



Strål
säkerhets
myndigheten

Swedish Radiation Safety Authority

Rapport

Strålskyddskonsekvenser av radioaktivt nedfall från kärnvapenexplosioner

Bilaga 3 - Spridnings- och dosberäkningar

2023:05

Författare: Anna Maria Blixt Buhr, Jonas Lindgren,
Peder Kock, Anders Axelsson, Jan Johansson, Jonas Boson,
Ulf Bäverstam, Simon Karlsson

Datum: Mars 2023

Rapportnummer: 2023:05

ISSN: 2000-0456

Tillgänglig på www.ssm.se



Strål
säkerhets
myndigheten

Swedish Radiation Safety Authority

Författare: Anna Maria Blixt Buhr, Jonas Lindgren, Peder Kock, Anders Axelsson,
Jan Johansson, Jonas Boson, Ulf Bäverstam, Simon Karlsson

2023:05

Strålskyddskonsekvenser
av radioaktivt nedfall från
kärnvapenexplosioner

Bilaga 3 - Spridnings- och dosberäkningar

Datum: Mars 2023

Rapportnummer: 2023:05

ISSN: 2000-0456

Tillgänglig på www.stralsakerhetsmyndigheten.se

Innehåll

Innehåll	3
1. Inledning	5
2. Atmosfäriska spridningsberäkningar	6
2.1. Meteorologisk information i form av numeriska väderdata	7
2.2. Spridningsmodell	8
2.3. Källterm	9
3. Beräkning av stråldos	11
3.1. Molndos	11
3.2. Markdos	11
3.3. Inandningsdos	12
3.4. Dos till sköldkörteln	12
3.5. Total effektiv dos	13
3.6. Dos till huden	13
3.7. Dos till röd benmärg	14
3.8. Ofissionerat plutonium	14
3.9. Tritium och C-14	15
4. Beräkningsförutsättningar	17
4.1. Spridnings- och dosberäkningar	17
4.2. Meteorologiska beräkningsfall	18
5. Statistisk databehandling	19
5.1. Beräkning av största avstånd	19
5.2. Kumulativa frekvensfördelningar	19
5.3. Medelvärde och osäkerheter	20
5.4. Exempel på analysmetoder	20
6. Parameterval	22
6.1. Beräkningsområde och meteorologiska data	22
6.2. Depositionsparametrar i <i>MATCH-BOMB</i>	22
6.3. Doskoefficienter	23
Referenser	30

1. Inledning

I denna bilaga beskrivs de spridnings- och dosberäkningar som Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) genomfört för att uppskatta de radiologiska konsekvenserna av nedfall från kärnvapenexplosioner. Den atmosfäriska spridningsmodellen *MATCH-BOMB* har använts inom ramarna för besluts- och analysstödsystemet *ARGOS*, med historiska meteorologiska data från Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) framtagna med hjälp av en regional prognosmodell, *HARMONIE*.

Spridnings- och dosberäkningar har genomförts för att studera radiologiska konsekvenser av nedfallet vid en kärnvapenexplosion där det stabiliserande molnet och en nuklidvektor använts som källterm i beräkningarna. Beräkningsresultaten visar projicerad stråldos i beräkningsområdet kring explosionsplatsen baserat på luftkoncentration och markbeläggning av de radioaktiva ämnena, eller markbeläggning av den tidsinvarianta nedfallsmängden $H+1$, som i sin tur kan kopplas till stråldoser med hjälp av nuklidvektorn. Det eftersökta resultatet för varje beräkningskriterium är det största avstånd från explosionsplatsen till en punkt där kriteriet överskrids. Beräkningar har gjorts för ett stort antal kriterier för att på så sätt kunna interpolera fram resultat som relaterar till olika skyddsåtgärder. Även det största värdet för en storhet på givna avstånd har studerats. Genom att göra beräkningar för ett stort antal olika väderfall möjliggörs statistisk bearbetning av resultaten.

En kort beskrivning av meteorologiska väderprognosdata, spridningsmodellen och källtermen som används redovisas i bilagan. Dessutom presenteras vilka stråldoser som behandlas och hur dessa beräknas. I bilagan beskrivs även hur den statistiska bearbetningen av resultaten för beräkningsfallen görs. Slutligen finns en kort sammanställning av valda parametervärden till beräkningarna.

2. Atmosfäriska spridningsberäkningar

Vid en kärnvapenexplosion kommer olika processer i initialskedet att medföra att en mängd olika radioaktiva ämnen som har bildats hamnar i atmosfären i det s.k. stabiliserade molnet. Därefter transporteras/sprids radioaktiva ämnen i den omgivande atmosfären via fysikaliska processer för att slutligen deponera på marken.

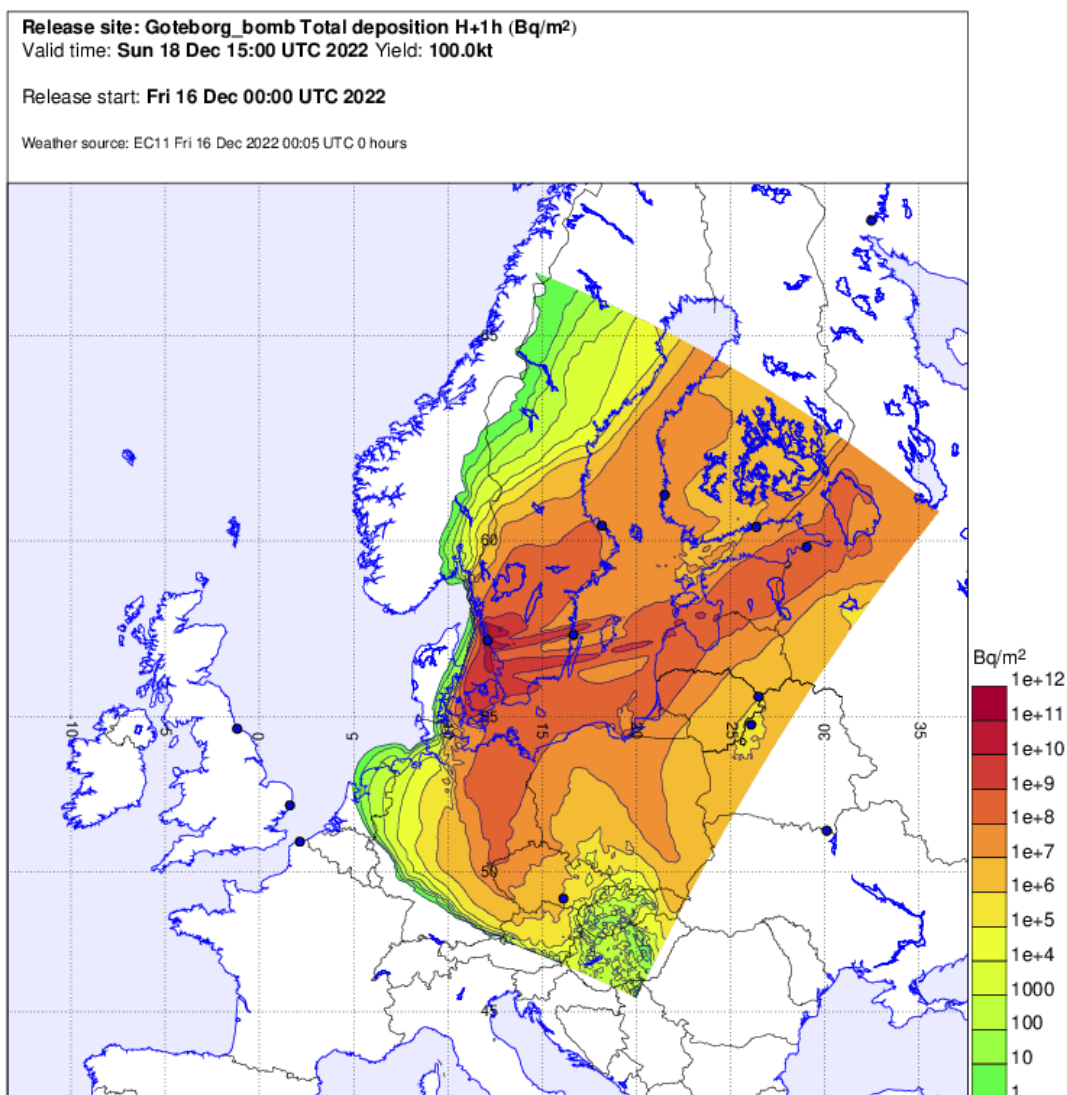
Resultatet av spridningsberäkningarna uttrycks vanligen i form av luftaktivitet, tidsintegrerad luftaktivitet och markdeponerad aktivitet, per nuklid och som en funktion av tid och rum. Stråldoser till människor från extern respektive intern exponering för joniserande strålning från radioaktiva ämnen uppskattas genom att spridningsberäkningsresultaten används i dosmodeller. Vid extern exponering är strålkällan utanför kroppen, vilket sker då den radioaktiva plymen passerar eller då det finns en markbeläggning av radioaktiva ämnen. Extern exponering kan också ske genom att radioaktiva ämnen som hamnar på kroppen ger en stråldos till huden. Vid intern exponering är strålkällan i kroppen, vilket sker vid inandning av radioaktiva ämnen i plymen där dessa ämnen tas upp i kroppen för att senare sönderfalla och därigenom ge bidrag till stråldos även sedan den externa exponeringen upphört. Intern exponering kan likaså ske i det fall man intar kontaminerade livsmedel (inklusive dricksvatten) eller oavsiktligt får i sig radioaktiva ämnen som exempelvis finns på händerna.

Den uppskattade markbeläggningen kan användas för att studera långsiktiga effekter som överföring av aktivitet till foder- och födoämneskedjan eller behov av sanering.

I några fall har markbeläggning av den tidsinvarianta nedfallsmängden $H+1$ använts som beräkningskriterium istället för dos eller dosrat från markbeläggning under olika förutsättningar (se exempel i Figur 1).

