relevante for indholdet af plutonium i moskusokserne i Thule-området. Risø DTU har i august 2006 tilfældigvis fundet og indsamlet to prøver af ekskrementer fra moskusokser i henholdsvis Narsaarsuk og Grønnedal. Prøverne, der ikke nødvendigvis er repræsentative, er blevet målt for indhold af plutonium-239 og viste begge et indhold på omkring 10 Bq/kg (tørvægt) [26]. I Tabel 10 er vist de størrelsesordener af koncentrationen af plutonium-239 i moskusoksekød man vil få, hvis resultaterne af de amerikanske og engelske undersøgelser overføres direkte uden nogen former for korrektioner til Grønland for de af Risø DTU fundne koncentrationer af plutonium i jord fra Narsaarsuk og i ekskrementerne fra moskusokser.

Tabel 10. Størrelsesordenen af koncentrationen af plutonium-239 i moskusoksekød baseret på ukorrigerede amerikanske og engelske undersøgelser sammenholdt med målinger i Thule-området.

Undersøgelse	Narsaarsuk jord Bq/kg	Ekskrementer moskusokse Bq/kg	“Kød” Bq/kg
Kvæg i Nevada	1.800*	-	0,01
Får i Nordengland	-	10	0,000.1

Talværdier mærket med * er baseret på Risø DTU's rapport [6].

Moskusoksernes indtag af plutonium stammer fortrinsvist fra indtag af forurenede jord. Antages indtaget af jord at udgøre 10 % af det samlede masseindtag vil et indhold i ekskrementerne på 10 Bq/kg, som målt i de grønlandske prøver, overslagsmæssigt svare til en koncentration i den indtagne jord på 100 Bq/kg og dermed en mindre koncentration i kødet end for ”kvæg-modellen” i tabellen.

Indtag af lokalt fanget moskusoksekød

Forbruget af moskusoksekød i Grønland er ikke kendt i detaljer. Der er imidlertid gennem årene gennemført en række kostundersøgelser, der giver mulighed for at vurdere det årlige indtag af moskusoksekød i den lokale befolkning i Thule-området. Kostundersøgelser i 2004 og 2006 i henholdsvis Uummannaq og Narsaq viste et dagligt indtag af landpattedyr (lam, rensdyr, moskusokse, hare) på omkring 20 gram pr. dag svarende til omkring 7 kg/år [27]. En anden/senere kostundersøgelse [28], der omfattede 12 byer og bygder, viste et gennemsnit for hele Grønland på omkring 12 gram pr. dag (4 kg/år) for rensdyr og moskusokse med en betydelig variation fra sted til sted, givetvis baseret på muligheden for jagt på de to dyr i de undersøgte byer og bygder. Det gennemsnitlige forbrug i Avanersuaq er ca. 15 gram pr. dag. SIS skønner på den baggrund, at der til brug for vurderingen i denne rapport kan benyttes de i Tabel 11 viste årlige indtag af moskusoksekød for en repræsentativ person i Thule-området. Lever fra moskusokse indgår ikke i kosten [28].

Tabel 11. Antaget indtag af moskusoksekød fra de forurenede områder i Thule til brug for dosisberegninger.

Repræsentativ person	Indtag af moskusoksekød kg/år
”Normalt spisende”	3
”Stort spisende”	15

Dosisberegning

Den årlige stråledosis (E angivet i enheden mSv/år) som følge af spisning af en given fødevarer forurenede med et givet radioaktivt stof fra et forurenede område kan beregnes efter følgende formel:

$$E = e_s \cdot M \cdot C_F$$

hvor C_F er koncentrationen af fødevareren angivet i Bq/kg,
 M er indtaget af fødevareren angivet i kg/år,
 e_s er dosiskoefficienten for spisning af det radioaktive stof angivet i mSv/Bq.

Er der tale om flere radioaktive stoffer i en eller flere typer fødevarer skal alle bidrag fra hver fødevarer og hvert radioaktivt stof lægges sammen for at få den samlede årlige stråledosis fra spisning. Værdier af indtaget af moskusoksekød, M , og dosiskoefficienter, e_p , er gennemgået overfor. Koncentrationen af radioaktive stoffer i moskusoksekød, C_p , må på nuværende tidspunkt baseres på overslagsmæssige skøn med henblik på at give en vurdering af de mulige størrelsesordener af den tilhørende stråledosis.

3.3.3 Sår

Ved ophold i forurenede områder kan åbne eller lukkede sår og rifter i huden blive forurenede med støv og jord eller større partikler. Sår kan omfatte punkteringer i huden, hudafskrabninger, snitsår eller forbrændinger. Det forurenende materiale kan fæste sig til sårets overflade eller blive indlejret mere dybt i såret. Efterfølgende kan det forurenende materiale hurtigt blive afstødt eller udstødt, blive indkapslet i sårområdet eller blive delvist optaget i kroppen, fx via blod eller lymfevæske.

For at vurdere stråledosis fra forurening af sår bør man ideelt have kendskab til arealet af kroppen, der typisk er udsat for sår, hyppigheden af tilstedeværelsen af sår samt mængden af forurenende materiale, der kommer ind i og forbliver i sårene. I tillæg her-til er forureningen i Thule-området ikke jævnt fordelt i jorden, og der vil derfor også være knyttet en sandsynlighed for, at en given jordforurening af et sår indeholder en bestemt mængde plutonium. Sammenlignet med indånding og indtag gennem kost er der derfor for såreksponering i langt højere grad knyttet en sandsynlighed til om den vurderede stråledosis reelt modtages. Beregninger er således begrænset til at angive den mulige potentielle stråledosis for situationer, hvor en antaget jordmængde med et antaget plutoniumindhold forurenede et sår.

Eksempelvis antog man i vurderingen af den potentielle stråledosis fra sårforurening i Maralinga (se afsnit 5.2), at den samlede forurening af sår gennem et år udgjorde 1 g jord, og man beregnede herefter sandsynligheder og tilhørende stråledoser for, at det ene gram jord indeholdt partikler med forskellige aktiviteter baseret på karakteriseringen af forureningen i Maralinga [29]. Det skal bemærkes, at en samlet forurening af sår på 1 g jord om året er meget stor og skal ses i sammenhæng med de indfødte aboriginals levevis i den australske ørken.

Efter en given forurening af et sår med radioaktive stoffer afhænger optaget af disse i kroppen og dermed den resulterende stråledosis som for de to andre eksponeringsveje af de fysiske og kemiske egenskaber af pågældende stoffer. National Council of Radiation Protection and Measurement i USA (NCRP) har i samarbejde med ICRP udviklet en model for tilbageholdelse i og udskillelse af radioaktive stoffer fra sår baseret på dyreforsøg og erfaringer fra sårforureninger af mennesker [30]. Sammen med ICRP's modeller for radioaktive stoffers omsætning i og udskillelse fra kroppen muliggør modellen beregning af stråledosis efter en sårforurening. NCRP-modellen skelner for de mere uopløselige stoffer som plutonium og americium mellem små og store partikler (benævnt partikler henholdsvis fragmenter), hvor skillelinjen som et skøn er sat ved partikler omkring 20 μm .

