



Strål
säkerhets
myndigheten

Swedish Radiation Safety Authority

Rapport

Livsmedelspåverkan från nedfall efter en kärnvapenexplosion

2026:08

Författare: Anders Axelsson, Anna Maria Blixt Buhr,
Jan Johansson, Peder Kock, Jonas Lindgren,
Catharina Söderström

Datum: Maj 2026

Rapportnummer: 2026:08

ISSN: 2000-0456

Tillgänglig på www.ssm.se



Strål
säkerhets
myndigheten

Swedish Radiation Safety Authority

Författare: Anders Axelsson, Anna Maria Blixt Buhr, Jan Johansson,
Peder Kock, Jonas Lindgren, Catharina Söderström

2026:08

Livsmedelspåverkan från nedfall
efter en kärnvapenexplosion

Datum: Maj 2026

Rapportnummer: 2026:08

ISSN: 2000-0456

Available at www.stralsakerhetsmyndigheten.se

Sammanfattning

Efter en kärnvapenexplosion kan små partiklar spridas som nedfall över stora områden och orsaka radioaktiv markbeläggning. Stråldoser kan erhållas från nedfallet på flera sätt. En sådan exponeringsväg är intag av livsmedel som kontaminerats av nedfallet, direkt eller genom jordbruksproduktion i områden med markbeläggning.

Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) tar fram konsekvensanalyser och annat stöd till samhällets beredskap att hantera radioaktiv nedfall, både i planering och i form av rådgivning under en händelse. När det gäller livsmedel finns behov av underlag till stöd för

- ansvariga myndigheters arbete med att utveckla beredskapen att skydda livsmedelskedjor vid nedfall efter en kärnvapenexplosion
- planering och utveckling av mät- och analysförmåga
- framtagande av lägesbilder och konsekvensanalyser baserat på spridningsprognoser och mätningar
- internationella samarbeten för skydd mot radioaktiv nedfall från kärnvapenexplosioner.

SSM har därför studerat hur olika typer och nivåer av radioaktiv markbeläggning till följd av en kärnvapenexplosion kan påverka hur mycket radioaktiva ämnen som hamnar i livsmedel, vilka stråldoser som kan erhållas vid konsumtion av livsmedel som kontaminerats av nedfallet, och hur stråldoserna kan begränsas genom användning av gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel.

I den här rapporten redovisar SSM uppskattningar av

- stråldoser som kan erhållas genom intag av kontaminerade livsmedel efter nedfall som resulterar i radioaktiv markbeläggning
- stråldoser som kan erhållas om koncentrationen av radionuklider i livsmedel begränsas genom tillämpning av de gränsvärden som anges i rådets förordning (Euratom) 2016/52 ("rådets förordning")
- vid vilka nivåer av radioaktiv markbeläggning som dessa gränsvärden kan riskera att överskridas i livsmedel som producerats i det kontaminerade området.

Uppskattningarna utgår från modellering som har utförts för SSM:s räkning av Danmarks tekniska universitet (DTU). I modelleringen har överföringsfaktorer tagits fram för att beskriva överföring av radioaktiva ämnen i markbeläggnings till olika typer av livsmedel.

Resultat från spridningsberäkningar av det slag som använts i SSM:s rapport 2023:05 *Strålskyddskonsekvenser av radioaktiv nedfall från kärnvapenexplosioner* visar att områden med betydande nedfall skulle kunna uppstå ut till ett största avstånd av ungefär 150 km från explosionen, och täcka en yta av upp till ungefär 800 km² efter en kärnvapenexplosion vid marken med laddningsstyrkan 100 kiloton.¹ Med "betydande nedfall" avses här nedfall som 48 timmar efter explosionen ger en effektiv dosrat från marken på några millisievert per timme.

¹På mindre avstånd och över mindre arealer kan avsevärt högre markbeläggning uppstå, och på större avstånd och över större arealer kan lägre markbeläggning uppstå.

Den analys som SSM presenterar i den här rapporten visar att utan åtgärder skulle intecknade effektiva doser som närmar sig tusen millisievert kunna erhållas genom enstaka intag i ett tidigt skede (första två månaderna efter explosionen) av livsmedel från områden med betydande nedfall enligt ovan. Stråldoser på den nivån kan ge akuta strålskador. Även möjliga årsdoser under andra året genom intag av livsmedel från områden med betydande nedfall har uppskattats. Uppskattningarna visar att utan skyddsåtgärder skulle intecknade effektiva doser på över hundra millisievert kunna erhållas under andra året efter ett nedfall. Stråldoser på den nivån innebär en signifikant ökad risk att utveckla cancer.

Analysen visar även att tillämpning av de gränsvärden som anges i rådets förordning kan leda till att årsdoser från intag av livsmedel kontaminerade genom nedfall efter en kärnvapenexplosion begränsas till något tiotal millisievert eller lägre. Under de omständigheter som i övrigt antagits vid framtagandet av rådets gränsvärden² kan stråldoser från livsmedel sannolikt hållas under den referensnivå (en millisievert intecknad effektiv dos per år) som gränsvärdena baserats på. Följaktligen har dessa gränsvärden använts för att uppskatta vilka nivåer, uttryckt t.ex. i mätbara storheter som dosrat, av radioaktiv markbeläggning från nedfall efter en kärnvapenexplosion som skulle kunna leda till att gränsvärdena överskrids i livsmedel.

²Framför allt antas att en tiondel av livsmedelsintaget består av livsmedel kontaminerade upp till angivna gränsvärden, och att resterande andel av intaget består av okontaminerade livsmedel.

Innehåll

Sammanfattning	3
Innehåll	5
1. Inledning.....	6
1.1. Översikt.....	6
1.2. Utgångspunkter	6
2. Radioekologisk modellering	8
2.1. Val av radionuklider och livsmedel.....	8
2.2. Förutsättningar och antaganden	10
2.3. Resultat.....	10
2.4. Jämförelser med modellering av strontium och cesium.....	12
3. Intecknad effektiv dos från kontaminerade livsmedel	14
3.1. Antagen markbeläggning.....	15
3.2. "Maxdygnsdoser" i ett tidigt skede.....	16
3.3. Senare skede (andra året)	17
3.4. Diskussion och slutsatser avseende stråldoser	18
4. Effekten av gränsvärden för dos från kontaminerade livsmedel. 19	
4.1. Beräkning av doser då gränsvärden tillämpas.....	20
4.2. Tidigt skede (första två månaderna)	21
4.3. Senare skede (andra året)	22
4.4. Diskussion och slutsatser avseende rådets gränsvärden.....	24
5. Åtgärdsnivåer för livsmedelspåverkan	25
5.1. Metod för att beräkna åtgärdsnivåer	25
5.2. Tänkbara åtgärdsnivåer kopplade till rådets gränsvärden.....	26
5.3. Diskussion och slutsatser avseende åtgärdsnivåer	27
6. Behov av fortsatt utveckling	28
Referenser	31
Bilaga: Åtgärdsnivåer i H+1 uttryckta i mätbara storheter	32

1. Inledning

I den här rapporten redovisar Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) en analys av möjliga konsekvenser för livsmedel vid radioaktivt nedfall efter en kärnvapenexplosion. Analysen omfattar uppskattningar av möjliga stråldoser från intag av kontaminerade livsmedel, effekten av att tillämpa gränsvärden för koncentration av radionuklider i livsmedel, samt framtagande av tänkbara åtgärdsnivåer som kan användas för att begränsa intag av radioaktiva ämnen i livsmedel vid markbeläggning från nedfall efter en kärnvapenexplosion.

1.1. Översikt

I rapporten ges först en kort inledning (kapitel 1), följt av en översiktlig beskrivning av den radioekologiska modellering som analysen bygger på (kapitel 2). Därefter presenteras analys och resultat. Själva analysen har tre delar.

I den första delen uppskattas möjliga intecknade effektiva doser från konsumtion av kontaminerade livsmedel i ett tidigt skede (första två månaderna efter nedfallet) och i ett senare skede (andra året efter ett nedfall). Den första delen beskrivs i kapitel 3.

I den andra delen görs en uppskattning av hur intecknade effektiva doser från kontaminerade livsmedel kan begränsas genom tillämpning av gränsvärden för radionuklider i livsmedel. I analysen används de gränsvärden som anges i rådets förordning (Euratom) 2016/52 om gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel och foder efter en kärnenergiolycka eller annan radiologisk nödsituation ("rådets förordning") i syfte att bedöma i vilken utsträckning dessa gränsvärden är lämpliga att använda vid nedfall efter en kärnvapenexplosion. Den andra delen beskrivs i kapitel 4.