För att få en uppfattning om på vilka avstånd från en vald explosionsplats det kan finnas behov av en viss skyddsåtgärd eller annan åtgärd används doskriterier. Ett doskriterium kan vara en projicerad dos till ett visst organ och för en särskild åldersgrupp. För att på motsvande sätt studera behovet av kombinationer av skyddsåtgärder kan ett generiskt kriterium användas. Vidare kan effekterna av att vidta en skyddsåtgärd studeras genom att hitta det största avståndet där en stråldos överskrider givet ett visst skydd. Resultatet beror på de meteorologiska förutsättningar som råder under den tid som aktiviteten sprids i atmosfären. För att undersöka på vilka avstånd från en bestämd explosionsplats de studerade kriterierna överskrider under varierande meteorologiska förhållanden behövs därför ett stort antal spridningsberäkningar.

För mer information om generiska kriterier och doskriterier, se Bilaga 1 (strålskydd).



Figur 1. Exempel på resultat från en atmosfärisk spridningsberäkning. Bilden bygger på en kärnvapenexplosion med laddningsstyrkan 100 kt (50 % fusionsandel) vid marken och visar den resulterande markbeläggningen, uttryckt i becquerel per kvadratmeter (Bq/m²) av H+1, 72 timmar efter explosionen. Beräkningen har gjorts med SMHI:s modell *MATCH-BOMB* (se avsnitt 2.2).

2.1. Meteorologisk information i form av numeriska väderdata

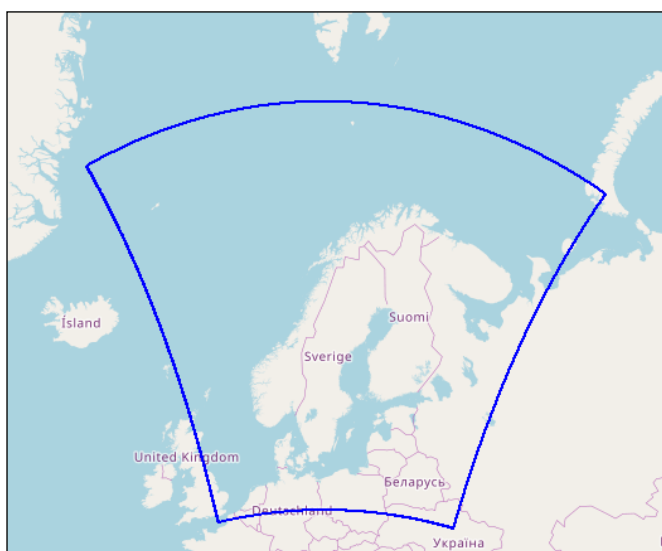
Atmosfäriska spridningsberäkningar förutsätter tillgång till meteorologisk information om tillståndet i atmosfären som funktion av tid och rum. SSM har i beräkningarna använt historiska meteorologiska data lagrade vid Nationellt superdatorcentrum (NSC) för SMHI:s räkning.

Den meteorologiska informationen bygger på den högupplösta prognosmodellen *HARMONIE/AROME*¹, vilken har använts i produktionen vid SMHI under den aktuella perioden. Prognosmodellen täcker ett geografiskt område enligt Figur 2.

¹ *HARMONIE* är det europeiska NWP-modellsystemet och *AROME* den fysikaliska modellen som ingår i *HARMONIE*.

Numeriska väderdata omfattar fyra 6-timmarsprognoser per dygn, med meteorologiska analyser 00, 06, 12 och 18 UTC². Prognoserna har en horisontell upplösning på ca 2,5 km (0,03 grader), en upplösning i tiden om en timme och innefattar 65 höjdnivåer från markytan upp till 10 hPa vilket motsvarar ca 30 km, men en exakt höjd för en viss trycknivå beror på aktuellt väderläge.

De historiska meteorologiska data som använts representerar en period om cirka ett år (januari 2021 – januari 2022) och upptar ungefär 14 terabyte lagringsutrymme.



Figur 2. Geografiskt område för meteorologiska data (*HARMONIE*).

2.2. Spridningsmodell

MATCH-BOMB [1] [2] [3], den Eulerska spridningsmodell som har använts i arbetet, är konstruerad för att beräkna luftkoncentration och markbeläggning resulterande från atmosfärisk spridning av radioaktivt material i gas- eller aerosolform. Modellen drivs av väderdata från numeriska väderprognosmodeller för att beskriva transport och deposition. I modellen är atmosfärens volym indelad i horisontella och vertikala celler på samma sätt som den numeriska väderinformationen. För att öka upplösningen i närzonen används dock initialt en partikelmodell (Lagrangemodell), i vilken aktiviteten initialt representeras av ett stort antal modellpartiklar vilka följer banor bestämda av den lokala vindriktningen och luftens turbulens. En halv miljon modellpartiklar ingår i partikelfasen vilken är optimerad till 2 timmar för att därefter samlas ihop i de celler som den Eulerska *MATCH*-modellen använder sig av. Transporten av partiklar modelleras genom att anta massbevarande mellan beräkningscellerna inklusive tillförsel- och utarmningsprocesser. Markbeläggningen påverkas av partikelstorleksberoende sedimentationshastighet, markanvändning inklusive ytskrovlighet, samt urtvättning genom nederbörd vars effektivitet är beroende av partikelstorlek. Över tid kommer bland annat nedträngning att påverka fördelningen av radioaktiva ämnen i marken. Dessa processer ingår inte i modellen.

I detta arbete har *MATCH-BOMB* använts inom ramarna för besluts- och analysstödsystemet *ARGOS* [4].

² UTC står för *Universal Time Coordinated*.

2.3. Källterm

Vid spridnings- och dosberäkningar för radiologiska nödsituationer som berör kärntekniska anläggningar används vanligtvis en källterm för att beskriva det radioaktiva utsläppet till atmosfären. Källtermen inbegriper sammansättning och aktivitet av olika nuklider i utsläppet, tidsförhållanden för utsläppet samt i vissa fall kemisk form. Till källtermen räknas också information om utsläppshöjd- eller höjdfördelning och eventuellt värmeinnehåll. Vidare kan källtermen innehålla en beskrivning av partikelstorleksfördelning och partikeldensitet.

Vid en kärnvapenexplosion bildas och frigörs radioaktiva ämnen momentant (på spridningsmodellens tidsskala) och bildar ett moln som stabiliserar sig inom ett antal minuter efter explosionen. Det stabiliserade molnet innehåller nuklider som sitter på och i partiklar med olika storlek och densitet.

Källan i spridningsmodelleringen utgörs av detta stabiliserade moln, vilket beskrivs i form av ett antal partikelmoln bestående av aktivitetsbärande partiklar av olika storlek. För att beräkningsmässigt kunna hantera den stora spännvidd av partikelstorlekar som uppträder indelas dessa i 10 storleksintervall baserat på en lognormal fördelning så att varje delintervall representerar lika stor initial aktivitetsmängd. Delintervallen representeras därefter av modellpartiklar där storleken på dessa ges av väntevärdet av partiklarnas radie i varje intervall, och varierar vid en markexplosion från 1,1 till 378 mikrometer.

Hur partiklarna fördelas horisontellt och vertikalt i det stabiliserade molnet beror på ett antal olika parametrar för explosionen (laddningsstyrka, fissionsandel, detonationshöjd, marktyp, etc.) och modelleras med hjälp av *NWSwamp* [5] som i sin tur bygger på parametrering enligt *KDFOC3* [6]. Utdata från *NWSwamp* används av *MATCH-BOMB* för att definiera det stabiliserade molnet och representera det som ett antal cylindrar centrerade över explosionsplatsen. Varje cylinder tilldelas en viss höjd över marken, en viss radie och en viss tjocklek. För varje cylinder finns en separat partikelstorleksfördelning.

I det här arbetet har beräkningar utförts med en stabil, icke sönderfallande ”nuklid”, $H+1$, som representerar den totala aktiviteten en timme efter explosionen. $H+1$ fördelas på de olika partikelstorleksfördelningarna i det stabiliserade molnet för att på så sätt undvika resurskrävande beräkningar av spridning och deposition för varje nuklid (fler än 100 st.) och dess sönderfallskedjor. I ett efterbehandlingssteg multipliceras istället de olika beräkningscellernas innehåll av $H+1$ med en nuklidvektor som innehåller ingående nuklidens andel av $H+1$ vid varje tidssteg för att få aktivitet av enskilda nuklider, i luften och på marken. SSM:s nuklidvektor finns närmare beskriven i Bilaga 2 (nuklidsammansättning). Metoden med nuklidvektor förutsätter att fraktionering, dvs. att olika nuklider är fördelade på olika partiklar, inte förekommer. I huvudrapporten finns ett resonemang kring fraktionering.

Spridningsmodelleringen har skett under antagandet att alla i källtermen ingående nuklider uppträder i form av aerosoler, med ett antal olika aerosoldiametrar och under antagande om en partikeldensitet om 2500 kg/m^3 . Även jod antas uppträda i aerosolform och därför förekommer ingen särbehandling av jods kemiska form, något som vanligtvis görs i spridnings- och dosberäkningar med källtermer från kärntekniska anläggningar.

Ädelgaser, såväl de som bildas i samband med de initiala fissionsprocesserna som de som senare bildas vid sönderfall, har antagits vara bundna till partiklar och således följa dessa

under den vidare spridningsprocessen. Detta innebär också att de genomgår deposition tillsammans med de partiklar till vilka de antas vara bundna. De ädelgaser som bildas i det material som deponerat på marken antas kvarstanna i det deponerade materialet.

3. Beräkning av stråldos

Joniserande strålning kan ge upphov till olika typer av hälsoeffekter beroende på erhållen stråldos. Hälsoeffekter och strålskydd vid nedfall efter en kärnvapenexplosion finns beskrivet i Bilaga 1 (strålskydd).

Nedan redogörs för de dosberäkningar som ingår i total effektiv dos (summan av molndos, markdos och inandningsdos) samt ekvivalent dos till sköldkörteln vid inandning av radioaktiv jod. Med utgångspunkt i ekvivalent dos till sköldkörteln kan också RBE-viktad absorberad dos till sköldkörteln uppskattas. Beräkningarna som utförs i *ARGOS* gäller för ettåringar och vuxna som exponeras under olika tidsperioder efter explosionen. Dessutom beskrivs doser relaterade till allvarliga deterministiska hälsoeffekter på huden och röd benmärg uppskattade med hjälp av markbeläggning av H+1, samt ett resonemang kring hur stort bidrag radioaktiva ämnen som inte innefattas i nuklidvektorn kan bidra med till dosen.