Dosiskoefficienter for sårindtag for plutonium-239 og americium-241 er estimeret med beregningsprogrammet IMBA Professional Plus [31], der i tillæg til ICRP's modeller også omfatter NCRP's sårmodel. Dosiskoefficienterne for sårindtag udtrykker dosis over de efterfølgende 50 år (for børn 70 år) efter en forurening af et sår med 1 Bq af det pågældende radioaktive stof (mSv/Bq). Resultaterne for plutonium-239, ameri-

um-241 og Thule-plutonium er vist i Tabel 12 for materiale større og mindre end 20 μm .

Tabel 12. Dosiskoefficienter for sårindtag for plutonium-239, americium-241 og Thule-plutonium.

Radioaktivt stof	Person-kategori	Partikler ($\leq 20 \mu\text{m}$) mSv/Bq	Fragmenter ($> 20 \mu\text{m}$) mSv/Bq
Pu-239	Voksne	0,39	0,017
Am-241	Voksne	0,33	0,014
Thule-plutonium	Voksne	0,45	0,019

Dosiskoefficienten for fragmenter er væsentligt mindre end for partikler, da NCRP-modellen for fragmenter antager, at en væsentlig større del af de radioaktive stoffer i partiklen forbliver i såret og derfor ikke overføres til blodet eller lymfebanen end for partikler (- 95 % mod ~ 1 % efter 2 år).

4 Vurdering af stråledoser i Thule

4.1 Forureningsniveauer

Værdier af overfladekoncentration og jordkoncentration af plutonium-239 og americium-241 indgår i modellerne for beregning af stråledosis for alle 3 eksponeringsveje. Til brug for beregningerne er der baseret på Risø DTU's undersøgelser i Tabel 13 angivet de koncentrationer for Thule-forureningen, der lægges til grund for vurderingerne i denne rapport.

Tabel 13. Anvendte koncentrationer af plutonium-239 og americium-241 for Thule-forureningen.

Radioaktivt stof	Overfladekoncentration kBq/m ²	Jordkoncentration kBq/kg
Pu-239	50	1,8
Am-241	9	0,3

Overfladekoncentrationerne i Tabel 13 er baseret på den geostatistiske analyse [7] for Narsaarsuk-området, der estimerede et samlet nedfald på 270 GBq plutonium-239 henholdsvis 45 GBq americium-241 på et areal på 4,8 km². Til sammenligning med værdierne i tabellen er den aritmetriske middelværdi af Risø DTU's primære måleresultater 39 kBq/m² for plutonium-239 og 6,6 kBq/m² for americium-241.

For jordkoncentrationerne i Tabel 13 er det på basis af Risø DTU's målinger [6] antaget, at den ovenfor estimerede samlede nedfaldne aktivitetsmængde for henholdsvis plutonium og americium er jævnt fordelt i de 2 cm øverste jordlag med en densitet på 1,5 g/cm³. For plutonium er jordkoncentrationen væsentligt højere end den maksimale koncentration på 0,08 kBq/kg rapporteret af Risø DTU i 2006 [2].

Det er SIS's vurdering, at brug af de anførte koncentrationer vil give en konservativ vurdering af de beregnede stråledoser for alle 3 eksponeringsveje.

4.2 Indånding

Metoden til vurdering af indåndingsdoser er gennemgået i afsnit 3.3.1, og de relevante parameterverdier for opholdstider, indåndingshastigheder og dosiskoefficienter i relation til Thule-ulykken er angivet. Koncentrationen af plutonium i luften som følge af landforureningen er imidlertid den helt afgørende faktor for vurderingen af indåndingsdoserne. Luftkoncentrationen i Narsaarsuk er målt af Risø DTU i somrene 2007 og 2008 [6] og kan også estimeres ud fra de gennemførte målinger af overfladekoncentrationen af plutonium i området. En sammenstilling af målte og estimerede luftkoncentrationer til brug for dosisberegningerne er vist i Tabel 14. I tabellen er også vist de anvendte parameterverdier i de brugte modeller, jf. afsnit 3.3.1 og 4.1.

Tabel 14. Målte og estimerede luftkoncentrationer af plutonium-239.

Metode	Parameterværdier					
	Overfladekoncentration kBq/m ²	Resuspensionsfaktor m ⁻¹	Jordkoncentration kBq/kg	Støvbelastning µg/m ³	Koncentrationsfaktor	Luftkoncentration µBq/m ³
Målt på filter	-	-	-	-	-	0,0044 ¹⁾
Målt på folier	-	-	-	-	-	0,001 ¹⁾
Estimeret (Resuspensionsfaktor)	50 ²⁾	10 ⁻¹⁰	-	-	-	5
Estimeret (Støvbelastning)	-	-	1,8 ²⁾	1	5	9

1) Baseret på Risø DTU's rapport [6,7].

2) Baseret på Tabel 13.

De viste luftkoncentrationer er i alle tilfælde meget små. For de målte koncentrationer er niveauet sammenlignelig med de baggrunds niveauer, der i dag måles fx i Tyskland og Tjekkiet og omkring 3 størrelsesordener mindre end de plutoniumkoncentrationer, der blev målt på Thule-basen i perioden 1966-1976, i begge tilfælde som følge af de tidligere atmosfæriske kernevåbenforsøg, jf. Risø DTU [6].

For de estimerede luftkoncentrationer baseret på de generelle resuspensionsmodeller fås væsentligt højere luftkoncentrationer, da disse modeller åbenbart markant overvurderer den aktuelle resuspension i området omkring Narsaarsuk jf. Risø DTU [6].

Risø DTU har målt indholdet af americium-241 i 56 prøver indsamlet i Narsaarsuk ved at støvsuge overfladejorden på 1 m² [6]. Den geometriske middelværdi af disse målinger var 0,2 Bq/m², hvilket ved brug af et Pu-239/Am-241 forhold på 6 vil svare til en overfladekoncentration af plutonium-239 på 1,2 Bq/m². Antages det som eksempel, at denne overfladeaktivitet angiver den egentlige overfladeaktivitet, der er tilgængelig for resuspension, og beregnes luftkoncentrationen på basis heraf fås en luftkoncentration på 0,0001 µBq/m³. Dette er i væsentligt bedre overensstemmelse med de aktuelle målte luftkoncentrationer af Risø DTU.

Beregningen af stråledosis på basis af de i Tabel 14 målte og estimerede luftkoncentrationer er vist i Tabel 15. Da luftkoncentrationerne er meget små er de beregnede stråledoser også meget små.

I beregningen af indåndingsdoserne indgår en række forudsætninger, antagelser og målinger som alle er forbundet med betydelige usikkerheder. De viste indåndingsdoserne er derfor også forbundet med en betydelig usikkerhed, der altid må have den nødvendige opmærksomhed, når resultaterne indgår i sammenligninger og vurdering af risikoen ved at færdes i området omkring Narsaarsuk. Usikkerhederne omfatter også muligheden for en lokal øget resuspension som følge af personers ophold i området. Selvom der er betydelige forskelle (mange størrelsesordener) mellem de direkte og indirekte vurderinger af indåndingsdosis giver de et samlet robust billede af, at de potentielle stråledoser som følge af resuspension af plutonium og efterfølgende indånding heraf af personer, der måtte færdes i området, er trivielle og ikke udgør en betydende eksponeringsvej.