I den tredje delen uppskattas tänkbara åtgärdsnivåer, dvs. nivåer av markbeläggning som kan innebära överskridande av gränsvärden för radionuklider i livsmedel. Den tredje delen beskrivs i kapitel 5.

Avslutningsvis ges några kommentarer angående behov av fortsatt arbete (kapitel 6).

1.2. Utgångspunkter

Analysen utgår från

1. radioekologisk modellering, som utförts av Danmarks tekniska universitet (DTU) för SSM:s räkning, av överföring av radionuklider från färsk markbeläggning av radioaktivt nedfall till olika livsmedel [1] [2]
2. nuklidsammansättning i nedfall efter kärnvapenexplosioner som SSM tidigare utgått från och beskrivit i *Strålskyddskonsekvenser av radioaktivt nedfall från kärnvapenexplosioner* [3]
3. intagsdata för olika livsmedel härledda ur den rapport från Europeiska kommissionen [4] som ligger till grund för de gränsvärden som anges i rådets förordning.

Den radioekologiska modelleringen beskrivs översiktligt, inklusive de resultat som använts i analysen, i kapitel 2.

Den nuklidssammansättning som använts representerar en kärnvapenexplosion vid marken med 50 % fusionsandel. Nedfallet antas inte fraktioneras, dvs. alla delar av nedfallet antas innehålla samma fördelning av radionuklider, som endast förändras genom radioaktivt sönderfall. Denna fördelning kallas för *nuklidvektor*. Nuklidvektorn består dels av fissionsprodukter och dels av aktiveringsprodukter, dvs. nuklider som skapats genom neutronaktivering av material i vapnet eller i omgivningen. De valda aktiveringsprodukterna representerar ett förhoppningsvis rimligt och generiskt urval och mängd som skulle kunna finnas i nedfall efter en kärnvapenexplosion, men det är svårt att med någon större säkerhet säga vilka aktiveringsprodukter, eller i vilken mängd, som skulle finnas i en faktisk kärnvapenexplosion. Vissa delar av analysen görs därför även under delvis andra antaganden, t.ex. att endast fissionsprodukterna finns i nedfallet. På det sättet kan betydelsen av gjorda antaganden avseende aktiveringsprodukter i någon mån bedömas. Konstruktionen och sammansättningen av nuklidvektorn och alla gjorda antaganden diskuteras utförligt i det tidigare nämnda arbetet [3].

I tabell 1 ges de intagsdata som använts i analyserna. De livsmedel som modellerats radioekologiskt [1] [2] anges (kolumn ett från vänster) tillsammans med de livsmedelsgrupper som de har antagits representera i de intagsdata från EU-kommissionen [4] som använts (kolumn två från vänster). Källan till intagsdata skiljer inte på olika typer av ”kött”, varför intag av ”nötkött”, ”fläskkött” och ”kyckling” hanterats i särskild ordning där det varit nödvändigt. I de flesta fall blir stråldoserna liknande, och då har helt enkelt den typ av ”kött” som ger störst dos valts för att representera hela intaget.

Tabell 1. Intagsdata som använts i analyserna

Livsmedel		Årsintag (kg) ur [4]	
Radioekologiska modelleringen [1] [2]	Antagen motsvarighet i [4]	Barn	Vuxna ¹
Vetemjöl	Spannmål ²	20	115
Potatis	Potatis	10	126
Bladgrönsaker	Grönsaker	13*	156
Frukt och bär	Frukt	7*	172
Mjölk	Mjölkprodukter ³	200	206
Nötkött			
Fläskkött	Kött	10	106
Kyckling			

*Källan [4] anger årsintag av ”frukt och grönsaker” sammantaget för barn som 20 kg. I denna analys har gruppen delats i grönsaker (representerat av ”bladgrönsaker”) och frukt (delvis representerat av ”bär”) baserat på data i en underlagsrapport [5] till [4].

Att intag av ”bladgrönsaker” antas representeras av intag av ”grönsaker” leder sannolikt till en betydande överskattning av in-tecknad effektiv dos från grönsaksintaget, eftersom doser per massenhet kontaminerade ”bladgrönsaker” blir höga (se kapitel 3). I verkligheten kan man förmoda att en stor del av intaget av grönsaker består av grönsaker som morötter, gurka och tomater m.fl., som inte nödvändigtvis kontamineras på samma sätt eller i samma grad som bladgrönsaker.

¹ För vuxna har värdet för *EU adult higher value* använts, i syfte att ge en försiktig (dvs. hög) skattning av möjliga stråldoser. Källan anger även värden för *EU adult lower value*. Skillnaden är genomgående stor; för t.ex. spannmål (*cereals*) anges ett årsintag på 58 kg som *EU adult lower value* och ett intag på 115 kg som *EU adult higher value*.

² Källan använder uttrycket *cereals*.

³ Källan använder uttrycket *dairy products*.

Dricksvatten har inte ingått i den analys som presenteras här, huvudsakligen eftersom en grundlig analys av hur dricksvattenproduktion med ytvattentäcker kan påverkas av radioaktivt nedfall efter kärnvapenexplosioner eller reaktorolyckor redan gjorts av Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI) [6]. Se dock vidare diskussion om detta i kapitel 6.

2. Radioekologisk modellering

Den radioekologiska modelleringen har utförts med ECOSYS-modellen [7]. Med modellen har enhetsöverföringsfaktorer F beräknats. Med enhetsöverföringsfaktorer avses koncentration [Bq/kg] i valda typer av livsmedel per initial markbeläggning per ytenhet [Bq/m²] av viktiga radionuklider.

För en given initial markbeläggning M_n [Bq/m²] av radionuklid n ges den maximalt uppnådda koncentrationen $K_{n,i,max}$ [Bq/kg] i livsmedelsgrupp i av överföringsfaktorn $F_{n,i}$ (som ges av modelleringen) genom

$$K_{n,i,max} = F_{n,i} \cdot M_n \quad (1)$$

Modelleringen inklusive urval av radionuklider beskrivs utförligt i K. Anderssons rapporter av det arbete som genomförts vid DTU för SSM:s räkning [1] [2]. Här ges endast en kort sammanfattning, inklusive de resulterande enhetsöverföringsfaktorerna $F_{n,i}$ som använts vidare i analysen.

2.1. Val av radionuklider och livsmedel

Utgångspunkten för valet av radionuklider är densamma som i SSM:s tidigare arbete [3] enligt ovan, med tillägg av ett litet antal andra nuklider som kan spridas vid en kärnvapenexplosion men som inte prioriterades i det tidigare arbetet: Pu-239, Pu-240, Pu-241, Am-241, tritium (H-3), samt C-14. Då den radioekologiska modelleringen endast kunde omfatta ett mindre antal nuklider gjordes ett ytterligare urval bland nämnda nuklider, baserat på en första skattning av deras relativa betydelse för stråldoser genom intag av livsmedel.

För modelleringen av det tidiga skedet (första två månaderna efter explosionen) valdes radionuklider utgående från produkten ("dosprodukt") av deras relativa förekomst i nuklidvektorn och doskoefficient för intecknad effektiv dos genom intag vid relevanta tidpunkter. Totalt 23 radionuklider valdes ut för modellering av det tidiga skedet. För modelleringen av det senare skedet (andra året efter explosionen) valdes radionuklider utgående från dosprodukten vid relevanta tidpunkter viktad med den ekologiska överföringsfaktorn för vete. Totalt 12 radionuklider valdes ut för modellering av det senare skedet. De utvalda nuklidernas sammanlagda dosprodukter utgjorde en hög andel (85–100 %) av den sammanlagda dosprodukten för hela nuklidvektorn.

Ingen av plutoniumisotoperna valdes ut med ovan beskrivna metod för något av tidsskedena, och inte heller Am-241. Tritium och C-14 utvärderades på annat sätt, men inte heller dessa nuklider bedömdes ha tillräckligt stor betydelse jämfört med resten av urvalet för att det skulle vara motiverat att inkludera dem i den radioekologiska modelleringen, vare sig av det tidiga eller av det senare skedet.