3.1. Molndos

Molndosen är en komponent av den totala effektiva dosen och utgörs av den externdos som härrör från gammastrålning från den passerande plymen. Denna dos beräknas genom att för varje nuklid multiplicera tidsintegrerad luftaktivitet i skiktet närmast marken med en nuklidspecifik dosfaktor och slutligen summera över alla nuklider. I denna beräkning förutsätts att den tidsintegrerade luftaktiviteten kan approximeras med en halvoändlig volymkälla. Bidraget från molndosen till den totala effektiva dosen upphör när plymen passerat.

För vuxna har molndosen beräknats med nuklidspecifika dosfaktorer för effektiv dos (Sv/s per Bq/m³) från *DCFPAK* [7] (*air submersion*). För ettåriga barn har molndosen beräknats med nuklidspecifika dosfaktorer för effektiv dos (nSv/h per Bq/m³) för ettårigt barn från ICRP 144 [8] (*air submersion*). För åtta nuklider som ingår i nuklidvektorn men där dosfaktorer för molndos saknas i ICRP 144 och *DCFPAK* har dosfaktorer uppskattats. De dosfaktorer som använts för att omvandla tidsintegrerad luftaktivitet till dos beskrivs närmare i avsnitt 6.3.1 där även metoden för uppskattning av saknade dosfaktorer beskrivs.

3.2. Markdos

Markdosen är en komponent av den totala effektiva dosen och utgörs av den externdos som härrör från gammastrålning från nuklider som deponerat på marken. Detta dosbidrag beräknas genom att för varje nuklid och tidssteg multiplicera markdeponerad aktivitet med en nuklidspecifik dosfaktor, summera över tiden och slutligen summera över alla nuklider. I denna beräkning förutsätts att den deponerade aktiviteten kan approximeras med en halvoändlig ytbeläggning som ligger i en skiva. Bidraget från markdosen till den totala effektiva dosen fortsätter att tillväxa så länge aktivitet ligger kvar och exponeringen varar.

För vuxna har markdosen beräknats med nuklidspecifika dosfaktorer för effektiv dos (Sv/s per Bq/m³) från *DCFPAK* [7] (*volume source in 1 cm soil*). För ettåriga barn har markdosen beräknats med nuklidspecifika dosfaktorer för effektiv dos (nSv/h per Bq/m²) för ettårigt barn från ICRP 144 [8] (*soil contamination, 0,5 g/cm²*). För åtta nuklider som ingår i nuklidvektorn men där dosfaktorer för markdos saknas i ICRP 144 och *DCFPAK* har dosfaktorer uppskattats. Dosfaktorerna beskrivs närmare i avsnitt 6.3.2, där även metoden för uppskattning av saknade dosfaktorer beskrivs.

3.3. Inandningsdos

Inandningsdosen är en komponent av den totala effektiva dosen och utgörs av den interndos som härrör från aktivitet som inandas och därefter kan tas upp av kroppen och transporteras vidare ut i olika organ. Eftersom aktiviteten i viss utsträckning kvarstannar i kroppen kallas denna dos intecknad dos. Man beräknar vilket dosbidrag den aktivitet som inandats ger upphov till under en period av 50 år efter exponering för en vuxen, och under en period av 69 år för ettårigt barn.

Dosen beräknas genom att för varje nuklid multiplicera den tidsintegrerade aktivitetskoncentrationen i det marknära luftskiktet med en antagen andningshastighet och därefter applicera en nuklidspecifik doskoefficient. Dosbidragen summeras därefter över samtliga nuklider. Bidraget från inandningsdos till den totala effektiva dosen uppstår under plympassagen bortsett från eventuellt tillkommande bidrag från resuspension.

Inandningsdosen har beräknats med åldersberoende, nuklidspecifika doskoefficienter för effektiv dos (Sv/Bq) från ICRP 119 [9] (Annex G) för vuxen och ettårigt barn. För 26 nuklider som ingår i nuklidvektorn men där dosfaktorer saknas i ICRP 119 har doskoefficienter uppskattats. Doskoefficienterna beskrivs närmare i avsnitt 6.3.3, där även metoden för uppskattning av saknade dosfaktorer beskrivs.

3.4. Dos till sköldkörteln

Med sköldkörteldos avses ekvivalent dos till sköldkörteln. I denna rapport beaktas endast bidrag till sköldkörteldosen från inandad radioaktiv jod. Sköldkörteldosen härleds av *ARGOS* ur den effektiva dos som erhålls som ett resultat av inandning av de olika jodisotoperna, med hänsyn tagen till individuella bidrag för de olika kemiska formerna av jod (organisk, elementär och aerosolform). I detta arbete antas jod enbart förekomma i aerosolform.

I ovanstående tillämpas normalt ett förenklat beräkningsförfarande för sköldkörteldos genom att en faktor 20 används för att multiplicera den effektiva inandningsdosen från respektive jodisotop för att erhålla dosen till sköldkörteln³.

Sköldkörteldosen beräknas individuellt för respektive åldersgrupp genom användning av åldersberoende doskoefficienter och andningshastigheter.

SSM har också uppskattat under vilka förutsättningar nedfall från en kärnvapenexplosion skulle kunna ge allvarliga deterministiska hälsoeffekter för sköldkörteln genom inandning av radioaktiv jod i nedfallet.

Som doskriterium för allvarliga deterministiska hälsoeffekter för sköldkörteln användes 2 Gy RBE-viktad absorberad dos till sköldkörteln, se Bilaga 1 (strålskydd).

Den RBE-viktade absorberade dosen till sköldkörteln kan uppskattas från den ekvivalenta dosen till sköldkörteln [10].

³ Vävnadsvikt faktor för sköldkörtel är satt till 0,05 i enlighet med nuvarande doskoefficienter vid inandning som baseras på den Internationella strålskyddskommissionens rekommendationer i ICRP 60 [9]. Nyare rekommendationer från ICRP anger en viktningfaktor på 0,04 [31].

3.5. Total effektiv dos

De komponenter som summeras i total effektiv dos utgörs av moln-, mark- och inandningsdos enligt ovan.

Den totala effektiva dosen gäller en given tidpunkt T efter explosionen, och beskriver den interna dos som erhålls livsvarigt (intecknad dos) samt den externa dos som erhålls vid en oavbruten vistelse på den givna platsen fram till tiden T . Om den totala effektiva dosen beräknas för en tidpunkt efter det att plymen passerat och markdepositionen upphört kommer kvarvarande aktivitet på marken att fortsätta bidra med dos så länge som vistelsen fortsätter. Resuspension av aktivitet på marken skulle också kunna bidra till en ökning av den totala inandningsdosen. I detta arbete har resuspension dock inte behandlats.

3.6. Dos till huden

SSM har grovt uppskattat under vilka förutsättningar nedfall från en kärnvapenexplosion skulle kunna ge allvarliga deterministiska hälsoeffekter på huden genom att radioaktivt material deponerar på huden. Som doskriterium för allvarliga deterministiska hälsoeffekter på huden användes 10 Gy RBE-viktad absorberad dos till ett djup av 0,4 mm, se Bilaga 1 (strålskydd).

För att uppskatta RBE-viktad absorberad dos till huden från nedfall som deponerat på huden har den metod som beskrivs i [11] använts. På grund av den snabba förändringen av nuklidsammansättningen när det gäller nedfall från en kärnvapenexplosion har dock sönderfallsdynamiken under exponeringen modellerats i större detalj än vad som gjordes för nedfall från en kärnkraftsolycka i [11]. Dosbidraget från varje nuklid i varje sönderfallskedja som börjar med en nuklid som ursprungligen deponerar på huden har modellerats individuellt, istället för att inkludera bidrag från inväxt av sönderfallsprodukter i doskoefficienterna för de ursprungligen deponerade nukliderna.

För en given exponeringstid, med början vid en given tidpunkt efter explosionen, beräknas nuklider och deras aktiviteter i nuklidvektorn vid exponeringens början (dvs. då nedfallet, som antas anlända momentant, just deponerat). Dosraten från varje nuklid som deponerat eller uppkommer genom sönderfall av nuklider som deponerat integreras under exponeringstiden. Härigenom erhålls en total absorberad dos per beläggningsenhet på huden (Gy/Bq/cm^2) från samtliga nuklider för den givna exponeringssituationen. Liksom i [11] har en allmän "självsaneringstid" på 14,7 timmar antagits, dvs. att aktivitet på huden på grund av nötning, bortfall osv. avtar exponentiellt med halveringstiden 14,7 timmar utöver det radioaktiva sönderfallet som är specifikt för varje nuklid.

För att ge den RBE-viktade absorberade dosen måste den för en given exponeringstidpunkt och exponeringstid beräknade absorberade dosen per beläggningsenhet på huden multipliceras med uppskattad beläggning på huden. Spridningsberäkningarna ger ett värde på markbeläggning från kärnvapenexplosionen. För att uppskatta beläggning på huden måste ett samband mellan markbeläggning från nedfall och hudkontaminering från nedfall antas. Ett sådant antagande inför ett stort mått av scenarieroende och är behäftat med mycket stora osäkerheter. I [12] finns en utförlig utredning av möjliga parameterintervall lämpliga för olika specifika situationer (t.ex. drabbad kroppsdel, partikelstorlekar, torr eller fuktig miljö), med tillhörande osäkerheter. Möjliga utfall för olika situationer, medräknat de uppskattade osäkerheterna, varierar totalt sett över många storleksordningar.

Syftet med huddosuppskattningen i föreliggande arbete är att få en grov uppfattning om huruvida stråldoser från kontaminering på huden allmänt sett kan behöva beaktas på avstånd från en kärnvapenexplosion. Det förefaller då finnas liten anledning, och lite underlag, för att sätta den faktor som uttrycker sambandet mellan beläggning på huden och beläggning på marken till något annat än ett. Därför antogs att nedfallet orsakar samma aktivitetskoncentration på huden som på marken. Ett antagande baserat på den förväntade partikelstorleksfördelningen gjordes dock, nämligen att självskärmning av nedfallspartiklar på huden i genomsnitt minskar dosraten med 20 %. Antagandet grundar sig på diskussionen om självskärmning av nedfallspartiklar i [12] och på observationen efter detaljstudium av några beräkningsfall att partikelstorleksfördelningen i markbeläggningen på avstånd ut till ~100 km bäst tycks beskrivas av vad som i [12] kallas ”*large particles*”⁴.