Tabel 15. Indåndingsdosis til repræsentative personer på basis af de målte og estimerede luftkoncentrationer af plutonium-239.

Repræsentativ person	Metode for luftkoncentration	Stråledosis, mSv/år
Grønlandske fangere	Målt på filter	0,000.000.04
	Målt på folier	0,000.000.009
	Estimeret (Resuspensionsfaktor)	0,000.05
	Estimeret (Støvbelastning)	0,000.08
"Turister"	Målt på filter	0,000.000.006
	Målt på folier	0,000.000.001
	Estimeret (Resuspensionsfaktor)	0,000.003
	Estimeret (Støvbelastning)	0,000.006

De direkte målinger af indholdet af plutonium på luftfiltre bør tillægges den største betydning og vil udgøre den bedste grundlag for en kvantitativ vurdering af størrelsesordenen af indåndingsdosis. I det følgende benyttes følgende værdi som indikator for indåndingsdosis for alle personer, såvel grønlandske fangere og turister, der måtte opholde sig i området:

- Indikator for indåndingsdosis: 0,000.000.1 mSv/år.

En stråledosis af denne størrelse er ekstremt lille.

4.3 Spisning

Metoden til vurdering af stråledoser fra spisning af fødevarer er gennemgået i afsnit 3.3.2, og de relevante parameterværdier for vurdering af størrelsesordenen af koncentrationen af plutonium i moskusoksekød, det årlige indtag heraf og dosiskoefficienter i relation til Thule-ulykken er angivet. Det er samtidig fremhævet, at koncentrationen af plutonium i moskusoksekød på nuværende tidspunkt må baseres på overslagsmæssige skøn. De skønnede størrelsesordener af stråledosis er vist i Tabel 16 for det antagne indtag af moskusoksekød for en "stort spisende". Stråledosis til en "normalt spisende" vil være 5 gange mindre end for en "stor spiser" men vil udtrykt som en størrelsesorden være den samme, hvorfor der i tabellen kun er refereret til en "stort spisende".

Tabel 16. Størrelsesorden af stråledosis til repræsentative personer på basis af indirekte skønnede koncentrationer af plutonium-239 i moskusoksekød.

Repræsentativ person	Metode for skøn	Stråledosis, mSv/år
"Stort spisende"	Kvæg i Nevada Måling på jord [1.8 kBq/kg]	0,000.1
	Får i England Måling på ekskrementer	0,000.000.1

De skønnede stråledoser i Tabel 16 medtager ikke et bidrag fra americium-241 i moskusoksekødet. Americium opfører sig i det væsentligste som plutonium i eksponeringskæden jord-drøvtyggerkød-menneske, dog med en tendens til et lidt større optag i dyr og mennesker for americium. Da forholdet mellem plutonium og americium i Thule er op til 6:1, vil et bidrag fra americium ikke have afgørende indflydelse på de skønnede størrelsesordener af stråledosis i Tabel 16. Disse kan derfor betragtes som

gældende for den samlede eksponeringsvej for spisning af dyr fra det terroristiske miljø forurenede med plutonium efter Thule-ulykken.

Lægges de præliminære overslag af størrelsesordenen af stråledosis til grund vil følgende værdi kunne benyttes som indikator for stråledosis fra spisning af moskusoksekød fra Thule-området:

- Indikator for stråledosis fra spisning: 0,000.1 mSv/år.

Selvom denne stråledosis er større end indikator for indåndingsdosis må den stadig betegnes som værende ekstremt lille.

Som anført ovenfor er de koncentrationer af plutonium i moskusoksekød, der indgår i beregningerne i Tabel 16, at betragte som et præliminært overslag over de mulige størrelsesordener, der kan være relevante for indholdet af plutonium i moskusokserne i Thule-området. På tilsvarende vis må de beregnede størrelsesordener af stråledosis betragtes som præliminære overslag baseret på undersøgelser på andre drøvtyggere i forurenede landområder, der adskiller sig fra det arktiske Thule. Et bedre overslag af størrelsesordenen af stråledosis kan kun fås ved indsamling af og måling på prøver af kød fra moskusokser fanget i Thule-området. SIS forventer ikke, at sådanne målinger skulle vise koncentrationer af plutonium i moskusoksekød, der afviger ekstremt (2 – 3 størrelsesordener) fra koncentrationerne i Tabel 10. Stråledoser, der er 2 til 3 størrelsesordener (100 til 1000 gange) større end den viste indikator-dosis for spisning vil også betegnes som værende meget lille og uden sundhedsmæssig betydning. SIS betragter derfor den anvendte indikator for stråledosis for spisning som værende robust indenfor meget vide rammer ved sammenligning med referenceniveauet på 1 mSv/år.

Der er ikke foretaget en egentlig indsamling af prøver af moskusoksekød fra Thule-området med henblik på måling af plutoniumindholdet. Der foreligger dog en foreløbig indikativ måling på en relativt lille prøvemængde, der er indsamlet i forbindelse med et nordisk projekt om de radioaktive stoffer polonium-210 og bly-210 [32]. Måling på denne lille prøve viste et plutoniumindhold mindre end 0,05 Bq/kg [33], der var detektionsgrænsen for plutonium ved den pågældende måling. Denne detektionsgrænse svarer størrelsesordensmæssigt til de antagne koncentrationer af plutonium i Tabel 10, der er benyttet ved dosisberegningerne i dette afsnit.

Det kan i øvrigt for sammenligning med den indikative plutonium-stråledosis for spisning oplyses, at målingerne i det nordiske projekt viste et indhold af polonium-210 i prøven af moskusoksekød fra Thule-området på 90 Bq/kg (tørvægt), hvilket vil svare til ca. 20 Bq/kg (vådvægt) [32]. Polonium-210 er et naturligt forekommende radioaktivt stof, der optræder efter radon-222 i uran-238 henfaldsserien, og dermed efter dannelsen i luften deponeres på jordens overflade, når radon-222 i luften henfalder. Polonium-210 udsender ligesom plutonium-239 alfastråling. Anvendes den i afsnit 3.3.2 beskrevne metode og de tilhørende parameterværdier til vurdering af stråledoser fra spisning, og med den af ICRP anbefalede dosiskoefficient for polonium-210, vil polonium i moskusoksekød give en stråledosis på 0,07 mSv/år for en "normal spiser" (3 kg pr. år) og 0,2 mSv/år for en "stort spisende" (10 kg pr. år), i begge tilfælde svarende til en størrelsesorden på 0,1 mSv/år.

Den anvendte indikator for stråledosis for spisning medtager ikke fødevarer fra det marine miljø. Siden ulykken i 1968 er der i mange omgange foretaget målinger på havbunden under nedstyrtningsstedet, og der er indsamlet marine dyr for måling af

forureningsniveauet. Gennem alle årene har konklusionen været, at der er en målelig forurening i det marine miljø, men at spisning af marine dyr ikke udgør nogen risiko for mennesker selv ved spisning af skaldyr med den højeste målte forurening [34, 35]. I 1998 blev det samlede indtag af plutonium i perioden 1968 – 1995 fra marin kost vurderet under antagelse af, at alt marin kost stammede fra Bylot Sund, og den gennemsnitlige årlige stråledosis herfra blev beregnet til 0,005 mSv/år [35]. Stråledoser fra spisning af marine dyr er derfor ikke medtaget i denne rapport og vil ikke blive omtalt yderligere.