Tabell 2 visar de nuklider som valts ut för modellering i de två olika tidsskedena, sorterade enligt de nuklidgrupper som används i rådets förordning. Ingen av de utvalda nukliderna tillhör gruppen alfastrålande isotoper av plutonium eller transplutoniumgrundämnen. Några nuklider som skulle kunna vara viktiga i ett tidigt skede har halveringstid kortare än 10 dagar, en grupp som inte berörs i rådets förordning (förutom jodisotoper, som har en egen nuklidgrupp i förordningen).

Tabell 2. Radionuklider som valts ut för modellering under de angivna tidsskedena, med halveringstider och ursprung (fission eller neutronaktivering)

Första två månaderna				Andra året			
Nuklid	T _{1/2}	Ursprung	Inväxt från	Nuklid	T _{1/2}	Ursprung	Inväxt från
Isotoper av strontium				Isotoper av strontium			
Sr-89	50,6 d	fission		Sr-89	50,3 d	fission	
Sr-90	28,8 a	fission		Sr-90	28,8 a	fission	
Sr-91	9,63 h	fission					
Isotoper av jod							
I-131	8,02 d	fission					
I-133	20,8 h	fission					
I-135	6,57 h	fission					
Andra nuklider med halveringstid > 10 dagar				Andra nuklider med halveringstid > 10 dagar			
Y-91	58,5 d	fission	Sr-91	Mn-54	313 d	neutronaktivering	
Zr-95	64,0 d	fission		Fe-55	2,74 a	neutronaktivering	
Ru-103	39,3 d	fission		Fe-59	44,5 d	neutronaktivering	
Ru-106	10,0 a	fission		Co-57	272 d	neutronaktivering	
Te-132	3,20 d	fission		Co-58	70,9 d	neutronaktivering	
Cs-136	13,0 d	fission		Co-60	5,27 a	neutronaktivering	
Cs-137	30,0 a	fission		Ru-106	1,02 a	fission	
La-140	1,68 d	fission	Ba-140	Sn-123	129 d	fission	
Ba-140	12,8 d	fission		Cs-137	30,0 a	fission	
Pr-143	13,6 d	fission	Ce-143	Ce-144	285 d	fission	
Ce-141	32,5 d	fission					
Ce-144	285 d	fission					
Övriga (halveringstid < 10 dagar)							
Y-93	10,2 h	fission					
Zr-97	16,7 h	fission					
Ce-143	1,38 d	fission					
U-237	6,75 d	neutronaktivering					
Np-239	2,36 d	neutronaktivering					

Ett antal olika typer av livsmedel valdes ut för modellering. Härvid eftersträvades ett urval som dels kan representera stora delar av ett varierat födointag, och dels kan representera olika typer av grödor och olika produktionsmetoder med olika överföringsfaktorer för radionuklider från markbeläggning till livsmedel. För modellering av det tidiga skedet har ECOSYS standardvärden för förvaringstider, dvs. tid mellan nedfall och konsumtion av färdiga livsmedel, antagits. Valda livsmedel visades i tabell 1, och antagna förvaringstider framgår av tabell 3.

2.2. Förutsättningar och antaganden

Överföringen av radionuklider från markbeläggning till livsmedel över tid är en komplex process. Många egenskaper hos det radioaktiva nedfallet efter en kärnvapenexplosion, som kan antas ha betydelse för radionuklidernas transport i livsmedelskedjan, är bristfälligt kända. För beredskapsplanering är dessutom generellt tillämpbara resultat att föredra framför resultat som i hög grad är beroende av omständigheter i ett visst område eller under en viss händelse. Ett antal förenklande antaganden har därför behövt göras. Genomgående har försiktiga antaganden gjorts, dvs. antaganden som kan antas snarare över-skatta än underskatta vilka koncentrationer i livsmedel som uppnås. Bland annat har följande antaganden gjorts:

- partikelstorlek 0,5 μm
- direkt torrdeposition på stående grödor; ingen nederbörd under depositionen
- nedfall under skördesäsong
- nötkreatur antas beta; foder för övriga djur antas förvaras en tid före användning
- inga skillnader i fysikalisk-kemisk form har beaktats; alla radionuklider antas föreligga i naturen i löslig form
- Inga åtgärder av typen sköljning, skalning eller dylikt, som skulle kunna minska vissa typer av kontamination avsevärt, har tillgodoräknats. Hit hör även åtgärder som att särskilt skydda foder, eller utfodring av betesdjur med rent foder. Denna typ av åtgärder är istället att betrakta som skyddsåtgärder som kan vidtas för att minska stråldoser som annars skulle erhållas.

En detaljerad redovisning, motivering och diskussion av gjorda antaganden finns i K. Anderssons modelleringsrapporter [1] [2].

2.3. Resultat

Resultaten av den radioekologiska modelleringen har redovisats som maximalt uppnådd koncentration av varje valt radionuklid i varje valt livsmedel, per initial markbeläggning per ytenhet, dels i ett tidigt skede (första två månaderna), dels i ett senare skede (andra året). Markbeläggning vid tiden 48 timmar efter en explosion vid marken med 50 % fusionsandel har antagits som "initial markbeläggning", därför att det är en tänkbar tidpunkt då initialt skydd mot nedfall övergår i "normalvistelse", och "normal" produktion och intag av livsmedel åter påbörjas. Resultaten för de första två månaderna ges i tabell 3. Resultaten för det andra året ges i tabell 4.

För det tidiga skedet (tabell 3) modellerades "bär" [1], medan för det andra året (tabell 4) både "frukt" och "bär" modellerades [2]. Samma överföringsfaktorer erhöles för "bär" som för "frukt" i den senare modelleringen. I föreliggande analys har därför genomgående använts "frukt och bär" både för det tidiga skedet och för andra året, antagande att överföringsfaktorerna blir likartade även i det tidiga skedet.

Tabell 3. Överföringsfaktorer $F_{n,i}$ för det tidiga skedet, dvs. första två månaderna efter explosionen maximalt uppnådd koncentration [Bq/kg] av modellerade radionuklider n i valda livsmedel i , per initial markbeläggning per ytenhet [Bq/m²]

Nuklid	$T_{1/2}$	Livsmedel med antagen tid till konsument							
		Vetemjöl	Potatis	Bladgrön- saker	Bär*	Mjök	Nötkött	Fläskkött	Kyckling
		45 d	7 d	1 d	2 d	1 d	14 d	2 d	7 d
Sr-89	50,6 d	2,6E-02	1,9E-04	1,4E+00	4,5E-02	8,2E-02	1,9E-03	3,4E-05	6,2E-05
Sr-90	28,8 a	4,8E-02	4,2E-04	1,0E+00	4,7E-02	9,0E-02	2,8E-03	1,0E-04	1,4E-04
Sr-91	9,63 h	0,0E+00	2,2E-20	2,5E-01	1,5E-03	1,1E-03	3,5E-15	9,7E-08	1,4E-10
Y-91	58,5 d	2,7E-02	8,4E-06	1,4E+00	4,5E-02	7,3E-04	4,0E-05	9,7E-07	5,1E-08
Y-93	10,2 h	2,6E-33	5,7E-21	2,7E-01	1,8E-03	1,9E-05	1,4E-17	2,3E-09	1,2E-13
Zr-95	64,0 d	6,3E-07	1,2E-08	1,1E+00	2,8E-02	3,9E-05	2,7E-08	9,1E-11	2,2E-11
Zr-97	16,7 h	6,8E-22	2,2E-15	5,2E-01	6,3E-03	3,9E-06	1,3E-16	1,0E-11	6,0E-14
Ru-103	39,3 d	2,1E-02	3,4E-05	1,4E+00	4,5E-02	1,4E-04	4,5E-04	1,2E-05	5,7E-07
Ru-106	10,0 a	4,3E-02	8,1E-05	1,4E+00	4,6E-02	1,8E-04	1,1E-03	3,2E-05	6,5E-07
I-131	8,02 d	3,6E-03	8,3E-03	1,3E+00	9,4E-02	2,1E-01	1,1E-04	7,2E-06	1,1E-05
I-133	20,8 h	8,7E-17	2,6E-09	6,3E-01	1,4E-02	5,1E-02	2,2E-10	8,5E-07	3,7E-08
I-135	6,57 h	0,0E+00	9,2E-25	1,2E-01	4,6E-04	1,7E-03	2,0E-21	5,3E-09	4,9E-14
Te-132	3,20 d	6,4E-06	4,0E-04	1,1E+00	3,2E-02	1,7E-02	8,7E-06	2,5E-05	1,2E-05
Cs-136	13,0 d	1,0E-02	1,2E-02	1,3E+00	1,0E-01	1,2E-01	2,0E-02	3,0E-03	3,2E-03
Cs-137	30,0 a	1,1E-01	1,3E-01	1,4E+00	2,3E-01	1,6E-01	2,7E-01	2,7E-02	1,2E-02
La-140	1,68 d	2,7E-10	8,0E-10	9,2E-01	2,0E-02	2,2E-04	1,3E-09	9,1E-08	2,1E-09
Ba-140	12,8 d	5,2E-03	4,1E-06	1,3E+00	5,6E-02	1,6E-02	1,1E-04	7,3E-06	2,2E-05
Pr-143	13,6 d	4,5E-03	1,7E-06	1,3E+00	4,2E-02	6,2E-04	5,8E-06	2,7E-07	3,7E-08
Ce-141	32,5 d	1,9E-02	5,0E-06	1,4E+00	4,5E-02	7,1E-04	2,3E-05	1,0E-06	8,4E-08
Ce-143	1,38 d	3,4E-12	1,1E-10	8,4E-01	1,7E-02	1,8E-04	3,2E-10	6,9E-08	9,8E-10
Ce-144	285 d	4,1E-02	1,4E-05	1,4E+00	4,6E-02	7,7E-04	7,3E-05	1,7E-06	8,2E-08
U-237	6,75 d	2,1E-04	3,0E-07	1,3E+00	3,8E-02	1,2E-06	4,0E-08	9,9E-09	7,8E-08
Np-239	2,36 d	2,7E-08	5,4E-09	1,0E+00	2,6E-02	4,6E-07	4,6E-10	5,6E-09	1,7E-08