3.7. Dos till röd benmärg

SSM har uppskattat avstånd där nedfall från en kärnvapenexplosion skulle kunna ge allvarliga deterministiska hälsoeffekter på röd benmärg genom extern exponering från markbeläggning. Som doskriterium för allvarliga deterministiska hälsoeffekter på röd benmärg användes 1000 mGy RBE-viktad absorberad dos till röd benmärg (vuxen och barn), se Bilaga 1 (strålskydd).

För att möjliggöra dosberäkningar för extern exponering från nuklidvektorn har SSM:s mjukvara *DosCalc*⁵ anpassats till att beräkna ekvivalenta doser till enskild vävnad eller organ. Ekvivalenta doser till röd benmärg kunde sedan beräknas för en given markbeläggning. I detta fall, där dosen kommer från extern exponering kan den ekvivalenta dosen till röd benmärg antas ge en god uppskattning av den absorberade RBE-viktade dosen [13]. SSM har därför antagit att den RBE-viktade absorberade dosen till röd benmärg är identisk med den ekvivalenta dosen till röd benmärg.

Dos till röd benmärg till vuxna kvinnor och män samt till ettåriga flickor och pojkar beräknades med nuklidvektorn enligt huvudscenariot med start vid olika tidpunkter efter explosionen. Doserna skiljer inte mycket mellan könen, men gränssättande för doserna för vuxna är kvinnor och för ettåriga barn pojkar. Dessa grupper fick därför representera vuxna respektive ettåriga barn i resultaten.

3.8. Ofissionerat plutonium

Inverkan av ofissionerat plutonium, dvs. plutonium som utgjort fissionsbränsle i kärnvapnet men inte förbrukats i fissionsreaktioner, försummas i den här rapporten. I detta avsnitt uppskattas vilken inverkan ofissionerat plutonium skulle kunna ha på beräkningsresultaten utifrån några enkla men försiktiga antaganden (dvs. antaganden som sannolikt leder till att dess inverkan överskattas).

Hela fissionsutbytet (50 kiloton) i huvudscenariot (100 kiloton markexplosion med 50 % fusionsandel) antas komma från fission av Pu-239, dvs. möjligheten att en stor andel av fissionsutbytet skulle kunna komma från t.ex. fusionsneutroner som orsakar fission av uran i andra delar av vapnet bortses från. Vidare antas att effektiviteten i laddningskonstruktionen avseende fission av plutonium är i nivå med det första

⁴ ”*Large particles*” definieras i [12] som att de flesta partiklar har diameter över 50 µm och mediadiameter är större än 100 µm. Modelleringen tillhandahåller inte precis dessa parametrar för storleksfördelningen, men för de studerade beräkningsfallen är medelpartikelradien vid avståndet 100 km betydligt större än 50 µm, och åtminstone för avstånd mindre än 75 km har en betydande del av partiklarna i markbeläggningen en diameter över 100 µm.

⁵ DosCalc v 1.0 (Manual 20-914)

amerikanska kärnvapenprovet i New Mexico 1945: omkring 15 % [14]. I den mån det finns anledning att förmoda att modernare kärnladdningar utnyttjar plutoniumbränslet bättre än så kommer detta antagande att överskatta mängden kvarvarande plutonium. Tillsammans bör dessa antaganden leda till en betydande överskattning av den mängd plutonium som finns kvar efter explosionen.

Det plutonium som finns kvar kan förväntas ha en isotopsammansättning som påverkats av mycket stora neutronfluenser under explosionen, och isotopsammansättningen spelar roll för dospåverkan. Även här görs försiktiga antaganden, dvs. antaganden som sannolikt överskattar andelen plutoniumisotoper med stor dospåverkan – i viss mån Pu-240 men främst Pu-241. Det plutonium som finns i nedfallet antas vara typiskt för plutonium från explosioner med mycket stor laddningsstyrka och hög fusionsandel. Sådant plutonium utmärks av relativt mycket Pu-240 och Pu-241 jämfört med Pu-239. Utgående från de högre värden som observerats i nedfall antas aktivitetsförhållande $\text{Pu-241}/(\text{Pu-239}+\text{Pu-240}) = 26$ och atomförhållande $\text{Pu-240}/\text{Pu-239} = 0,3$ [15] [16] [17].

Antaganden enligt ovan avseende mängd och sammansättning av ofissionerat plutonium innebär att ofissionerat plutonium skulle kunna tillföra en andel omkring 10^{-12} till markdosraten från nedfallet efter 10 minuter (jämfört med markdosraten från nuklidvektorn enligt huvudscenariot), och en andel omkring 10^{-6} efter 365 dygn (då många andra nuklider i nedfallet klingat av). Ur markdossynpunkt behöver därför inte ofissionerat plutonium beaktas.

Vidare innebär antagandena, om aktiviteter av ofissionerat plutonium summeras, viktat med doskoefficienter för intecknad effektiv dos genom inandning, och jämförs med samma storhet för nuklidvektorn, att ofissionerat plutonium skulle kunna tillföra 1 % till inandningsdosen vid tiden 60 minuter efter explosionen och 16 % vid tiden 200 minuter efter explosionen. Detta är visserligen inte försumbara bidrag, men givet att inandning som exponeringsväg totalt sett spelar en så begränsad roll (se huvudrapporten) kan konstateras att ett bidrag till inandningsdosen från ofissionerat Pu inte skulle påverka slutsatserna i rapporten. De antaganden som gjorts enligt ovan får dessutom anses vara mycket försiktiga. Om man istället utgår från uppskattningar av den mängd plutonium som totalt tillförts den globala miljön genom kärnvapenprov ovan jord (ca 400 kCi Pu-239 och Pu-240 [18]) och av den summerade fissionsladdningsstyrkan hos dessa kärnvapenprov (ca 190 000 kiloton [19]) och använder det resulterande medelvärdet tillsammans med samma uppskattning av andelen Pu-241 som ovan, blir det extra bidraget från ofissionerat plutonium till inandningsdosen istället 0,06 % vid tiden 60 minuter efter explosionen och 1 % vid tiden 200 minuter efter explosionen.

Ovanstående slutsatser gäller i det tidsperspektiv och för de exponeringsvägar som behandlas i detta arbete. För andra exponeringsvägar skulle bilden, framför allt i ett längre tidsperspektiv, kunna bli annorlunda när det gäller hur viktigt det är att ta hänsyn till utspridning av plutonium jämfört med de fissions- och aktiveringsprodukter som ingår i nuklidvektorn. Det skulle t.ex. kunna gälla långsiktig livsmedelspåverkan eller inandningsdoser från resuspension av nedfall på marken.

3.9. Tritium och C-14

Tritium (H-3) bildas i fusionsreaktioner när ett kärnvapen med en fusionsdel detonerar, och förbrukas i princip i den takt det bildas i ytterligare fusionsreaktioner. En del av det tritium som bildas förbrukas dock inte i explosionen, och en mindre mängd tritium bildas dessutom

genom neutronreaktioner på kväve i den omgivande luften. Neutronreaktioner på kväve i luften bildar även C-14. Både tritium och C-14 har försumrats i föreliggande studie.

En parametrisering i [19] uppskattar den mängd tritium och C-14 som tillförs atmosfären från olika mekanismer per kiloton fusion och per kiloton fission i en kärnvapenexplosion, och innebär att det bildas ca $3,7 \cdot 10^{16}$ Bq tritium och ca $5,7 \cdot 10^{13}$ Bq C-14 i huvudscenariot. Både tritium och C-14 är rena betastrålare och ger därför ingen extern dos från markbeläggning. Vid tidpunkten 60 minuter efter explosionen bidrar tritium och C-14 med en faktor $7 \cdot 10^{-5}$ respektive $2 \cdot 10^{-6}$ ytterligare inandningsdos jämfört med nuklidvektorn i huvudscenariot, och vid tidpunkten 200 minuter efter explosionen med en faktor $1 \cdot 10^{-3}$ respektive $3 \cdot 10^{-5}$. Varken tritium eller C-14 skulle därmed påverka slutsatserna av det här arbetet.

Liksom i fallet med ofissionerat plutonium (avsnitt 3.8) gäller detta inom ramen för vad som behandlas i studien, och bilden skulle kunna bli en annan i ett längre tidsperspektiv eller om andra exponeringsvägar beaktas.

4. Beräkningsförutsättningar

4.1. Spridnings- och dosberäkningar

Atmosfäriska spridningsberäkningar är krävande med avseende på beräkningskraft och lagringskapacitet. Resultatet innefattar stora mängder data innehållande luftkoncentration och markbeläggning som funktion av tid och rum per modellerad nuklid och kräver därmed också stor datalagringskapacitet. Till detta kommer beräkningar av resulterande dosrater och doser, vilket kräver ytterligare resurser för resultatbearbetning och datalagring.

För att möjliggöra en analys av ett stort antal väderfall har ett kriteriebaserat angreppssätt använts på samma sätt som i SSM:s tidigare studie för en svensk kärnkraftsolycka [20]. För varje efterfrågat resultat i form av total effektiv dos, ekvivalent dos till sköldkörteln eller deposition av aktivitet på marken, har ett eller flera beräkningskriterier uppställts i form av ett värde på dosen (Sv) eller markbeläggningen (Bq/m^2), den senare avseende H+1. Dessutom har ett större antal beräkningskriterier införts i *ARGOS* för att tillåta interpolation i efterhand.

Resultatet av varje enskild spridnings- och dosberäkning har därefter analyserats utgående från beräkningskriterier införda i *ARGOS* och endast information om den geografiska punkt för vilken kriteriet överskridits på störst avstånd från explosionsplatsen har registrerats och lagrats i *ARGOS*. Det slutliga resultatet av en spridnings- och dosberäkning utgörs av en datapost per uppfyllt beräkningskriterium, med information om koordinater, avstånd och bäring från explosionsplatsen, beräknat värde m.m. för vidare bearbetning. Även antalet celler där kriteriet överskridits totalt och i olika riktningar, fördelat på 12 sektorer, sparas.