4.4 Sår

Metoden til vurdering af stråledosis efter forurening af sår med jord og partikler er gennemgået i afsnit 3.3.3. Som nævnt gælder der for såreksponeringsvejen, at der er knyttet en sandsynlighed til forekomsten af mængden af radioaktive stoffer i den jord, der afsættes i et sår eller rift, og dermed også til størrelsen af den tilhørende stråledosis.

Antages det, at der samlet afsættes 0,1 g jord om året i sår hos en person, der opholder sig i områderne omkring Narsarsuk og Grønneidal, må man vurdere sandsynligheden for at denne jordmængde indeholder en given mængde plutonium. Sandsynligheden for, at indholdet i denne jordmængde svarer til mere end den gennemsnitlige aktivitetskoncentration af Thule-plutonium af alle de indsamlede jordprøver, vil være meget lille, når man tager hensyn til, at prøverne i stor udstrækning er indsamlet de steder, hvor der med feltinstrumenter kunne måles et forhøjet indhold af americium-241 i jorden. Tilsvarende vil sandsynligheden for at jordmængden netop indeholder en partikel med en stor aktivitetsmængde være meget lille. I begge tilfælde er det SIS' skøn, at disse sandsynligheder er væsentlig mindre end 1 % og dermed er også sandsynligheden for, at en person mere end én gang i livet eksponeres for et sådant sårindtag særdeles lille.

Størrelsen af stråledosis til en person, hvis denne får et sår forurenet med plutoniumholdig jord med et antaget aktivitetsindhold, kan beregnes med de i Tabel 12 viste dosiskoefficienter for sårindtag. Dosiskoefficienterne angiver den samlede stråledosis til personen over de efterfølgende 50 år efter indtaget, den såkaldte akkumulerede stråledosis. I Tabel 17 er vist den vurderede akkumulerede stråledosis for et sårindtag på 0,1 g jord med den i Tabel 13 angivne aktivitetskoncentration i jord samt for de mest aktive Thule-partikler, der er fundet i jorden i Thule-området. Disse akkumulerede stråledoser kan betragtes som værende i den øverste ende af de mulige potentielle stråledoser efter en forurening af sår. Da sandsynligheden for at udsættes for mere end ét sådant sårindtag i løbet af livet er ekstremt lille, er der i Tabel 17 også vist den gennemsnitlige årlige stråledosis svarende til de akkumulerede stråledoser. Dette er meningsfuldt, da den akkumulerede stråledosis fra plutonium-239 og americium-241 reelt vil være fordelt nogenlunde jævnt over de efterfølgende 50 år på grund af de meget lange opholdstider af disse stoffer i kroppen.

Tabel 17. Stråledosis efter sårindtag for enkeltpersoner i befolkningen.

Jord/partikel	Aktivitet Bq	Akkumuleret stråledosis mSv	Stråledosis pr. år mSv
0,1 g jord	0,18 (1,8 kBq/kg)	0,08	0,002
Partikel (20 µm)	20	9	0,2
Fragment (- 50 µm) Største fundet på land	150	3	0,06

I det følgende benyttes følgende indikative stråledoser for sårindtag af jord eller en enkelt partikel.

- **Indikator for stråledosis efter sårindtag (jord): 0,001 mSv/år.**

- **Indikator for stråledosis efter sårindtag (partikel): 0,1 mSv/år.**

Da det for både koncentrationen af plutonium af den sårforurenende jord og aktiviteten af den indtagne partikel er valgt meget store (konservative) værdier og sandsynligheden samtidig for indtag vurderes at være væsentligt mindre end 1 %, kan de valgte indikative stråledoser betragtes som liggende i den helt høje ende af de stråledoser, der er mulige som følge af plutoniumforurening af sår hos mennesker, der opholder sig i Thule-området.

4.5 Sammenfattende vurdering

De indikative stråledoser for de tre eksponeringsveje (indånding, spisning og sårindtag) er beskrevet nærmere i de foregående afsnit, og der er redegjort for de usikkerheder, begrænsninger og sandsynligheder, der er knyttet hertil. I Tabel 18 er der vist en oversigt over de indikative stråledoser for de tre eksponeringsveje.

Tabel 18. Indikative størrelsesordener af stråledosis som følge af radioaktiv forurening af landjorden i Thule-området.

Eksponeringsvej	Stråledosis pr. år mSv	Bemærkninger
Indånding	0,000.000.1	Baseret på måling på filtre
Spisning	0,000.1	Baseret på modeller for kvæg i USA
Gennem sår 0,1 g jord	0,001	Sandsynlighed væsentligt mindre end 1 %
Gennem sår - 20 µm partikel	0,1	Sandsynlighed væsentligt mindre end 1 %

Sammenholdes de i tabellen viste stråledoser med det i afsnit 2.2 anbefalede referenceniveau for forurening som følge af Thule-ulykken på 1 mSv/år, er de vurderede størrelsesordener af stråledosis for eksponeringsvejene indånding og spisning mange størrelsesordener mindre end referenceniveauet (10.000 til 10 millioner gange mindre). For eksponeringsvejen sårindtag er størrelsesordenen af stråledosis en faktor 10 til 1000 gange mindre, og denne er samtidig forbundet med en sandsynlighed, der vurderes at være væsentligt mindre end 1 %.

Det er på denne baggrund SIS' vurdering, at den samlede stråledosis til repræsentative personer i Thule-området fra plutonium-forureningen efter Thule-ulykken i 1968 selv under ekstreme betingelser og forudsætninger er mindre end det anbefalede reference-niveau.

I kapitel 3 er der i en række tabeller vist de relevante parameterværdier for alle 3 person-kategorier. I dette kapitel er der dog kun vist mellemregningerne og resultaterne for de beregnede stråledoser for voksne personer, men de angivne indikative størrelses-ordener af stråledoser dækker også person-kategorierne 10-årige og 1-årige. Vurdering af den samlede stråledosis er således gældende for alle person-kategorier.

Ovenstående vurdering kan også underbygges af følgende ekstreme eksempel, der ikke er realistisk og derfor ikke vil kunne finde sted i praksis. Risø DTU har målt indholdet af americium-241 i 56 prøver indsamlet i Narsaarsuk ved at støvsuge overfladejorden på 1 m² [6]. Vægten efter foraskning af støvsugerposerne har varieret fra 1 g til mere end 400 g. Målingerne viste et indhold i to tilfælde på 30 Bq americium-241, der antages at stamme fra en eller flere Thule-partikler. Dette svarer til et indhold på ca. 200 Bq plutonium-239 og er omfattet af vurderingen ovenfor af stråledosis efter sårindtag. I de øvrige tilfælde var indholdet i støvsugerposerne mindre end 3 Bq americium-241 svarende til ca. 20 Bq plutonium-239. Antages det, at et sådant indhold målt i en støvsugerpose enten indåndes eller spises fuldstændigt, vil det med brug af de tidligere specificerede dosiskoefficienter give en indåndingsdosis på 0,6 mSv og en dosis fra spisning på 0,05 mSv.