*För det tidiga skedet modellerades "bär" [1], medan för det andra året både "frukt" och "bär" modellerades [2] (se texten).

Tabell 4. Överföringsfaktorer $F_{n,i}$ för det andra året, dvs. under månad 13–24 efter explosionen maximalt uppnådd koncentration [Bq/kg] av modellerade radionuklider n i valda livsmedel i , per initial markbeläggning per ytenhet [Bq/m²]

Nuklid	$T_{1/2}$	Livsmedel med antagen tid till konsument							
		Vetemjöl	Potatis	Bladgrön- saker	Frukt o Bär*	Mjök	Nötkött	Fläskkött	Kyckling
		45 d	7 d	1 d	2 d	1 d	14 d	2 d	7 d
Mn-54	313 d	2,6E-02	4,5E-02	3,4E-02	2,4E-02	1,1E-03	1,7E-03	3,3E-04	6,9E-05
Fe-55	2,74 a	1,8E-05	4,0E-05	4,0E-05	5,0E-05	3,0E-04	1,1E-03	1,2E-04	1,4E-05
Fe-59	44,5 d	3,2E-08	1,9E-07	1,9E-07	2,3E-07	1,3E-06	4,7E-06	5,1E-07	6,1E-08
Co-57	272 d	4,1E-03	2,1E-04	8,6E-03	3,1E-03	9,5E-04	2,0E-03	2,3E-04	2,2E-03
Co-58	70,9 d	1,9E-04	1,5E-05	6,2E-04	2,3E-04	6,9E-05	1,4E-04	1,7E-05	1,6E-04
Co-60	5,27 a	1,0E-02	4,9E-04	1,9E-02	7,0E-03	2,1E-03	4,5E-03	5,2E-04	4,9E-03
Sr-89	50,3 d	4,8E-05	9,1E-04	1,4E-03	1,5E-03	8,4E-05	5,2E-04	1,0E-05	1,6E-06
Sr-90	28,8 a	1,6E-02	1,3E-01	2,0E-01	2,2E-01	1,2E-02	7,6E-02	1,5E-03	2,4E-04
Ru-106	1,02 a	8,4E-05	1,5E-04	2,7E-03	3,8E-04	1,9E-04	7,0E-03	1,3E-04	3,2E-06
Sn-123	129 d	8,0E-03	1,1E-02	5,1E-03	3,2E-02	1,8E-03	1,1E-02	2,2E-04	3,5E-05
Cs-137	30,0 a	1,1E-02	9,8E-03	2,2E-02	2,3E-02	3,1E-02	6,5E-01	1,2E-01	5,1E-02
Ce-144	285 d	1,3E-04	5,6E-05	7,8E-05	1,0E-04	3,8E-05	1,9E-04	1,2E-05	3,2E-07

*För det tidiga skedet modellerades "bär" [1], medan för det andra året både "frukt" och "bär" modellerades [2] (se texten).

2.4. Jämförelser med modellering av strontium och cesium

För att ge en uppfattning om hur gjorda antaganden i modelleringen kan påverka resultaten ges här en jämförelse mellan aktivitetskoncentrationer i olika livsmedel beräknade med överföringsfaktorerna i tabell 3 och spannet av aktivitetskoncentrationer som uppskattats i ett par andra arbeten.

För att visa behovet och effekten av olika motåtgärder för att minska koncentrationen av cesium i livsmedel efter ett nedfall har Rosén och Eriksson [8] modellerat aktivitetskoncentrationer av cesium i grödor och livsmedel under en rad olika omständigheter. Man har i modelleringen huvudsakligen utgått från Cs-137, men påpekar att den förekomst av Cs-134 som kan förväntas i ett nedfall efter en kärnkraftsolycka inte förändrar resultaten under nedfallsåret på ett avgörande sätt. I nedfall efter en kärnvapenexplosion förväntas till skillnad mot fallet vid en kärnkraftsolycka Cs-134 inte förekomma i nämnvärd utsträckning. Däremot dominerar nedfallet av cesium (och uppskattade koncentrationer av cesium i livsmedel) under ett tidigt skede efter en kärnvapenexplosion stort av den kortlivade isotopen Cs-136, som inte är lika framträdande i ett utsläpp vid en kärnkraftsolycka. För att kunna göra en meningsfull jämförelse med Rosén och Eriksson har därför ett nedfall av rent Cs-137 antagits i uppskattningarna baserade på K. Anderssons överföringsfaktorer (tabell 3). Jämförelsen visas i tabell 5.

Tabell 5. Jämförelse av aktivitetskoncentrationer av cesium i livsmedel mellan de modelleringsresultat som använts i den här rapporten (K. Andersson [1]) och resultat hämtade från Rosén och Eriksson [8]

Jämförda livsmedel/grödor		Aktivitetskoncentration (Bq/kg) vid 100 kBq/m ² nedfall av Cs		
Andersson	Rosén och Eriksson	Andersson Endast Cs-137 Maxvärde första 2 mån Konservativa antaganden	Rosén och Eriksson Uppnått värde under nedfallsåret Olika förhållanden och metoder*	
			Minsta	Största
Vetemjöl	Bröd	11 000	40	4 800
Potatis	Potatis	13 000	20	500
Bladgrönsaker	Betesgräs (åkermark)	140 000	5 500	220 000
Frukt och bär	-	-	-	-
Mjök	Mjök	16 000	450	17 600
Nötkött	Nötkött	27 000	150	137 000
Fläskkött	Griskött	2 700	60	7 200
Kyckling	-	-	-	-

*Huvudsakligen (beroende på gröda/livsmedel) nedfallstidpunkt, tid efter nedfall, betesgång, foderstat och såtid

I tabell 6 visas en liknande jämförelse mellan resultat baserade på överföringsfaktorer för strontium i tabell 3 och av Rosén m.fl. [9] beräknade aktivitetskoncentrationer av strontium i grödor och livsmedel under olika omständigheter.