Sammantaget infördes i *ARGOS* ett så stort antal beräkningskriterier att interpolationstabeller erhöles, ur vilka störst avstånd för överskridande av ett godtyckligt beräkningskriterium kunde uppskattas. Detta har möjliggjort att kombinationer av olika skydd under inledande fas och skydd under resterande del av året kunnat utvärderas.

I vissa fall har även största dos eller markbeläggning på givet avstånd från explosionsplatsen använts som ett beräkningskriterium. Då erhålls det största värdet av efterfrågat resultat längs med en avståndscirkel ut från explosionsplatsen (från marken).

Exempel på beräkningskriterier, antingen definierade i *ARGOS* eller interpolerade, återfinns i Tabell 1. För mer information kring generiska kriterier, doskriterier och skyddsfaktorer, se Bilaga 1 (strålskydd).

För en närmare beskrivning av vidare bearbetning av resultatet från *ARGOS*, se kapitel 5.

Tabell 1. Exempel på beräkningskriterier.

Storhet *	Åldersgrupp	Generiskt kriterium, G alt. dos-kriterium, D	Skyddsåtgärd (skyddsfaktor)	Beräkningskriterium
Total effektiv dos	Ettårigt barn	D: 100 mSv	Inomhusvistelse, småhus (0,4)	250 mSv
Ekvivalent dos till sköldkörteln	Ettårigt barn	D: 50 mSv	Inomhusvistelse, småhus (0,5) samt intag av jodtablett (0,1)	1000 mSv
Markbeläggning (H+1)	Ettårigt barn	G: 500 mSv på 1 år (markdos)	Fullständigt skydd i 3 dygn (0) därefter normalvistelse i småhus (0,52)	335 GBq/m ²
Markbeläggning (H+1)	Vuxen	G: 500 mSv på 1 år (markdos)	Fullständigt skydd i 3 dygn (0) därefter normalvistelse i småhus (0,52)	443 GBq/m ²
Markbeläggning (H+1)	-	G: 10 Gy på 10 h (hud **)	Oskyddad	152 GBq/m ²
Markbeläggning (H+1)	Vuxen	G: 1000 mSv på 10 h (röd benmärg ***)	Oskyddad	606 GBq/m ²
Molndos	Ettårigt barn	-	Oskyddad	30 km
Markdos	Ettårigt barn	-	Oskyddad	30 km
Inandningsdos	Ettårigt barn	-	Oskyddad	30 km

* Total effektiv dos är integrerat under 1, 2, 3, 7, 30 och 365 dygn. Ekvivalent dos till sköldkörteln är integrerat under 2 dygn. Markbeläggning (H+1) är vid 2 dygn (slutet på spridningsfasen), Molndos och inandningsdos är integrerat under 2 dygn och markdos är integrerat under 1 eller 2 dygn.

** RBE-viktad absorberad dos till huden (0,4 mm) från nedfall som deponerat på huden, för exponering under 10 timmar som börjar 3 timmar efter explosionen.

*** Ekvivalent dos till röd benmärg från marken, för exponering under 10 timmar som börjar 3 timmar efter explosionen.

4.2. Meteorologiska beräkningsfall

För att belysa effekter under de varierande meteorologiska förhållanden som kan förekomma har ett stort antal spridningsberäkningar genomförts. Beräkningarna har skett för en kärnvapenexplosion vid en vald plats, och med varierande starttidpunkter fördelade över ett år. I syfte att fånga upp såväl dygnsmässiga som årstidsmässiga variationer har beräkningar skett under antagande om en kärnvapenexplosion var 13:e timme under perioden. Totalt genomfördes beräkningar för 663 olika väderfall.

5. Statistisk databehandling

De metoder som SSM tidigare använt [20] för statistisk behandling av modelleringsutfall (största avstånd där givna beräkningskriterier för stråldos eller markbeläggning överskreds) bedömdes användbara även för en analys av nedfall från kärnvapenexplosioner. Även andra formuleringar av modelleringsutfall (största dos eller markbeläggning på givet avstånd) har använts i viss utsträckning i detta arbete. Nedan beskrivs beräkningarna av största avstånd givet ett visst beräkningskriterium (hädanefter används det kortare ”kriterium”) samt beräkning av värde givet ett visst avstånd.

5.1. Beräkning av största avstånd

Resultatet från spridnings- och dosberäkningarna ges i form av ett största avstånd där ett kriterium har överskridits. Avstånden sammanställs därefter i kumulativa histogram. Varje histogram presenterar för ett visst kriterium andelen väderfall där kriteriet underskreds som funktion av avståndet. Medelvärde och osäkerheten där en given andel av de analyserade väderfallen överskrider ett bestämt kriterium har skattats genom statistisk dataanalys. Analysmetoden beskrivs i detalj i detta kapitel. De avstånd som enligt ovanstående analys innehåller en viss del av alla väderfall (70, 80 eller 90 procent) ligger till grund för de resultat som beskrivs i resultatbilagorna (4-6) och i huvudrapporten.

5.2. Kumulativa frekvensfördelningar

Resultat från spridnings- och dosberäkningarna erhålls i form av en resultatrad med avstånd till en punkt längst bort från explosionen där ett givet kriterium har överskridits. Ett sätt att sammanställa de största avstånden där detta kriterium överskrids är att sammanställa avståndsfördelningen och presentera denna i form av ett kumulativt histogram. Om det statistiska underlaget är tillräckligt bra, det vill säga om spridningsberäkningarna har tagit hänsyn till tillräckligt många väderfall, ger den kumulativa avståndsfördelningen information om det avstånd inom vilket en viss andel av alla observationer förväntas hamna, den s.k. percentilen. Ett histogram beräknas således per kriterium och ur varje histogram går percentilen på en viss nivå att utläsa. Exempelvis ger den åttionde percentilen, P_{80} , information om det största avstånd där ett visst kriterium överskrids om 80 procent av väderfallen beaktas.

På motsvarande sätt kan percentiler över de största doserna vid ett givet avstånd beräknas. Skillnaden blir här att istället för andel (%) som en funktion avståndet blir det andel (%) som funktion av dos, i övrigt är dataanalysen identisk. Metoden användes bl.a. för att på ett givet avstånd studera dosbidrag från olika exponeringsvägar (moln, inandning, mark) samt total effektiv dos.

5.2.1. Intervall

Vid beräkning av histogram behöver ingående data delas in i ett antal intervall (eng. *bins*). Samtliga histogram är uppdelade i 30 lika stora intervall, oavsett skala på avstånd eller doser. Fler intervall möjliggör en högre upplösning vid beräkning av percentiler men alltför många intervall i förhållande till underliggande data riskerar att ge upphov till större osäkerheter i percentiluppskattningen då datadensiteten riskerar att bli för låg i vissa intervall. SSM bedömer att 30 intervall erbjuder en tillräcklig detaljeringsnivå utan att datadensiteten inom varje intervall blir för låg.

5.2.2. Nollor

I de fall ett visst kriterium aldrig överskrids i en spridnings- eller dosberäkning genereras ingen resultatrad. När kriteriet inte överskrids behöver detta återspeglas i det kumulativa histogrammet genom att en nolla läggs till. En nolla innebär i denna kontext en rad med det största avståndet 0 km. Till skillnad från i tidigare arbeten har i SSM i detta arbete inte gjorts någon skillnad mellan utfall över land eller vatten. I dataanalysen beaktas därför alla resultat där ett kriterium överskrids, oavsett om det skett över land eller vatten. Antalet nollor, n_z , som på detta sätt läggs till i histogrammet beskrivs av ekvationen

$$n_z = n - n_r$$

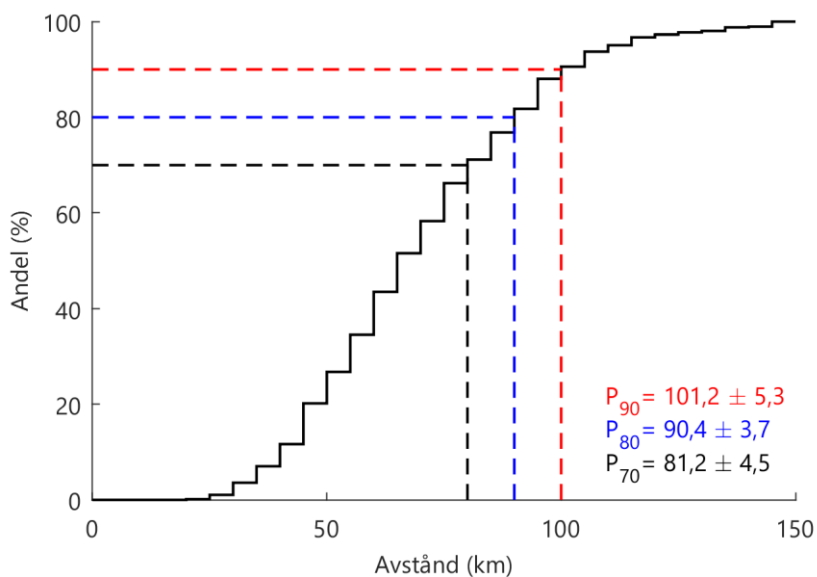
där n är det totala antalet spridningsberäkningar och n_r är antalet spridningsberäkningar där kriteriet överskreds och därmed gav upphov till ett största avstånd.