4.6 Tidligere målinger af plutoniumudskillelse

Statens Institut for Strålebeskyttelse gennemførte i 1988 i samarbejde med Risø DTU målinger af plutoniumudskillelsen hos personer, der på forskellige måder havde haft relationer til Thule-ulykken i 1968 [36]. Målinger omfattede bl.a. indsamling og måling på urinprøver fra grønlandske fangere m.v., der havde deltaget i arbejdet på nedstyrtningsstedet eller havde boet i bebyggelsen Narsaarsuk.

Den anvendte måleteknik i 1988 havde en detektionsgrænse på højst 0,000.2 Bq plutonium-239 pr. urinprøve. Dette svarede ifølge de daværende standard anbefalinger fra ICRP for optag, fordeling og udskillelse af plutonium i kroppen til, at man i 1988 skulle kunne erkende et indtag af plutonium-239 i 1968 ved indånding på 300 Bq. Der påvist ved undersøgelsen i 1988 ikke plutonium i nogle af de undersøgte prøver, og det konkluderedes derfor, at dette tydede på, at et eventuelt indtag af plutonium-239 i 1968 hos de undersøgte personer havde været mindre end 300 Bq. Et sådant indtag af plutonium vurderedes i 1988 på basis af de samme ICRP-anbefalinger beregningsmæssigt at kunne give en person en stråledosis på 20 mSv over de efterfølgende 50 år (0,4 mSv/år).

I afsnit 3.3.1 er der redegjort for, hvorledes indåndingsdoser i denne rapport beregnes på baggrund af specifikke oplysninger om Palomares-støv og de seneste anbefalinger fra ICRP om fordeling og udskillelse af plutonium i kroppen. Disse oplysninger og anbefalinger ville i dag være det bedste grundlag for vurdering af målinger af plutonium i urinprøver og kan derfor også på benyttes til vurdering af urinmålingerne fra 1988. En sammenligning mellem vurderingen i 1988 og en tilsvarende vurdering i dag, der er foretaget med brug af beregningsprogrammet IMBA Professional Plus [31], er vist i Tabel 19.

Tabel 19. Vurdering i 1988 og i 2011 af mængden af indåndet plutonium-239 i 1968 og tilhørende stråledosis svarende til en detektionsgrænse på 0,000.2 Bq plutonium-239 i en urinprøve i 1988.

År for vurdering	Materiale	Mindst erkendte indtag Bq	Mindst erkendte stråledosis mSv
1988	Type S	300	20
2011	Palomares støv	600	15
	Type M	200	9
	Type S	1.000	20

Tabel 19 viser, at det beregnede indtag af plutonium i dag og den resulterende stråledosis varierer med en faktor 2-3 sammenlignet med vurderingen i 1988 afhængigt af den type materiale, der benyttes i beregningen. Dette er indenfor den overordnede usikkerhed i beregningerne og viser således, at den tidligere vurdering af betydningen af de i 1988 gennemførte urinmålinger stadig er gældende.

Indtag og stråledosis i Tabel 19 er beregnet under antagelse af et enkelt indtag 20 år før urinprøvemålingen. Antages indtaget derimod at være jævnt fordelt over de 20 år før prøvetagningen, giver beregningen for Palomares støv en daglig indtagelse af plutonium-239 på 0,05 Bq svarende til et samlet indtag over de 20 år på 300 Bq og en tilhørende samlet stråledosis på 8 mSv.

5 Forureninger ved andre ulykker

Forureninger af landområder med våbenplutonium har fundet sted i forbindelse med produktionen og afprøvningerne af kernevåben flere steder i verden samt i forbindelse med ulykker under flyvning med operationsklare kernevåben. Forureningerne har medført risiko for plutoniumudsættelse af lokale befolkninger, og der er gennemført måleprogrammer for vurdering af størrelsen af sådanne udsættelser. Måleprogrammerne har dannet baggrund for gennemførelse af oprydningssprogrammer, og til brug herfor har de relevante myndigheder fastsat referenceniveauer og heraf afledte oprydningsskriterier eller acceptkriterier for brug af og beboelse i de forurenede områder. Som baggrundsinformation og sammenligningsgrundlag med forureningen i Thule-området gennemgås i korte træk situationen i Palomares i Spanien og i Maralinga i Australien, der begge på flere områder har lighedspunkter med Thule-forureningen.

5.1 Palomares, Spanien

I 1966 styrtede et amerikansk bombefly ned i Palomares efter sammenstød med et tankfly under brændstofpåfyldning i luften. Flyet medbragte 4 kernevåben af samme type, der var involveret i Thule-ulykken. De højeksplosive komponenter i 2 af bomberne detonerede og forurenede et 2,25 km² stort område omfattende bl.a. landbrugsarealer og byområder.

Målinger umiddelbart efter ulykken indikerede koncentrationer af plutonium-239 i jorden fra 80 Bq/kg op til 8 kBq/kg [37]. Oprydning blev iværksat med det samme og de 10 øverste cm jord af de mest forurenede områder, hvor overfladekoncentrationen oversteg 1,2 MBq/m², blev fjernet og sendt til USA som radioaktivt affald. Efterfølgende blev områder med overfladekoncentrationer over 0,12 MBq/m² vandet, dybdepløjet og homogeniseret for at nedbringe forureningen til lavere koncentrationer [38].

De efterfølgende undersøgelser i miljøet omkring Palomares har omfattet måling af koncentrationen af plutonium-239 i luften på 4 lokaliteter dækkende nedslagstederne for de to våben, et andet forurenede område samt selve byen Palomares. Fra 1966 til 1995 blev den højeste årlige middelkoncentration på 440 µBq/m³ målt i 1967. Den største ugentlige middelkoncentration blev målt i marts 1967 og var på 11.000 µBq/m³. Middelkoncentrationen over alle 30 år var 39 µBq/m³ i landbrugsområdet og 4 µBq/m³ i byområdet. Stråledosis er beregnet på basis af de målte luftkoncentrationer af plutonium-239 og den beskrevne metode i afsnit 3.3.1 [39]. Den største stråledosis på 0,054 mSv/år blev beregnet for landbrugsarbejdere i året 1967. Det samlede stråledosis fra indtag over alle 30 år blev beregnet til 0,21 mSv for landbrugsarbejdere og 0,037 mSv for byboere svarende til en gennemsnitlig dosis pr. år på henholdsvis 0,007 mSv/år og 0,001 mSv/år.

Luftmålingerne blev udført i områder, hvor overfladekoncentrationen af plutonium-239 varierede fra 0,12 til 1,2 MBq/m². Det har derfor været muligt at estimere resuspensionsfaktoren for Palomares-ulykken ud fra sammenhængende målinger af overfladekoncentration og luftkoncentration. Undersøgelserne indikerede, at resuspensionsfaktoren initialt var omkring 10⁻⁷ og efter et par måneder faldt den til 10⁻⁹ og efter et par år lå omkring 10⁻¹⁰.