Tabell 6. Jämförelse av aktivitetskoncentrationer av strontium i livsmedel mellan de modelleringsresultat som använts i den här rapporten (K. Andersson [1]) och resultat hämtade från Rosén m.fl. [9]

Jämförda livsmedel/grödor		Aktivitetskoncentration (Bq/kg) vid 100 kBq/m ² nedfall av Sr		
Andersson	Rosén m.fl.	Andersson Maxvärde första 2 mån Konservativa antaganden	Rosén m.fl. Uppnått värde under nedfallsåret Olika förhållanden och metoder*	
			Minsta	Största
Vetemjöl	Bröd	2 600	6	890
Potatis	Potatis	20	80	80
Bladgrönsaker	Betesgräs (åkermark)	140 000	18 600	686 700
Frukt och bär	-	-	-	-
Mjök	Mjök	8 200	20	2 300
Nötkött	Nötkött	190	10	7 100
Fläskkött	Griskött	3	< 1	20
Kyckling	Kycklingkött	6	< 1	4

*Huvudsakligen (beroende på gröda/livsmedel) nedfallstidpunkt, tid efter nedfall, betesgång, foderstat och såtid

Avsikten med jämförelserna i tabell 5 och 6 är inte att påvisa eller diskutera grad av överensstämmelse mellan resultaten, som tagits fram med olika syften och därför under olika antaganden, utan att illustrera det stora spannet av möjliga utfall vid denna typ av modellering. För närmare jämförelser bör man jämföra inte bara antagna omständigheter utan även andra gjorda antaganden och metoder i detalj. Detta går utanför syftet med den här rapporten, men till exempel baseras beräkningarna i [9] på nedfall genom våtdeposition, eftersom erfarenheter från Tjernobylyoluckykan visade att större delen av nedfallet i Sverige var kopplat till nederbörd. Den modellering som gjorts av DTU för SSM:s räkning [1] [2] baseras istället på torrdeposition, som kan förväntas dominera vid omfattande nedfall

efter en kärnvapenexplosion vid marken, i synnerhet inom några hundra kilometers avstånd.

3. Intecknad effektiv dos från kontaminerade livsmedel

Den intecknade effektiva dosen E från kontaminerade livsmedel som en följd av nedfall efter en kärnvapenexplosion beräknas som summan av dosbidragen $e_{n,i}$ från radionuklid n i nedfallet via livsmedel i .

$$E = \sum_{n,i} e_{n,i} \quad (2)$$

Dosbidraget $e_{n,i}$ [Sv] från radionuklid n genom intag av kontaminerade livsmedel i beräknas ur aktivitetskoncentrationen $K_{n,i}$ [Bq/kg] av radionuklid n i livsmedel i , överföringsfaktorn $F_{n,i}$ [Bq/kg per Bq/m²] (given av den radioekologiska modelleringen [1] [2]), doskoefficienten för intecknad effektiv dos genom intag d_n [Sv/Bq] [10], intag m_i [kg] av livsmedel i (se tabell 1), och den initiala markbeläggningen M_n [Bq/m²] av nuklid n :

$$e_{n,i} = K_{n,i} \cdot d_n \cdot m_i = M_n \cdot d_n \cdot F_{n,i} \cdot m_i \quad (3)$$

När koncentrationer $K_{n,i}$ beräknas ur de överföringsfaktorer $F_{n,i}$ som använts i den här analysen får man i själva verket de största koncentrationer ($K_{n,i,max}$) som uppnås under en given tidsperiod (se uttryck 1 i kapitel 2 ovan). Denna approximation används genomgående i analysen, och kan ha större eller mindre betydelse beroende på hur snabbt koncentrationerna $K_{n,i}$ förändras under den tid intaget m_i antas ske.

Genom summationer beräknas delbidrag för dos e_n från radionuklid n via alla livsmedel, eller för dos e_i via livsmedel i från alla radionuklider, på samma sätt:

$$e_n = \sum_i e_{n,i} = M_n \cdot d_n \cdot \sum_i (F_{n,i} \cdot m_i) \quad (4)$$

$$e_i = \sum_n e_{n,i} = \sum_n (M_n \cdot d_n \cdot F_{n,i}) \cdot m_i \quad (5)$$

Den initiala markbeläggningen M_n av nuklid n ges av nuklidens andel av nuklidvektorns totala aktivitet vid tidpunkten för den initiala markbeläggningen, och den "mängd nedfall" som givit upphov till markbeläggning. I SSM:s modellering av nedfall efter kärnvapenexplosioner används ofta en tidsinvariant (icke-sönderfallande) nedfallsmängd med beteckningen "H+1".⁴ En given källterm i modelleringen representeras av en given mängd H+1, t.ex. innehåller källtermen då SSM modellerar en kärnvapenexplosion vid marken med laddningsstyrkan 100 kiloton och 50 % fusionsandel totalt $1,1 \cdot 10^{21}$ Bq H+1.⁵ För en modellerad källterm definieras även en nuklidvektor, dvs. en lista med de nuklider som ingår i modelleringen och deras aktiviteter. På så sätt kan ett modelleringsresultat uttryckt i H+1 (t.ex. en markbeläggning 100 GBq/m² H+1) alltid översättas till markbeläggning av de radionuklider som ingår i nuklidvektorn vid en given tidpunkt efter explosionen. Exempelvis motsvarar 100 GBq/m² H+1 markbeläggningen 22 MBq/m² av

⁴ Beteckningen kommer av att måttet ursprungligen sammanhänger med dosrat vid tiden en timme efter explosionen.

⁵ Enheten becquerel (Bq) används av bekvämlighetsskäl trots att det inte är frågan om en aktivitet i egentlig mening utan om en tidsinvariant modelleringsstorhet.

Ba-140 vid tiden 48 timmar efter explosionen, eller markbeläggningen 17 MBq/m² av Ba-140 vid tiden 7 dygn efter explosionen.⁶

För att ge en uppfattning om möjliga konsekvenser av kontamination av livsmedel kommer här dels (avsnitt 3.2) att användas modelleringsresultat avseende ett tidigt skede (grovt sett några dagar till några månader) under vilket höga in-tecknade effektiva doser kan erhållas på kort tid och genom enstaka intag av kontaminerade livsmedel, och dels (avsnitt 3.3) modelleringsresultat för det andra året efter ett nedfall över jordbruksmark, som illustrerar påverkansnivåer på längre sikt.

3.1. Antagen markbeläggning

De resultat som presenteras i avsnitt 3.2 och avsnitt 3.3 avser en markbeläggning av 100 GBq/m² H+1 (se ovan). Resultaten kan skalas linjärt med antagen markbeläggning (t.ex. ger en markbeläggning på 10 GBq/m² H+1 en tiondel av de stråldoser som under olika antaganden redovisas för 100 GBq/m² H+1).

I tabell 7 ges några referensvärden för att illustrera vilken påverkan i olika avseenden som en markbeläggning på 100 GBq/m² H+1 kan innebära. Gammadosrater och markbeläggning kan skalas linjärt till andra värden på markbeläggning H+1. Största avstånd och största areal kan inte skalas på samma sätt. Värdena är hämtade från beräkningar gjorda av SSM med den metod som beskrivs i [3] (avstånd och areal⁷) respektive beräknade med SSM:s mjukvara DosCalc⁸ (dosrater och nuklidspecifik markbeläggning). Beräkningarna av dosrater är utförda med den nuklidvektor som diskuteras i avsnitt 1.2 ovan. Med annan nuklidsammansättning (t.ex. vid en ren fissionsexplosion) blir dosraterna svarande mot markbeläggningen 100 GBq/m² H+1 något annorlunda.

⁶ Detta förutsätter att nedfallet inte "fraktioneras" (se avsnitt 1.2).

⁷ Beräkning av största påverkade areal för en given modelleringsstorhet har tillkommit sedan de beräkningar som beskrivs i [3]

⁸ DosCalc v 1.0 (Manual 20-914)

Tabell 7. Referensvärden för att illustrera påverkan av antagen markbeläggning 100 GBq/m² H+1

Typ av påverkan		Påverkan
Största...	avstånd	150 km
	areal	800 km ²
...med > 100 GBq/m ² H+1 vid 100 kiloton markexplosion med 50 % fusionsandel (90 % av förekommande väderfall beaktas)		
Effektiv gammadosrat från marken* efter...	60 minuter	370 mSv/h
	48 timmar	2,6 mSv/h
	7 dagar	580 µSv/h
	365 dagar	7 µSv/h
Markbeläggning av...	I-131 efter 7 dygn	17 MBq/m ²
	Ba-140 efter 48 timmar	22 MBq/m ²
	Cs-137	30 kBq/m ²
	Sr-90	26 kBq/m ²

Dosraten beräknas som H(10) vid en nedfallsfördelning i markens ytskikt på 0,5 g/cm² med dosfaktorer från ICRP [11].