5.3. Medelvärde och osäkerheter

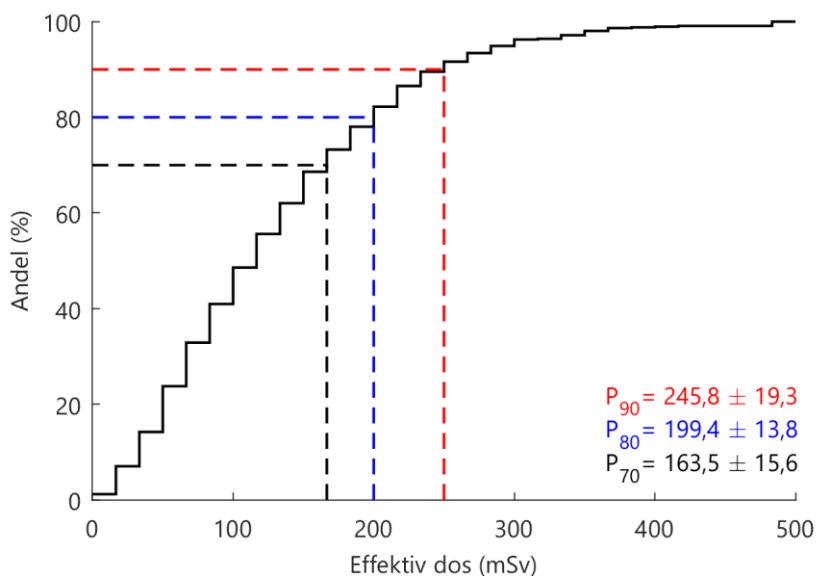
För att skatta största avstånd där ett visst kriterium överskrids med beaktande av ett visst procentantal av förekommande väderfall och osäkerheterna i detta avstånd används s.k. *boot strap*-analys. Metoden utgår ifrån den observerade sannolikhetsfördelningen som bygger upp det kumulativa histogrammet. Genom att upprepade gånger dra ett antal slumpmässiga prov från den observerade sannolikhetsfördelningen och utifrån de dragna proven åter igen beräkna percentilen på en viss nivå kan medelvärdet och variansen för ett visst område i det kumulativa histogrammet som svarar mot en viss percentil skattas. Osäkerheten i medelvärdet erhålls sedan genom att beräkna standardavvikelsen och multiplicera med en s.k. täckningsfaktor, k , för att täcka in k standardavvikelser. Alla resultat ett detta arbete presenteras som ett avstånd i km (medelvärdet) med angivna osäkerheten med en täckningsfaktor $k=2$. Eftersom histogrammen byggs upp av diskreta steg, blir osäkerheten ibland noll. Det är värt att notera att osäkerheten i percentilerna för de största avstånden således endast beaktar den statistiska delen av analysen vilket medför att antaganden gjorda i tidigare analyssteg samt eventuella systematiska fel i dos- och spridningsberäkningar inte beaktas i osäkerhetsskattningen.

5.4. Exempel på analysmetoder

Two exempel ges där kumulativa histogram har beräknats och percentiler och osäkerheter har skattats enligt ovan. Det första exemplet illustreras i Figur 3 och ger, för ett givet kriterium, andelen väderfall som funktion av avståndet (km). Det andra exemplet illustreras i Figur 4 och ger, för ett givet avstånd, andelen väderfall som funktion av effektiv dos (mSv).



Figur 3. Exempel på ett kumulativt histogram för beräkning av största avstånd för ett givet kriterium. Varje intervall (trappsteg), beskriver andelen av de analyserade väderfallen som för det valda kriteriet innehålls för ett visst avstånd. Ur figuren kan utläsas att avståndet där detta kriterium överskrids är kortare än $90,4 \pm 3,7$ km i 80 procent av väderfallen.



Figur 4. Exempel på ett kumulativt histogram för beräkning av största effektiva doser på ett givet avstånd. Varje intervall (trappsteg), beskriver andelen väderfall som på det valda avståndet innehålls av en viss effektiv dos. Ur figuren kan utläsas att den effektiva dosen på detta avstånd blir mindre än $199,4 \pm 13,8$ mSv i 80 procent av väderfallen.

6. Parameterval

I det följande beskrivs de meteorologiska data som använts för spridningsmodelleringen. Vidare beskrivs parametersättningen för depositionsberäkningarna i *MATCH-BOMB*. Slutligen utvecklas närmare hur doskoefficienter har härletts för dosberäkningarna gjorda i *ARGOS*.

6.1. Beräkningsområde och meteorologiska data

Historiska meteorologiska data för perioden januari 2021 – januari 2022 från *HARMONIE*-modellen har använts för spridningsberäkningarna som har genomförts med modellen *MATCH-BOMB*. Beräkningarna täcker ett avstånd om maximalt ca 440 km från explosionsplatsen i ett kvadratisk rutnät om 350×350 celler, med en cellstorlek om ca 2,5×2,5 km, dvs. samma cellstorlek som den numeriska väderdatauppsättningen har. Samplingsfrekvensen är satt till en timme och prognoslängden 48 timmar.

6.2. Depositionsparametrar i *MATCH-BOMB*

För beräkning av deposition på mark används ett antal depositionsparametrar. Vid deposition under torra förhållanden finns ett antal depositionsprocesser varav sedimentation (gravitation) dominerar för de flesta partikelstorlekar som är större än 1 µm. Sedimentationshastigheten per partikelstorlek indelat i de tio olika delintervallen vid en markexplosion finns i Tabell 2. Dessutom påverkas även partiklarnas deposition av markanvändningen genom ytornas beskaffenhet, se Tabell 3.

Våtdeposition kan bland annat ske genom att aerosoler fångas in av nederbörd inuti moln (*in-cloud scavenging*) samt följer med regndroppar (eller iskristaller) på grund av kollisioner under molnen (*sub-cloud scavenging*). I *MATCH-BOMB* antas att all våtdeposition direkt hamnar på marken oavsett på vilken höjd nederbörden förekommer. Våtdeposition inuti moln beräknas med en faktor (produkten av en depositionsfaktor multiplicerat med regnintensiteten (mm/h) upphöjd till 0,79). Exponenten är till för att minska infångningseffekten vid kraftigt regn. Våtdeposition under moln beräknas med en faktor på liknande sätt, där en koefficient multipliceras med depositionsfaktor och regnintensiteten (mm/h). Parametrar för våtdeposition i de olika partikelintervallen vid en markexplosion redovisas i Tabell 4.

Tabell 2. Sedimentationshastigheter per aerosolradie (väntevärde per intervall) [2], [3].

Radie (µm)	Sedimentationshastighet (cm/s)
1,1	0,04
2,1	0,13
4,0	0,49
7,7	1,8
14,7	6,3
28,2	21,0
54,0	60,6
103	144

Radie (μm)	Sedimentationshastighet (cm/s)
197	292
378	536

Tabell 3. Depositionshastigheter per markanvändningstyp [2], [3].

Markanvändning	Depositionshastighet (cm/s)
Stadsmiljö	0,02
Vatten	0,0
Landsbygd	0,02
Skog	0,04

Tabell 4. Parametrar vid beräkning av våtdeposition [21].

Radie (μm)	Våtdepositions faktor, <i>in-cloud</i> ($1\text{E-}4/(\text{s}*\text{mm}/\text{h})$)	Kollisionskoefficient, <i>sub-cloud</i> (-)
1,1	0,47	0,02
2,1	1,12	0,02
4,0	1,98	0,02
7,7	2,71	0,02
14,7	2,78	0,4
28,2	2,78	0,4
54,0	2,78	0,4
103	2,78	0,4
197	2,78	0,4
378	2,78	0,4

6.3. Doskoefficienter

I det följande redovisas närmare valet av dosfaktorer och doskoefficienter för beräkningar vid inläsning av externa modeller i *ARGOS* som i fallet med *MATCH-BOMB*.

6.3.1. Molndos

Effektiv dos från radioaktiva ämnen i luften (molndos) beräknades med nuklidspecifika dosfaktorer för effektiv dos (nSv/h per Bq/m^3) från ICRP 144 [8] (*air submersion*) för ettårigt barn respektive från *DCFPAK* [7] (*air submersion*, Sv/s per Bq/m^3) för vuxna, enligt beskrivningen i avsnitt 3.1. För åtta nuklider som ingår i nuklidvektorn men där

dosfaktorer för molndos saknas i ICRP 144 respektive DCFPAK har dosfaktorer uppskattats. För att kunna beräkna molndos i ARGOS för de olika åldersgrupperna har indata behövt ändrats mellan beräkningarna då SSM sedan tidigare använt dosfaktorer från DCFPAK för vuxen.

Komplettering av dosfaktorer

Dosfaktorer för åtta nuklider som ingår i nuklidvektorn men där dosfaktorer för molndos saknas i ICRP 144 och DCFPAK har uppskattats utifrån tabulerade värden på effektiv dos (E) för monoenergetiska fotonenergier från en halvoändlig luftvolym, tillsammans med sammanställningar över kända gammaövergångar och sannolikheter. Därefter beräknas dosfaktorn för en viss nuklid som den viktade summan av bidragen från samtliga gammaövergångar.

Data över effektiv dos (E) från monoenergetiska fotonenergier (E_γ) hämtades från [22] som anger värden för 12 energier mellan 0,01 och 5 MeV. Vidare anges i samma rapport effektiv dos från aktiviteten homogent fördelad i en halvoändlig luftvolym. Värden för energier (E_γ) mellan de tabulerade uppskattades genom kurvanpassning av $\ln(E)$ mot $\ln(E_\gamma)$ (med "kubisk spline"). De mellanliggande värdena för monoenergetiska fotoner förväntas inte avvika med mer än 1 % från de korrekta.

De uppskattade dosfaktorerna för molndos som redovisas i Tabell 5 tillfördes ARGOS.

Tabell 5. Uppskattade dosfaktorer (effektiv dos, vuxen) för åtta nuklider som saknas i ICRP 144 och DCFPAK. Dosfaktorerna beräknades för en halvoändlig luftvolym med aktiviteten homogent fördelad i luften.

Nr.	Nuklid	Dosfaktor, vuxen (Sv/s per Bq/m ³)
1	Y-93m	3,01E-14
2	Nb-97m	3,38E-14
3	Rh-105m	1,08E-15
4	Sb-129m	7,03E-14
5	Sb-132	1,13E-13
6	Sb-132m	1,10E-13
7	Sn-129m	7,03E-14
8	Ce-146	1,35E-14

Motsvarande uppskattning av dosfaktorer för ettårigt barn gjordes inte, där användes istället dosfaktorerna för vuxen. Detta förväntas underskatta dosbidraget för dessa åtta nuklider vid spridnings- och dosberäkningar för ettårigt barn. Sett till den totala effektiva dosen för ett ettårigt barn förväntas dock den underskattning vara försumbar ($\ll 1$ %). Dels eftersom markdosen är den dominerande exponeringsvägen, och dels eftersom nukliderna listade i Tabell 5 tillsammans endast utgör en mindre del av den totala molndosen.