I løbet af 90'erne ændredes brugen af Palomares-området væsentligt med mere højteknologisk landbrug (drivhuse) og en betydelig udvikling i turismen med mange nye bygninger. Denne ændring i brugen af området, der medførte flytninger af store

mængder jord, kunne indebære en øget tilgængelig af den tilbageværende plutonium-forurening. I 2000 vurderede Research Center for Energy, Environment and Technology i Spanien (CIEMAT), at den samlede plutoniummængde i de øverste 45 cm jord i den såkaldte zone 2 udgjorde 2,9 TBq, og i 2003 etablerede de spanske myndigheder kriterier (referenceniveauer) for brugen af de øverste 15 cm jord i Palomares. Kriterierne indebar, at ubegrænset brug af jorden kunne tillades, hvis det vurderedes, at den resulterende stråledosis ville være mindre end 1 mSv/år, delvis brug af jorden og krav om yderligere undersøgelser, hvis stråledosis ville være omkring 1 mSv/år, og forbud mod brug af jorden, hvis stråledosis ville være over 5 mSv/år. På basis af referenceniveauerne har de spanske myndigheder fastsat afledte jordkoncentrationer for plutonium-239 [40], se Tabel 20.

Tabel 20. Kriterier for brug af jordområder i Palomares med tilhørende afledte plutonium-239 jordkoncentrationer.

Brug af jordområde	Stråledosis pr. år mSv	Jordkoncentration Pu-239 kBq/kg
Forbud	> 5	> 25
Delvist og yderligere undersøgelser	~1	1 – 25
Ubegrænset	< 1	< 1

Et forskningsprogram blev påbegyndt med det formål at gennemføre en detaljeret karakterisering af den tilbageværende forurening, og americium-241 forureningen blev målt i et meget stort antal prøver i et 6,6 km² stort område. Disse målinger påviste bl.a. en forurening i et 0,2 km² område udenfor den i 1966 fastlagte linje for ”nul-forurening”. Dette område er blevet afspærret for offentligheden og flere målinger af forureningen er blevet gennemført. En rehabiliteringsplan for de mest forurenede områder er udarbejdet men ikke endeligt besluttet og sat i gang, da man endnu bl.a. mangler en endelig afklaring af, om den forurenede jord kan bortskaffes i USA [40].

5.2 Maralinga, Australien

Mellem 1955 og 1963 gennemførte Storbritannien i Maralinga, der er et øde område i det sydlige Australien, et afprøvningsprogram for kernevåben. Programmet omfattede bl.a. såkaldte ”mindre forsøg” med afbrænding og eksplosiv spredning af plutonium og uran i lighed med spredningen af plutonium ved de to flyulykker i Thule og Palomares. Efter den britiske afvikling af forsøgsområdet fandtes stadig en betydelig forurening af området, der vurderedes at kunne udgøre en sundhedsmæssig risiko til potentielle beboere i landområdet, der ikke havde haft adgang til området i forsøgsperioden. Potentielle beboere forventedes at være grupper af de oprindelige beboere i Australien, aboriginals, der lever et nomade-lignende liv uden fast bopæl.

I 1993 igangsatte de australske myndigheder et rehabiliteringsprojekt for området, der bl.a. indebar fastsættelse af oprydningsskriterier og fornyet opmåling af området. Oprydningsskriterierne blev fastsat på basis af et referenceniveau på 5 mSv/år under forudsætning af et konstant ophold i det forurenede område gennem hele året af de lokale beboere og under hensyntagen til alle tre eksponeringsveje (indånding af ophvirvlet støv, spisning af forurenede fødevarer, forurening af sår) [41]. Oprydningsskriterierne tog derfor hensyn til to hovedkrav. For det første krav til den maksimale koncentration af plutonium i overfladejord, der ville være tilgængelig for resuspension og indånding. Dette kriterium blev udtrykt i den målbare overfladeforurening af ameri-

um-241, idet der blev taget højde for et Pu-239/Am-241 forhold på 8 og en koncentrationsfaktor på 6. For det andet begrænsning i antal og aktivitet af forurenede partikler og fragmenter nær jordoverfladen, der utilsigtet kunne blive spist eller forurene et sår. De fastsatte oprydningsskriterier fremgår af Tabel 21.

Tabel 21. Oprydningsskriterier i Maralinga med tilhørende afledte overfladekoncentrationer, partikelaktivitet og partikelkoncentration for americium-241.

Oprydning/brug af jordområde	Overfladekoncentration kBq/m ²	Partikelaktivitet kBq	Koncentration af partikler (> 20 kBq)
Fjernelse af jord ¹⁾	> 40 (over 10.000 m ²)	> 100	> 1 pr. 10 m ²
Frigivelse efter jordfjernelse ²⁾	< 3 (over 10.000 m ²)	< 100	< 1 pr. 10 m ²
Ubegrænset ²⁾	< 3 (over 3 km ²)	< 100	< 1 pr. 10 m ²

1) Kun ét af kriterier skal være opfyldt.

2) Alle 3 kriterier skal være opfyldt.

Med de dosiskoefficienter, der var anbefalet for general brug på daværende tidspunkt og de specifikke faktorer for forholdene i Maralinga ville en overfladekoncentration af americium-241 på 3 kBq/m² forventes at give en årlig samlet stråledosis fra plutonium og americium på 5 mSv fra indånding af forurenede støv ved konstant tilstedeværelse året igennem i området. Realistiske scenarier for de to øvrige eksponeringsveje ville bidrage med mindre end 10 % til den samlede stråledosis.

5.3 Sammenligning med Thule-forureningen

Vurdering af om der er behov for særlige kontrol eller beskyttelsesforanstaltninger i et landområde, der er forurenede med radioaktive stoffer, afhænger i første omgang af niveauerne og udstrækningen af forureningen men i lige så høj grad også af den specifikke brug af og menneskers ophold i området sammenholdt med befolkningsmæssige, klimatiske og andre relevante forhold. Man kan derfor ikke umiddelbart sammenligne anvendte referenceniveauer og fastsatte afledte oprydningsskriterier og kriterier for brug af forurenede områder i forskellige lande. I det følgende er der dog foretaget en rent numerisk sammenligning mellem de anvendte referenceniveauer og kriterier i henholdsvis Palomares og Maralinga og de foretagne undersøgelser i Thule.

Palomares

Forbud mod brug og ophold i de mest forurenede områder i Palomares er baseret på et referenceniveau på 5 mSv/år. Ubegrænset brug af et forurenede område er i både Thule (denne rapport) og i Palomares baseret på, at stråledosis skal være mindre end et referenceniveau på 1 mSv/år.

De anvendte afledte kriterier for jordkoncentrationen for plutonium-239 i de forurenede områder på henholdsvis 25 kBq/kg for opholdsforbud og 1 kBq/kg for ubegrænset brug kan sammenlignes med det konservativt anslåede niveau for Narsaarsuk-området på 1,8 kBq/kg (se Tabel 13).

Maralinga

Forbud mod brug og ophold i de mest forurenede områder i Maralinga er baseret på et referenceniveau på 5 mSv/år. Det samme referenceniveau anvendes også som øvre grænse for ubegrænset brug af forurenede områder.

De anvendte afledte kriterier for overfladkoncentration for americium-241 på henholdsvis 40 kBq/m² for fjernelse af jord og 3 kBq/m² (over 3 km²) for ubegrænset brug kan sammenlignes med det konservativt anslåede niveau for Narsaarsuk-området på 9 kBq/m² (se Tabel 13).