3.2. "Maxdygnsdoser" i ett tidigt skede

I tabell 8 ges en uppskattning av intecknad effektiv dos från ett genomsnittligt dygnsintag bestående enbart av livsmedel kontaminerade genom en markbeläggning på 100 GBq/m² H+1, om intaget sker vid en tidpunkt då samtliga nuklider når sitt maximum under den tidiga fasen (de modellerade första två månaderna).

Att aktivitetskoncentrationen av samtliga nuklider når sitt maximum samtidigt, vid tidpunkten för intaget, är uppenbarligen en förenkling. På grund av olika sönderfallsdynamik och olika kemiska och biologiska egenskaper når olika nuklider sin maximala koncentration vid olika tidpunkter. Särskilt gäller att många kortlivade nuklider av betydelse för stråldoser (t.ex. jodisotoperna) bara kan finnas i maximal koncentration under en kort tid. De doser som visas i tabell 8 ges därför beteckningen "maxdygnsdoser". Även om det är osannolikt att ett enskilt verkligt dygnsintag kan ge dessa doser kan man se maxdygnsdoserna som indikativa för doser som skulle kunna erhållas på kort tid genom enstaka intag av lokalt producerade livsmedel under de dygn i den tidiga fasen efter ett nedfall då olika viktiga radionuklider når sin maximala koncentration. Som jämförelse, för att ge en uppfattning om betydelsen av kortlivade nuklider för doserna under den tidiga fasen, ges även resultat där bidraget från nuklider med halveringstid kortare än 10 dagar räknats bort.

Tabell 8. Maxdygnsdoser (se texten) i ett tidigt skede från olika livsmedel givet en markbeläggning på 100 GBq/m² H+1

Livsmedel	Maxdygnsdos (intecknad effektiv dos, mSv)			
	Alla nuklider		Endast nuklider med halveringstid >10 dagar	
	Barn	Vuxna	Barn	Vuxna
Vetemjöl	1,4	1,1	0,6	0,5
Potatis	1,0	1,5	0,003	0,02
Bladgrönsaker	520	780	50	80
Frukt och bär	12	37	1	3
Mjök	620	80	8	1
Nötkött*	0,03	0,07	0,01	0,05
Fläskkött*	0,003	0,007	0,001	0,004
Kyckling*	0,003	0,005	0,001	0,003

*Dosuppskattningarna för nötkött, fläskkött och kyckling är gjorda under antagandet att dygnets hela intag av "kött" består av den angivna typen.

3.3. Senare skede (andra året)

I tabell 9 ges en uppskattning av intecknad effektiv dos som skulle kunna erhållas under det andra året efter ett nedfall, antagande att endast livsmedel från jordbruksmark kontaminerad med 100 GBq/m² H+1 konsumeras under året. I uppskattningen antas att alla livsmedel är kontaminerade till den högsta nivå som uppnås under andra året. De beräknade doserna får därför betraktas som en konservativ (dvs. hög) skattning, även om koncentrationen av radionuklider i livsmedel sannolikt inte varierar lika snabbt under andra året som i det tidiga skedet eftersom kontaminationen under andra året består av relativt långlivade radionuklider.

Det råder en större osäkerhet om vilka aktiveringsprodukter som kan förekomma i ett nedfall, och i vilka mängder, än vad som är fallet med fissionsprodukter. Bland aktiveringsprodukterna som ingår i SSM:s nuklidvektor för markexplosion med 50 % fusionsandel har Mn-54 särskilt stor betydelse för uppskattade doser under andra året. För att ge en uppfattning om betydelsen av osäkerheter angående vilka nuklider som finns i nedfallet visas i tabell 9 därför även uppskattade doser om Mn-54 exkluderas ur beräkningen.

Eftersom det inte längre (som i det tidiga skedet) rör sig om enstaka intag vid en maximalt olycklig tidpunkt, utan om intag över tid, är det meningsfullt att summera doserna från olika livsmedel till en total intecknad effektiv dos från livsmedel för andra året (om än sannolikt högt skattad enligt ovan). Den totala intecknade effektiva dosen är beräknad under antagandet att allt intag av "kött" består av nötkött, som ger högst dos. I tabellen ges även årsdoser för fläskkött och kyckling, om man antar att allt intag av "kött" istället består av dessa livsmedel.

Tabell 9. Högsta årsdoser under andra året från olika livsmedel givet en markbeläggning på 100 GBq/m² H+1

Livsmedel	Högsta dos andra året (intecknad effektiv dos, mSv)			
	Barn		Vuxna	
	Med Mn-54	Utan Mn-54	Med Mn-54	Utan Mn-54
Vetemjöl	7	1,4	10	2
Potatis	8	3	28	14
Bladgrönsaker	13	8	42	29
Frukt och bär	6	4	43	33
Mjök	13	11	5	5
Nötkött*	7	6	37	36
Totalt	54	35	170	130
Fläskkött*	0,6	0,5	5	5
Kyckling*	0,3	0,3	2	2

*Dosuppskattningarna för nötkött, fläskkött och kyckling är gjorda under antagandet att andra årets hela intag av "kött" består av den angivna typen. Dosbidraget från "kött" om hela intaget antas bestå av nötkött har använts för att skatta den totala dosen.

3.4. Diskussion och slutsatser avseende stråldoser

Det är uppenbart att höga intecknade effektiva doser snabbt skulle kunna erhållas genom intag av kontaminerade livsmedel i ett tidigt skede efter ett nedfall, och att vissa livsmedelsgrupper (direktkontaminerade grödor som bladgrönsaker, samt mjök från betande djur) är särskilt viktiga att beakta ur strålskyddssynpunkt.

Intecknade effektiva doser från kontamination av livsmedel på längre sikt, med mer långlivade fissionsprodukter som Cs-137 (halveringstid 30 år), Sr-90 (29 år), och möjligen aktiveringsprodukter som Mn-54 (300 dagar) och Co-60 (5 år), kan förväntas vara lägre än de som kan erhållas i det tidiga skedet, men i gengäld påverka livsmedelsproduktionen under betydligt längre tid. Utöver de angivna nukliderna med halveringstider på något år eller mer finns i nedfallet efter en kärnvapenexplosion även nuklider med "medellång" halveringstid, t.ex. Sr-89 (51 dagar), som kan spela stor roll under hela första året. Övergången mellan det "tidiga skedet" och "lång sikt" är därför inte så skarp som analysen ovan, med två distinkta tidsskeden, kan ge sken av. Man kan anta att det sker en gradvis övergång till den situation (andra året) som beskrivs i avsnitt 3.3.

Man kan även försöka bilda sig en uppfattning om tänkbara doser under resterande del av första året genom att anta att koncentrationerna av radionuklider i livsmedel efter de första två månaderna endast förändras genom radioaktivt sönderfall. Detta scenario är likvärdigt med ett antagande om att de livsmedel som konsumeras under resten av första året uteslutande producerats under de första två månaderna efter ett nedfall. Med detta antagande ger en summering av intag uteslutande av kontaminerade livsmedel under resten av första året (efter de första två månaderna) att intecknad effektiv dos till en vuxen skulle kunna uppgå till ca 3 000 mSv, och till en ettåring uppgå till ca 2 000 mSv. Dessa uppskattade doser härrör huvudsakligen från "bladgrönsaker" och (för ettåring) från "mjök". Om man exkluderar dessa livsmedel (man skulle t.ex. kunna tänka sig att just dessa livsmedel kan ersättas av livsmedel från icke-kontaminerade områden) fås intecknade effektiva doser från livsmedel under resterande del av första året på ca 200 mSv (vuxen) och ca 80 mSv (ettåring).

För att ge en bättre bild av möjliga stråldoser under olika förutsättningar under det första året efter ett nedfall behövs en mer detaljerad och tidsupplöst radioekologisk modellering.

Utöver de huvudsakligen konservativa antaganden som beskrivits i kapitel 2 och ovan i kapitel 3 bör man notera att all ovanstående analys av stråldoser från kontaminerade livsmedel förutsätter att alla livsmedel som konsumeras har producerats i områden med den antagna markbeläggningen från nedfall (100 GBq/m² H+1). Om endast en del av intaget består av kontaminerade livsmedel minskar doserna i motsvarande mån.