I vissa fall innefattar dosfaktorerna i ARGOS för en given modernuklid även bidragen från dess dotternuklider, med hänsyn tagen till eventuella grenkvoter. Detta är fallet då dotternukliden har en halveringstid som är kort i förhållande till den tid då aktiviteten är

luftburen. Vidare krävs att halveringstiden för dotternukliden är väsentligt kortare än modernukliden, vilket medför att aktivitetsjämvikt i sönderfallskedjan uppnås inom det tidsintervall som är aktuellt för spridningsberäkningen. I föreliggande arbete har detta implementerats i *ARGOS* för paren Cs-137/Ba-137m samt Ru-106/Rh-106. Övriga nuklider har hanterats individuellt.

6.3.2. Markdos

Beräkningen av effektiv dos från markbeläggning (markdos) har skett i enlighet med vad som beskrivits i avsnitt 3.2. Markdosen har beräknats genom att omvandla deponerad aktivitet till effektiv dosrat med nuklidspecifika dosfaktorer (nSv/h per Bq/m²) från ICRP 144 [8] (*soil contamination*, 0,5 g/cm²) för ettårigt barn. Aktiviteten antas befinna sig i en skiva på ett djup av 0,5 g/cm² (oberoende markens densitet). För vuxna användes dosfaktorer från *DCFPAK* [7] (*volume source*, Sv/s per Bq/m³), där aktiviteten befinner sig i markens (densitet 1,6 g/cm³) översta jordlager (1 cm). För att kunna beräkna markdos i *ARGOS* för de olika åldersgrupperna har indata behövt ändrats mellan beräkningarna då SSM har sedan tidigare använt dosfaktorer från *DCFPAK* för vuxen.

SSM har även i tidigare arbeten använt nedträngningsmodellen i *DCFPAK* med homogen fördelning till ett djup av 1 cm med densitet 1,6 g/cm³. Denna modell har fortsatt använts för beräkning av markdos till vuxna. Modellen som använts för ettårigt barn rekommenderas av ICRU och ICRP för att representera en viss skärmning och nedträngning i marken vid färskt nedfall. Skillnaden mellan ICRP (0,5 g/cm²) och *DCFPAK* (1 cm) för nuklidvektorn är också marginell, ca 2 % för en vuxen. Däremot har ICRP-faktorerna fördelen att även dosfaktorer för ettårigt barn redovisas. För ettårigt barn är dosfaktorerna ca 30 % högre jämfört med vuxen. Ytterligare en fördel är att ICRP anger dosfaktorer för miljödosekvivalent H*(10), vilket möjliggör uppskattningar av mätvärden utifrån en given markbeläggning.

Ett särskilt förfarande har tillämpats för att beräkna dosraten, och därmed dosen, från markbeläggnings efter det att spridningsmodelleringen med *MATCH-BOMB* och därmed depositionen har upphört (48 timmar). Exponeringen för strålningen från aktivitet deponerad på marken beror av hur i nedfallet ingående nuklider sönderfaller och växer in med tiden. Detta medför att denna process behöver modelleras från det att spridningsberäkningen har avslutats fram till den tidpunkt *T* för vilken markdosens bidrag till den totala effektiva dosen ska bestämmas. Denna modellering har skett genom att ett bibliotek med den externa mjukvaran *DosCalc* ingår i *ARGOS*. Biblioteket innehåller då doskoefficienter gällande den studerade åldersgruppen. För vuxen användes det ursprungliga biblioteket med dosfaktorer från *DCFPAK* och för barn användes dosfaktorer från ICRP 144 enligt ovan.

Slutligen integreras markdosen från deponerad aktivitet under den totala tidsperioden.

Komplettering av dosfaktorer

Som en del i utredningen av nuklidvektorn uppskattades dosfaktorer för ett antal nuklider som potentiellt skulle kunna ge ett icke-försumbart bidrag till den totala dosen men som saknades i ICRP 144 och *DCFPAK*. Dosfaktorer för mark uppskattades med samma metod som beskrivs ovan för molndosfaktorer. Tabulerade värden på effektiv dos (*E*) för monoenergetiska fotonenergies från en oändligt utsträckt yta, tillsammans med sammanställningar över kända gammaövergångar och sannolikheter användes. Därefter beräknas dosfaktorn för en viss nuklid som den viktade summan av bidragen från samtliga gammaövergångar. De uppskattade dosfaktorerna för de åtta nuklider som redovisas i

Tabell 6 tillfördes *DosCalc* och *ARGOS*. Urvalet beskrivs närmare i Bilaga 2 (nuklidsammansättning).

Data över effektiv dos (E) från monoenergetiska fotonenergier (E_γ) hämtades från [22] som ger värden för 12 energier mellan 0,01 och 5 MeV. Vidare ges i samma rapport effektiv dos från ett oändligt markplan respektive effektiv dos från aktivitet homogent fördelad i den översta 1 cm av ett oändligt markplan. Värden för energier (E_γ) mellan de tabulerade uppskattades genom polynomanpassning av $\ln(E)$ mot $\ln(E_\gamma)$. De mellanliggande värdena för monoenergetiska fotoner förväntas inte avvika med mer än 1 % från de korrekta. Som nämnts ovan förväntas skillnaderna mellan detta förfarande, som bygger på 1 cm homogen aktivitet, och ICRP 144-modellen på djupet 0,5 g/cm², vara marginell.

Tabell 6. Uppskattade dosfaktorer (effektiv dos, vuxen) för åtta nuklider som tillförts *ARGOS*. Dosfaktorerna beräknades för en ytkälla (0 cm) och en källa med aktiviteten jämnt fördelad i den översta centimetern.

Nr.	Nuklid	Dosfaktor (Sv/s per Bq/m ²)	
		0 cm	1 cm
1	Y-93m	6,57E-16	4,24E-16
2	Nb-97m	7,19E-16	4,62E-16
3	Rh-105m	2,53E-17	1,64E-17
4	Sb-129m	1,49E-15	9,58E-16
5	Sb-132	2,34E-15	1,51E-15
6	Sb-132m	2,30E-15	1,49E-15
7	Sn-129m	2,26E-15	1,46E-15
8	Ce-146	3,03E-16	1,95E-16

Motsvarande uppskattning av markdosfaktorer för ettårigt barn gjordes inte, där användes istället dosfaktorerna för vuxen. Detta förväntas underskatta dosbidraget för de åtta nuklider som ingår i nuklidvektorn vid dosberäkningar för ettårigt barn. Nukliderna angivna i Tabell 6 utgör dock tillsammans endast en mindre del av den totala markdosen. Sett till den totala effektiva dosen för ettårigt barn förväntas underskattningen därför vara marginell (< 1 %).

6.3.3. Inandningsdos

Beräkningen av inandningsdos från inandning (inandningsdos) har skett i enlighet med vad som beskrivits i avsnitt 3.3. Andningshastigheterna $6,02 \cdot 10^{-5}$ m³/s och $2,57 \cdot 10^{-4}$ m³/s har använts för ettårigt barn respektive vuxen (*Indoor worker*), båda från [23].

De dosfaktorer som använts för att omvandla inandad aktivitet till inandningsdos är hämtade från ICRP 119 [9]. Inandningsdosen har beräknats med åldersberoende, nuklidspecifika dosfaktorer för inandningsdos (Sv/Bq) för aerosoler av diameter 1 µm AMAD⁶ från ICRP 119 för vuxen och ettårigt barn, Annex G (Tabell G1, *members*

⁶ AMAD står för *Activity Median Aerodynamic Diameter*.

of the public). Doskoefficienterna har i allmänhet valts utgående från av ICRP rekommenderade absorptionstyp⁷ (F/M/S), se Tabell 7.

Tabell 7. Antagen absorptionstyp vid beräkning av inandningsdos.

Ämne	Absorptionstyp	Ämne	Absorptionstyp
Silver (Ag)	M	Bly (Pb)	M
Barium (Ba)	M	Palladium (Pd)	F
Beryllium (Be)	M	Prometium (Pm)	M
Brom (Br)	M	Praseodym (Pr)	M
Kadmium (Cd)	F	Rubidium (Rb)	F
Cerium (Ce)	M	Rodium (Rh)	M
Kobolt (Co)	M	Rutenium (Ru)	M
Cesium (Cs)	F	Antimon (Sb)	M
Jod (I) (aerosol)	F	Selen (Se)	F
Indium (In)	F	Tenn (Sn)	F
Krypton (Kr)	-	Strontium (Sr)	M
Lantan (La)	M	Teknetium (Tc)	M
Mangan (Mn)	M	Tellur (Te)	M
Molybden (Mo)	M	Uran (U)	S
Natrium (Na)	F	Xenon (Xe)	-
Niob (Nb)	M	Yttrium (Y)	S
Neodym (Nd)	M	Zirkonium (Zr)	M
Neptunium (Np)	M		

Ett antal nuklider som ingår i nuklidvektorn saknas i ICRP 119. För 26 nuklider i nuklidvektorn användes doskoefficienter från andra källor (19 st. [7] [24] [25]) och från skattningar med den metod som beskrivits av Forrest [26] (7 st.). Dessa nuklider med de doskoefficienter och upptagningstyper som använts redovisas för ettårigt barn i Tabell 8. Motsvarande värden togs även fram för vuxen.

Där källan DCAL anges gjorde beräkningar av doskoefficienter för åldersberoende effektiv dos med mjukvaran DCAL [24]. De inställningar som användes var *inhalation, equivalent dose, environmental exposure*, ICRP 66 model, AMAD 1 µm och *absorption type* som angavs enligt Tabell 7.

⁷ F/M/S betecknar olika hastigheter (*Fast, Medium, Slow*) vid upptag i kroppen efter inandning.

Tabell 8. Doskoefficienter för nuklider i nuklidvektorn som inte anges i ICRP 119. Doskoefficienterna anges i effektiv dos för ettårigt barn per inandad Bq.