Med hensyn til de australske kriterier for maksimal partikelaktivitet og partikelkoncentration i Tabel 21, er der i Thule hverken på land eller i de marine sedimenter målt aktiviteter over de anvendte grænser for enkelte partikler eller for partikelkoncentrationer.

6 Konklusioner og anbefalinger

6.1 Konklusioner

Risø DTU har gennemført undersøgelser af forureningen på landjorden i Thule-området efter af det radioaktive indhold i fire kernevåben blev spredt i forbindelse med nedstyrtningen af et amerikansk bombefly i 1968. Resultatet af Risø DTU's undersøgelser er beskrevet i rapporten *Thule-2007 – Investigation of radioactive pollution on land* og omfatter målinger i Thule-området i 2003, 2006, 2007 og 2008.

I denne rapport er der med udgangspunkt i Risø DTU's undersøgelser foretaget en vurdering af stråledoser og dermed af risikoen for personer som følge af den radioaktive landforurening i Thule-området.

I vurderingen af stråledoserne indgår en række konservative forudsætninger, antagelser og målinger, som alle er forbundet med betydelige usikkerheder. I flere tilfælde er der også anvendt modeller baseret på erfaringerne fra andre forurenede områder i verden, der har klimatiske og andre forhold, der afviger fra forholdene i Thule-området. De beregnede stråledoser er derfor forbundet med en betydelig usikkerhed, der altid må have den nødvendige opmærksomhed, når resultaterne indgår i sammenligninger og vurdering af risikoen ved at færdes i Thule-området. Af samme grunde er det valgt at angive de vurderede stråledoser i form af en indikativ størrelsesordenen, der gælder for alle personer, der måtte opholde sig i området, herunder for forskellige aldersgrupper.

Sammenholdes de i denne rapport vurderede størrelsesordener af stråledoser med det af SIS anbefalede referenceniveau for forurening som følge af Thule-ulykken på 1 mSv/år, er de vurderede størrelsesordener af stråledosis for eksponeringsvejene indånding og spisning mange størrelsesordener mindre end referenceniveauet (100.000 til 10 millioner gange mindre). For eksponeringsvejen sårindtag er størrelsesordenen af stråledosis en faktor 10 til 1.000 gange mindre, og denne er samtidig forbundet med en sandsynlighed, der vurderes at være væsentligt mindre end 1 %.

Det er på denne baggrund SIS' vurdering, at den samlede stråledosis til repræsentative personer i Thule-området fra plutonium-forureningen efter Thule-ulykken i 1968 selv under ekstreme betingelser og forudsætninger er mindre end det anbefalede referenceniveau.

6.2 Anbefalinger

På baggrund af Risø DTU's undersøgelser samt de gennemførte beregninger og vurderinger af stråledoserne med tilhørende litteraturgennemgang m.m. kan SIS ud fra et strålebeskyttelses- og sundhedsmæssigt synspunkt give følgende anbefalingerne med hensyn til behov for opfølgning på de gennemførte målinger og vurderinger, herunder vurdering af behov for yderligere fremtidige målinger:

- Ud fra en strålebeskyttelsesmæssig vurdering er der med det nuværende "brugsmønster" af det forurenede område i Thule ikke behov for restriktioner for ophold m.m. i området eller for oprensede foranstaltninger.
- Som fremhævet i forbindelse med vurderingen af stråledosis fra spisning af forurenede fødevarer foreligger der i dag ikke egentlige direkte målinger af plutonium i moskusokser fra Thule-området eller andre områder i Grønland, og der er derfor

ved vurderingen anvendt modeller baseret på erfaringerne fra andre forurenede områder i verden, der har klimatiske og andre forhold, der afviger fra forholdene i Thule-området. Eksponeringsvejen for spisning kan kvalificeres bedre gennem et mindre måleprogram for prøver fra moskusokser og andre landpattedyr fra Thule-området. De indsamlede prøver burde samtidigt måles for indhold af det naturligt forekommende radioaktive stof polonium-210.

- Vurderingen af stråledosis til repræsentative personer i Thule-området fra plutonium-forureningen er baseret på Risø DTU's undersøgelser frem til og med 2008 sammenholdt med den nuværende anvendelse af området. For at sikre at forudsætningerne for denne vurdering fortsat er gældende, bør der med 5 -10 års mellemrum gennemføres et tilpasset mindre måleprogram med henblik herpå.
- De vurderede stråledoser til repræsentative personer i Thule-området er væsentlig mindre end det anbefalede Thule-referenceniveau, og der er derfor i et dosisovervågningsperspektiv ikke behov for at gennemføre målinger af plutoniumindholdet i personer bosat i området på linje med de målinger, der blev gennemført i 1989 af udskillelsen af plutonium i urin fra tidligere beboere i Narsaarsuk.
- Opstår der planer for en ændret anvendelse af området, fx i form af planer om opførelse af bygningsværker eller andre installationer herunder et egentlig ophold eller beboelse i området, bør behovet for restriktioner for ophold m.m. i området eller for oprensede foranstaltninger tages op til fornyet vurdering som en del af detailplanlægningen før sådanne planer realiseres.
- Foranstaltninger i form af skiltning eller afspærring af udvalgte områder fastsat af andre hensyn end strålebeskyttelsesmæssige vil ikke influere på SIS' vurdering af den samlede stråledosis til repræsentative personer i Thule-området, herunder vurdering af stråledosis til personer, der måtte opsætte eller vedligeholde en sådan skiltning eller afspærring.
- Oprensede foranstaltninger vil kunne give anledning til mulighed for ophvirvling af plutonium under gennemførelse af oprensningen og dermed mulighed for en forøget stråleudsættelse af både personer, der udfører oprensningsarbejdet, og den lokale befolkning. Et oprensningsarbejde bør derfor i givet fald ikke besluttes og iværksættes, før der er gennemført og taget hensyn til en fuldt dækkende strålebeskyttelsesmæssig sikkerhedsvurdering af et sådant oprensningsprojekt.