4. Effekten av gränsvärden för dos från kontaminerade livsmedel

Rådets förordning (Euratom) 2016/52 anger gränsvärden för koncentrationer av radionuklider i livsmedel. Angivna gränsvärden är avsedda att tillämpas efter en kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation som kan leda till kontamination av livsmedel och foder. Syftet är att begränsa stråldoser via livsmedel som kontamineras genom storskalig utspridning av radioaktiva ämnen till under en millisievert intecknad effektiv dos per år. I framtagandet av rådets gränsvärden har (för de livsmedel som berörs här) antagits att en tiondel av konsumerade livsmedel är kontaminerade upp till den maximalt tillåtna nivån, och att övrigt intag inte är kontaminerat överhuvudtaget.

De gränsvärden för koncentration av radionuklider i livsmedel som anges i rådets förordning visas i tabell 10. I förordningen anges gränsvärden för summan av aktiviteterna av alla nuklider inom definierade grupper. Grupperna är i) isotoper av strontium, ii) isotoper av jod, iii) övriga nuklider med halveringstid längre än 10 dagar, samt iv) alfastrålande isotoper av plutonium eller tyngre grundämnen än plutonium. Tabellen visar även till vilka grupper i rådets förordning som de radionuklider som använts i analysen hör.

Tabell 10. Gränsvärden för olika grupper av radionuklider i olika livsmedel som anges i rådets förordning (Euratom) 2016/52. I tabellen visas även vilka specifika nuklider inom de olika grupperna som ingått i analysen.

Livsmedel	Rådets gränsvärden (Bq/kg) för olika nuklidgrupper				
	Strontium	Jod	> 10 dagar	< 10 dagar*	Alfastrålare
Tidigt skede	Sr-89, Sr-90, I-131, I-133, Sr-91	I-135	Y-91, Zr-95, Ru-103, Ru-106, Cs-136, Cs-137, Ba-140/La-140, Pr-143, Ce-141, Ce-144	Y-93, Zr-97, Te-132, Ce-143, U-237, Np-239	Inga
Andra året	Sr-89, Sr-90	Inga	Mn-54, Fe-55, Fe-59, Co-57, Co-58, Co-60, Ru-106, Sn-123, Cs-137, Ce-144	Inga	Inga
Vetemjöl	750	2000	1250	-	80
Potatis	750	2000	1250	-	80
Bladgrönsaker	750	2000	1250	-	80
Frukt och bär	750	2000	1250	-	80
Mjölk	125	500	1000	-	20
Nötkött	750	2000	1250	-	80
Fläsk	750	2000	1250	-	80
Kyckling	750	2000	1250	-	80

*Denna nuklidgrupp ingår inte i rådets förordning.

De stråldoser som kan erhållas vid intag av livsmedel i vilka koncentrationen av radioaktivitet begränsas av ett givet värde beror på vilka radionuklider som ger aktiviteten. Rådets gränsvärden är särskilt framtagna med tanke på utsläpp i samband med en kärnkraftsolycka. Nuklidsammansättningen i ett nedfall efter en kärnvapenexplosion kan förväntas skilja sig avsevärt från nuklidsammansättningen i ett utsläpp i samband med en kärnkraftsolycka, t.ex. avseende innehåll av Cs-137 (förhållandevis mycket mindre i kärnvapenfallet) och Sr-90 (förhållandevis mycket större i kärnvapenfallet). I syfte att bedöma i vilken utsträckning rådets gränsvärden även är lämpliga att använda vid nedfall efter en kärnvapenexplosion har SSM undersökt vilka intecknade effektiva doser som skulle kunna erhållas vid konsumtion av livsmedel med koncentrationer av radionuklider som uppfyller rådets gränsvärden, om radionukliderna härrör från nedfall efter en kärnvapenexplosion. Här är det viktigt att minnas att analysen, trots strävan att representera en stor del av födointaget (se avsnitt 2.1), baseras på ett begränsat urval av livsmedel. Viktiga livsmedel i rådets förordning som saknas är framför allt ”flytande livsmedel”⁹.

4.1. Beräkning av doser då gränsvärden tillämpas

För att undersöka vilka intecknade effektiva doser som skulle kunna erhållas vid konsumtion av livsmedel med koncentrationer av radionuklider som begränsas av bestämda värden skalades koncentrationerna av radionuklider i livsmedel från en given initial markbeläggning ner med en faktor $G_{g,i}$ beräknad för varje nuklidgrupp g och livsmedel i . Faktorn $G_{g,i}$ beräknades så att summan av aktivitetskoncentrationerna $K_{n,i}$ i livsmedel i av nuklider n i nuklidgruppen g efter multiplikation med $G_{g,i}$ sammanfaller med gränsvärdet $R_{g,i}$ för nuklidgruppen g i livsmedel i , dvs.

$$G_{g,i} = \frac{R_{g,i}}{\sum_{n \in g} K_{n,i}} = \frac{R_{g,i}}{\sum_{n \in g} M_n F_{n,i}} \quad (6)$$

där koncentrationerna $K_{n,i}$ [Bq/kg] av radionuklid n i livsmedel i beräknas ur initial markbeläggning M_n [Bq/m²] av radionuklid n och överföringsfaktor $F_{n,i}$ [Bq/kg per Bq/m²] för radionuklid n till livsmedel i enligt kapitel 2.

För varje nuklidgrupp g skalades även aktivitetskoncentrationerna för nuklider i övriga nuklidgrupper ner med samma faktor $G_{g,i}$, så att för varje livsmedel fyra uppsättningar aktivitetskoncentrationer för samtliga nuklider erhöles, där i varje uppsättning alla aktiviteterna begränsats utgående från gränsvärdet för en av nuklidgrupperna. För varje livsmedel finns då en *gränssättande* nuklidgrupp: den nuklidgrupp för vilken, då summan av aktivitetskoncentrationerna i gruppen sammanfaller med gränsvärdet, summan av aktivitetskoncentrationerna i övriga nuklidgrupper understiger respektive gränsvärden. Den gränssättande nuklidgruppen ges index $g=r$.

⁹ "Flytande livsmedel" är livsmedel som definieras i nummer 2009 och i kapitel 22 i Kombinerade nomenklaturen (se bilaga 1 till rådets förordning (EEG) 2658/87; även t.ex. <https://cnwebb.scb.se>). Gruppen omfattar mineralvatten, frukt-, bär- och druvsafter, läsk och andra drycker med tillsatt socker, öl, vin, och spritdrycker samt ättika. Mjölks och dricksvatten ingår inte i gruppen, även om rådets gränsvärden för "flytande livsmedel" beräknats med beaktande av kranvattenkonsumtion.

Uppskattning av erhållna intecknade effektiva doser e_i genom intag av livsmedel i om koncentrationer av radionuklider begränsas av gränsvärden $R_{r,i}$ kan sedan beräknas genom att i uttryck 5 (kapitel 2) sätta in faktorn $G_{g,i} = G_{r,i}$ för den gränssättande nuklidgruppen r för livsmedel i :

$$e_i = G_{r,i} \cdot \sum_n (M_n d_n F_{n,i}) \cdot m_i = \frac{R_{r,i}}{\sum_{n \in r} M_n F_{n,i}} \cdot \sum_n (M_n d_n F_{n,i}) \cdot m_i \quad (7)$$

Användningen av en nuklidvektor för att modellera nedfallet innebär att den initiala markbeläggningen M_n för nuklid n kan skrivas

$$M_n = M \cdot \mu_n \quad \sum_n \mu_n = 1 \quad (8)$$

där μ_n är elementen i enhetsnuklidvektorn (dvs. varje nuklids relativa andel av den totala aktiviteten) och skal faktorn M uttrycker den totala aktiviteten i markbeläggningen:

$$M = \sum_n M_n \quad (9)$$

Den absoluta aktiviteten i markbeläggningen kan då förkortas bort ur uttryck 7, som istället kan skrivas

$$e_i = \frac{R_{r,i}}{\sum_{n \in r} \mu_n F_{n,i}} \cdot \sum_n (\mu_n d_n F_{n,i}) \cdot m_i \quad (10)$$

vilket tydliggör att erhållna doser i denna del av analysen som förväntat inte är beroende av markbeläggning, utan av vilka aktivitetskoncentrationer som tillåts i livsmedel. Uttrycket är dock beroende av radionuklidernas relativa aktivitetsförhållanden i det ursprungliga nedfallet (dvs. nuklidvektorn). Liksom i övriga delar av analysen har SSM:s nuklidvektor för markexplosion med 50 % fusionsandel använts (se avsnitt 1.2) om ingenting annat anges.