Nuklid	Absorptionstyp	Doskoefficient (Sv/Bq)	Källa
Rb-90	F	2.5E-11	DCAL [24]
Rb-90m	F	4.2E-11	DCAL
Sr-93	M	1.1E-10	DCAL
Y-93m	S	3.9E-14	Forrests metod [26]
Nb-97m	M	7.4E-12	Forrests metod
Mo-102	M	1.6E-10	DCFPAK [7]
Tc-102	M	6.6E-13	DCAL
Tc-105	M	9.9E-11	DCAL
Rh-105m	M	4.9E-13	Forrests metod
Rh-106	M	3.7E-12	DCAL
Rh-107	M	9.3E-11	DCAL
Ru-107	M	4.2E-11	DCAL
Pd-112	F	4.1E-9	DCFPAK
Sn-127m	F	2.9E-11	DCAL
Sn-129m	F	1.0E-10	Forrests metod
Sn-130	F	5.2E-11	DCAL
Sb-129m	M	3.4E-10	Forrests metod
Sb-130m	M	6.8E-11	DCAL
Sb-132	M	8.1E-11	Forrests metod
Sb-132m	M	1.2E-10	Forrests metod
Sb-133	M	8.4E-11	DCAL
I-134m	F	1.9E-11	DCAL
Cs-139	F	7.4E-11	DCAL
Ce-145	M	3,2E-11	DCAL
Ce-146	M	1.6E-10	JAERI [25]
Pr-146	M	1.9E-10	DCFPAK

6.3.4. Dos till huden

För den mer detaljerade modelleringen av huddos som beskrivits i avsnitt 3.6 behövs doskoefficienter som endast avser en enskild nuklid och aldrig inkluderar sönderfallsdöttrar. Därför har det varit nödvändigt att uppskatta ett stort antal dosfaktorer utgående från konversionselektron-, beta- och fotonpektra. Skattningarna gjordes enligt

den metod som beskrivs i [27] (Appendix VI) för att uppskatta dosfaktorer (Gy/s per Bq/cm²) för RBE-viktad absorberad dos till huden (djup 0,4 mm) från radioaktiv beläggning på huden. Härvid har bidraget från monoenergetiska elektroner skattats med samma empiriska formel som i [27] (med ursprungsreferensen [28]) och bidraget från fotoner hämtats antingen (liksom i [27]) från [29] eller försumrats i de fall data inte finns i [29]. Försummandet av fotonbidrag för ett antal nuklider förväntas orsaka en viss underskattning av dosfaktorerna totalt sett. För de allra flesta nuklider förväntas dock den absoluta merparten av dosen till huden från deponerat nedfall komma från elektroner. Detta bekräftas av en jämförelse mellan foton- och elektronbidragen för de nuklider för vilka båda finns tillgängliga, varför underskattningen genom försummandet av vissa fotonbidrag antas vara marginell. Sönderfallsdata inklusive konversionselektron- och betaspektra för summation respektive integration över bidragen från monoenergetiska elektroner har hämtats från ENDF/B-VIII.0. Lämpligt diskretiserade betaspektra har erhållits med hjälp av det webbaserade verktyget *JANIS Web* [30].


6.3.5. Dos till röd benmärg

Beräkningen av ekvivalent dos till röd benmärg från markbeläggning (markdos) har skett i enlighet med vad som beskrivits i avsnitt 3.7. De dosfaktorer som använts för att omvandla deponerad aktivitet till ekvivalent dosrat är hämtade från ICRP 144 [8]. Markdosen har beräknats med åldersberoende, nuklidspecifika dosfaktorer för ekvivalent dos till röd benmärg (nSv/h per Bq/m²) från ICRP 144 (*soil contamination*, 0,5 g/cm²) för vuxen och ettårigt barn. Liksom i fallet för effektiv dos antas aktiviteten befinna sig i en skiva på ett djup av 0,5 g/cm².

Referenser

- [1] L. Robertson, J. Langner och M. Engardt, "An Eulerian Limited-Area Atmospheric Transport Model," *J. Appl. Meteor.*, vol. 38, nr 2, pp. 190-210, 1999.
- [2] S. Winter, P. von Schoenberg och L. Thaning, "Redovisning av uppdrag – Spridningsberäkningar (FOI Memo 2339)," FOI, 2008.
- [3] C. Persson, L. Robertson och L. Thaning, "Model for Simulation of Air and Ground Contamination Associated with Nuclear Weapons. An Emergency Preparedness Model (Meteorologi No 95)," SMHI och FOA, 2000.
- [4] S. Hoe, P. McGinnity, T. Charnock, F. Gering, L. H. Schou Jacobsen, J. Havskov Sørensen, K. G. Andersson och P. Astrup, "ARGOS Decision Support System for Emergency Management," In proceedings (online), Argentine Radiation Protection Society, 2009.
- [5] P. von Schoenberg, N. Brännström, H. Grahn, T. Nylén och G. Ågren, "Ny modell för spridning av radioaktivt material från kärnvapensprängningar, preliminära frågeställningar (FOI Memo 5621)," 2016.
- [6] T. Harvey, F. Serduke, L. Edwards och L. Peters, "KDFOC3: A Nuclear Fallout Assessment Capability," Lawrence Livermore National Laboratory, 1992.
- [7] K. Eckerman och R. W. Leggett, "DCFPK 3.02 (Dose Coefficient Data File Package)," Oak Ridge National Laboratory, 2013.
- [8] Internationella strålskyddskommissionen (ICRP), Publication 144 - Dose Coefficients for External Exposures to Environmental Sources, 2020.
- [9] Internationella strålskyddskommissionen (ICRP), "Publication 119 - Compendium of Dose Coefficients based on ICRP 60," 2012.
- [10] Internationella atomenergiorganet (IAEA), "EPR-NPP Public Protective actions - Actions to Protect the Public in an Emergency due to Severe Conditions at a Light Water Reactor," 2013.
- [11] Strålsäkerhetsmyndigheten, "Rapport 2019:11 Behov av personsanering för allmänheten i samband med svensk kärnkraftsolycka," 2019.
- [12] A. I. Apostoaei och D. C. Kocher, "Radiation Doses to Skin From Dermal Contamination," Defense Treat Reduction Agency, Fort Belvoir, VA, USA, 2010.
- [13] Internationella atomenergiorganet (IAEA), "Actions to Protect the Public in an Emergency due to Severe Conditions at a Light Water Reactor," 2013.
- [14] H. L. Beck, S. L. Simon, A. Bouville och A. Romanyukha, "Accounting for Unfissioned Plutonium from the Trinity Atomic Bomb Test," *Health Phys.*, vol. 119, pp. 504-516, 2020.
- [15] S. Hisamatsu och M. Sakanoue, "Determination of transuranium elements in a so-called "Bikini ash" sample and in marine sediment samples collected near Bikini Atoll," *Health Phys.*, vol. 35, pp. 301-307, 1978.
- [16] Y. Muramatsu, T. Hamilton, S. Uchida, K. Tagami, S. Yoshida och W. Robison, "Measurement of $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ isotopic ratios in soils from the Marshall Islands using ICP-MS," *Sci. Total Environ.*, vol. 278, pp. 151-159, 2001.
- [17] K. Hirose och P. P. Povinec, "Sources of plutonium in the atmosphere and stratosphere-troposphere mixing," *Sci. Rep.*, vol. 5, p. 15707, 2015.
- [18] J. H. Harley, "Plutonium in the Environment - A Review," *J. Radiat. Res.*, vol. 21, pp. 83-104, 1980.

- [19] A. Cauquoin, P. Jean-Baptiste, C. Risi, É. Fourré och A. Landais, "Modeling the global bomb tritium transient signal with AGCM LMDZ-iso: A method to evaluate aspects of the hydrological cycle," *J. Geophys. Res.: Atmos.*, vol. 121, 2016.
- [20] Strålsäkerhetsmyndigheten, "Rapport 2017:27 Översyn av beredskapszoner," 2017.
- [21] D. Simpson, A. Benedictow, H. Berge, R. Bergström, L. Emberson, H. Fagerli, C. Flechard, G. Hayman, M. Gauss, J. Jonson, M. Jenkin, A. Nyíri, C. Richter, V. Semeena, S. Tsyro, J. -P. Tuovinen, A. Valdebenito och P. Wind, "The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description," *Atmos. Chem. Phys.*, vol. 12, nr <https://doi.org/10.5194/acp-12-7825-2012>, p. 7825–7865, 2012.
- [22] K.F. Eckerman och J. C. Ryman, *External Exposure to Radionuclides in Air, Water, and Soil*, FGR 12, 1993.
- [23] Internationella strålskyddskommissionen (ICRP), "ICRP Publication 66 - Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection," 1994.
- [24] DCAL: Dose and Risk Calculation System, version 9.4, U.S. Environmental Protection Agency, 2006.
- [25] *Dose Coefficients for Radionuclides Produced in High Energy Proton Accelerator Facilities*, Japan Atomic Energy Research Institute (JAERI), 2002.
- [26] R. A. Forrest, *The European Activation File: biological, clearance and transport libraries*, UKAEA FUS 517, 2005.
- [27] Internationella atomenergiorganet (IAEA), "Dangerous quantities of radioactive material (D-values)," 2006.
- [28] R. E. Faw, "Absorbed doses to skin from radionuclide sources on the body surface," *Health Phys.*, vol. 63, pp. 442-448, 1992.
- [29] F. Rohloff och M. Heinzelmann, "Dose rate by photon radiation to the basal layer of the epidermis in the case of skin contamination," *Radiat. Prot. Dosim.*, vol. 63, pp. 15-28, 1996.
- [30] OECD Nuclear Energy Agency (NEA), "JANIS Web," Paris, Frankrike.
- [31] Internationella strålskyddskommissionen (ICRP), "ICRP Publication 103 - The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection," 2007.



Strålsäkerhetsmyndigheten arbetar pådrivande och förebyggande för att skydda människor och miljö från oönskade effekter av strålning, nu och i framtiden.

Du kan ladda ner våra publikationer från www.stralsakerhetsmyndigheten.se/publikationer. Om du behöver alternativa format som exempelvis lättläst, punktskrift eller Daisy, kontaktar du oss på e-post registrator@ssm.se.

Strålsäkerhetsmyndigheten
171 16 Stockholm
08-799 40 00
www.stralsakerhetsmyndigheten.se
registrator@ssm.se

©Strålsäkerhetsmyndigheten