7 Referenceliste

1. U.S. Air Force, 1970. Project Crested Ice. USAF Nuclear Safety, 65, 1-97.
2. Hanson, W.C., Plutonium in lichen communities of the Thule, Greenland region during the summer of 1968, Health Physics 22, 39-42, 1972.
3. Nielsen, S.P. og Roos, P., 2006. Thule-2003 – Investigation of Radioactive Contamination. Risø-R-1549(EN). Forskningscenter Risø, Roskilde.
4. Forskningscenter Risø, April 2007, Projektforslag Thule-2007 - Undersøgelse af radioaktiv forurening på landjorden.
5. International Atomic Energy Agency (IAEA), 2008, International Peer Review of the Technical Content of the Project Proposal "Thule-2007 - Investigations of Radioactive Contamination on Land".
6. Nielsen, S.P. og Roos, P., 2011, Thule-2007 – Investigation of radioactive pollution on land. Risø-R-1781(EN). Risø DTU. http://www.risoe.dtu.dk/Knowledge_base/publications/Reports/ris-r-1781.aspx
7. JSA-EnviroStat, 2011, Spatial statistical analysis of contamination levels of ²⁴¹Am and ²³⁹Pu at Thule, North-West Greenland, Gilleleje, Denmark. http://www.risoe.dtu.dk/Knowledge_base/publications/Reports/ris-r-1791.aspx
8. International Commission on Radiological Protection, 2007, ICRP Publication 103, The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection.
9. Petersen D., Storm Boe U. og Persson B. 2007, Radon i Grønlandske Boliger, Greenland Survey 2005-1. Grønlands forundersøgelser, ASIAQ, Niras Greenland A/S.
10. Nordiske strålebeskyttelsesmyndigheder, 2009, Recommendations for radon in dwellings in the Nordic countries. http://www.sst.dk/publ/Publ2009/SIS/Radon/Nordic_radon_recommendations_15-09-2009.pdf
11. Walsh, C. 2002, Calculation of Resuspension Doses from Emergency Response, National Radiological Protection Board UK, NRPB-W1 2002 http://www.hpa.org.uk/web/HPAwebFile/HPAweb_C/1194947420391
12. International Commission on Radiological Protection 1995, ICRP Publication 71, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4 Inhalation Dose Coefficients.
13. Roos, P., Outola I., Nygren U., Ramebäck H. and Sidhu. R., 2010, Assessment of weathering and leaching rates of Thule hot particles, Nordic nuclear safety research, NKS-215, 2010. http://www.nks.org/download/nks215_e.pdf
14. Lind O.C., Salbu B., Janssens K., Proost K., García-León M. and Garsía-Tenorio R., 2007, Characterization of U/Pu particles originating from the nuclear weapon accidents at Palomares, Spain, 1966 and Thule, Greenland, 1968, Science of the Total Environment 376 (2007) 294-305.

15. Stradling G.N. and 13 others, 1996, Dose Coefficients and Assessment of Intake after Inhalation of Contaminated Dusts at Palomares. Report NRPB-M692, National Radiological Protection Board UK, 1996.
16. ICRP Supporting Guidance 3, 2002: Guide for the Practical Application of the Human Respiratory Tract Model. Ann ICRP 32: 1-2, 2002.
17. Bjerregaard, P. og Dahl Petersen, I.K., 2011, Sundhedsundersøgelsen i Avanersuaq 2010, SIF's Grønlandsskrifter nr. 23, Statens Institut for Folkesundhed, 2011.
18. Personlig oplysning, P. Bjerregaard 2011, Statens Institut for Folkesundhed.
19. Cuyler C. og Nymand J., 2011, Rådgivning for fangst på rensdyr for efteråret 2011/vinteren 2012, Grønlands Naturinstitut, 2011.
20. Cuyler C. og Nymand J., 2011, Rådgivning for fangst på moskus for efteråret 2011/vinteren 2012, Grønlands Naturinstitut, 2011.
21. Pinder J.E., McLeod K.W., Adriano D.C., Corey J.C. and Boni A.L., 1990, Atmospheric deposition, resuspension, and root uptake of Pu in corn and other grain-producing agroecosystems near a nuclear fuel facility, Health Physics 59 (6), 853-867, 1990.
22. IAEA Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, 2010, Technical Reports Series no. 472, 2010.
23. Gilbert R.O., Engell D.W. and Anspaugh L.R., 1980, Transfer of aged $^{239+240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{241}Am and ^{137}Cs to cattle grazing in a contaminated arid environment, Science of the Total Environment, 85, 53-82, 1980.
24. Gilbert R.O., Engell D.W., Smith D.D., Shinn J.H., Anspaugh L.R. and Eisele G.R., 1988, Transfer of aged Pu to cattle grazing in a contaminated environment, Health Physics 54 (3), 323-335, 1988.
25. Eakins J.D., lally A.E., Cambray R.S., Kilworth D., Morrison R.T. and Prartley F., 1988, Plutonium in Sheep Faeces as an Indicator of Deposition on Vegetation, Journal of Environmental radioactivity 1, 87-105, 1988.
26. Personlig oplysning, 2011 S. P. Nielsen, Risø DTU.
27. Deautch B., Dyerberg J., Pedersen H.S., Aschlund E. and, Hansen J.C., 2007, Traditional and modern Greenlandic food – Dietary composition, nutrients and contaminants, Science of the Total Environment, 384, 106-119, 2007.
28. Personlig oplysning, 2011, P. Bjerregaard, Statens Institut for Folkesundhed.
29. Haywood S.M. and Smith J., 1990, Assessment of the Potential radiological Impact of Residual Contamination in the Maralinga and Emu Areas, report NRPB-R237, National Radiological Protection Board, UK, 1990.

30. National Council for Radiation protection and Measurement, NCRP Report No. 156, 2006, Development of a Biokinetic Model for Radionuclide-Contaminated Wounds and Procedures for Their Assessment, Dosimetry and Treatment, 2006
31. Health Protection Agency, 2010, Integrated Modules for Bioassay Analysis (IMBA) Professional Plus, version 4.1.5, 2010.
32. Holm E., Gwynn J., Zaborska A., Gäfvert T., Roos, P. and Heinricsson F., 2010, Hair and feathers as indicator of internal contamination of ^{210}Po and ^{210}Pb , Nordic nuclear safety research, NKS-217, 2010.
33. Personlig oplysning, 2011, Sven P. Nielsen, Risø DTU.
34. Dahlgaard H., Eriksson M., Ilus E., Ryan T., McMahon C.A. and Nielsen S.P., 2001, Plutonium in the marine environment at Thule, NW-Greenland after a nuclear weapons accident. In: "Plutonium in the environment", Ed. Kudo A., Elsevier, Oxford, UK, 15-30, 2001.
35. AMAP, 1998. AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway. <http://www.amap.no/>
36. Statens Institut for Strålebeskyttelse, 1988, Plutoniumudskillelse hos tidligere Thule-arbejdere, Addendum 1989.
37. Iranza E., Sakvador S. and Iranzo C.E., 1987, Air concentration of ^{239}Pu and ^{240}Pu and Potential Radiation Doses to Persons Living Near Pu-Contaminated Areas in Palomares, Spain. Health Physics 52 (4), 453-462, 1987.
38. International Commission on Radiological Protection, 2009, ICRP Publication 111, Application of the Commission's Recommendations to the Protection of People Living in Long-term Contaminated Areas after a Nuclear Accident or a Radiation Emergency.
39. Espinosa A., Aragon A., Stradling N, Hodgson A., and Birchall A., 1998, Assessment of doses to adult members of the public in Palomares from inhalation of plutonium and americium. Radiation Protection Dosimetry 79 (1), 161-164, 1998.
40. European Commission, 2010, Art. 35 Technical Report – ES-10/1, Plutonium contaminated sites in the Palomares region, Spain, 2010.
41. Cooper M.B., Williams L.J., Harries J.R., 1997, Plutonium Contamination at Maralinga: Clean-Up Criteria and Verification Monitoring, Proc. Sixth Intl. Conf. on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation, American Society of Mechanical Engineers, 679-683, 1997.

www.sst.dk

Sundhedsstyrelsen
Statens Institut for Strålebeskyttelse
Knapholm 7
2730 Herlev
Tlf. 55 54 34 54

sis@sis.dk