4.2. Tidigt skede (första två månaderna)

Tabell 11 visar en uppskattning av de intecknade effektiva doser som kan erhållas under den första tvåmånadersperioden efter ett nedfall över jordbruksmark, om hela intaget av livsmedel under tvåmånadersperioden antas bestå av livsmedel producerade på marken och koncentrationerna av radionuklider i livsmedelsintaget begränsas av de värden som anges i rådets förordning. Nedfallet antas härstamma från en kärnvapenexplosion vid marken med 50 % fusionsandel. Även gränssättande nuklidgrupp anges, enligt definitionen i avsnitt 4.1 ovan.

Tabell 11. Uppskattade doser från intag uteslutande av kontaminerade livsmedel under de första två månaderna efter en kärnvapenexplosion, om koncentrationen av radionuklider begränsats av värden angivna i rådets förordning (Euratom) 2016/52

Livsmedel	Intecknad effektiv dos (mSv)		Gränssättande nuklidgrupp
	Barn	Vuxen	
Vetemjöl	0,2	0,1	>10 dagar
Potatis	0,6	0,9	Jod
Bladgrönsaker	0,4	0,6	>10 dagar
Frukt och bär	0,3	0,8	>10 dagar
Mjök	2	0,2	Jod
Nötkött*	0,07	0,2	>10 dagar
Totalt	3	3	
Fläskkött*	0,08	0,2	>10 dagar
Kyckling*	0,08	0,2	>10 dagar

*Dosuppskattningarna för nötkött, fläskkött och kyckling är gjorda under antagandet att periodens hela intag av "kött" består av den angivna typen. Dosbidraget från "kött" om hela intaget antas bestå av nötkött har använts för att skatta den totala intecknade effektiva dosen.

Då de överföringsfaktorer som hittills tagits fram avser de första två månaderna (och det andra året) efter ett nedfall är det vanskligt att försöka utsträcka analysen till resten av första året efter ett nedfall. Man kan anta att det sker en gradvis övergång till situationen under andra året som beskrivs i avsnitt 4.3. Man kan försöka bilda sig en uppfattning om tänkbara doser genom att anta att koncentrationerna av radionuklider i livsmedel efter de första två månaderna endast förändras genom radioaktivt sönderfall. Detta scenario är likvärdigt med ett antagande om att de livsmedel som konsumeras under resten av första året uteslutande producerats under de första två månaderna. En analys under detta antagande och i övrigt samma metod som beskrivits ovan visar att intecknad effektiv dos till en vuxen under hela första året då skulle kunna uppgå till ca 8 mSv (där de största bidragen under resterande del av året – månad 3–12 – kommer från "potatis" och "kött"), och till en ettåring uppgå till ca 6 mSv (största bidrag under resterande del av året från "mjök" och "vetemjöl"). Gränssättande nuklidgrupper är i båda fallen desamma som de som anges i tabell 9, utom för livsmedlen "potatis" och "mjök". För "potatis" övergår gränssättande nuklidgrupp efter de första två månaderna från "isotoper av jod" till "övriga nuklider med halveringstid längre än 10 dagar". För "mjök" övergår gränssättande nuklidgrupp efter de första två månaderna från "isotoper av jod" till "isotoper av strontium".

4.3. Senare skede (andra året)

Tabell 12 visar en uppskattning av de intecknade effektiva doser som kan erhållas under det andra året efter ett nedfall över jordbruksmark, om hela intaget av livsmedel antas bestå av livsmedel producerade på marken som påverkats av nedfall och koncentrationerna av radionuklider i livsmedelsintaget begränsas av de värden som anges i rådets förordning. Nedfallet antas härstamma från en kärnvapenexplosion vid marken med 50 % fusionsandel. Förutom uppskattade doser och gränssättande nuklidgrupp (se avsnitt 4.1) anges även för varje livsmedel en eller flera nuklider som dominerar dosbidraget, antingen till både barn och vuxna eller till någon av åldersgrupperna.

Tabell 12. Uppskattade doser från intag uteslutande av kontaminerade livsmedel under det andra året efter en kärnvapenexplosion, om koncentrationen av radionuklider begränsats av värden angivna i rådets förordning (Euratom) 2016/52

Livsmedel	Intecknad effektiv dos (mSv)		Gränssättande nuklid-grupp	Viktig(a) nuklid(er)
	Barn	Vuxen		
Vetemjöl	0,09	0,13	>10 dagar	Mn-54
Potatis	0,07	0,22	>10 dagar	Mn-54, Sr-90
Bladgrönsaker	0,13	0,42	>10 dagar	Mn-54, Sr-90
Frukt och bär	0,09	0,63	>10 dagar	Mn-54, Sr-90
Mjök	2,2	0,9	>10 dagar	Mn-54, Sr-90, Cs-137
Nötkött*	0,3	1,4	>10 dagar	Sr-90, Ru-106, Cs-137
Totalt	3	4		
Fläskkött*	0,1	1,3	>10 dagar	Cs-137
Kyckling*	0,1	0,9	>10 dagar	Cs-137

*Dosuppskattningarna för nötkött, fläskkött och kyckling är gjorda under antagandet att periodens hela intag av "kött" består av den angivna typen. Dosbidraget från "kött" om hela intaget antas bestå av nötkött har använts för att skatta den totala intecknade effektiva dosen.

Eftersom det framkommer att aktiveringsprodukten Mn-54 är viktig för beräkningen av doser och resultatet av analysen är beroende av vilken nuklidvektor som används har SSM i den här delen även undersökt möjliga doser vid användning av alternativa nuklidvektorer.

Det första alternativet som undersökts är en nuklidvektor där aktiveringsprodukten Mn-54 exkluderats ur den nuklidvektor som använts i resten av analysen (markexplosion med 50 % fusionsandel, se avsnitt 1.2), inklusive i beräkningen av begränsningsfaktorerna $G_{g,i}$ (se avsnitt 4.1 ovan). Resultaten visas i tabell 13.

Tabell 13. Uppskattade doser från intag uteslutande av kontaminerade livsmedel under det andra året efter en kärnvapenexplosion, om aktiveringsprodukten Mn-54 exkluderats ur nuklidvektorn, och koncentrationen av radionuklider begränsats av värden angivna i rådets förordning (Euratom) 2016/52

Livsmedel	Intecknad effektiv dos (mSv)		Gränssättande nuklid-grupp	Viktig(a) nuklid(er)
	Barn	Vuxen		
Vetemjöl	0,5	0,9	>10 dagar	Sr-90
Potatis	0,3	1,4	Sr	Sr-90
Bladgrönsaker	0,5	1,9	Sr	Sr-90
Frukt och bär	0,3	2,0	Sr	Sr-90
Mjök	2,0	0,9	Sr	Sr-90, Cs-137
Nötkött*	0,3	1,7	>10 dagar	Sr-90, Ru-106, Cs-137
Totalt	4	9		
Fläskkött*	0,2	1,6	>10 dagar	Cs-137
Kyckling*	0,1	0,9	>10 dagar	Cs-137

*Dosuppskattningarna för nötkött, fläskkött och kyckling är gjorda under antagandet att periodens hela intag av "kött" består av den angivna typen. Dosbidraget från "kött" om hela intaget antas bestå av nötkött har använts för att skatta den totala intecknade effektiva dosen.

Notera att avlägsnande av nuklider ur denna del av analysen inte nödvändigtvis innebär att erhållna intecknade effektiva doser från intag av livsmedel kontaminerade upp till givna gränsvärden blir lägre. Anledningen är att dessa doser bestäms av de gränsvärden som ansätts och av nuklidernas relativa aktivitetsförhållanden (se uttryck 10). Det kan

t.ex. vid första påseende synas paradoxalt att många dosbidrag blir avsevärt högre då Mn-54 exkluderas ur nuklidvektorn (jämför värden i tabell 12 med värden i tabell 13). Det beror på att det i denna del av analysen är de olika gränsvärdena för radionuklider i livsmedel, inte en fix markbeläggning, som avgör hur höga stråldoser som erhålls. Mn-54 har hög andel av aktiviteten men inte bland de högsta dosfaktorerna. Utan Mn-54 blir summan av aktiviteter i gruppen ”övriga nuklider med halveringstid längre än 10 dagar” mindre relativt gruppen ”isotoper av strontium”. Då kan den totala aktiviteten i livsmedel öka tills ett gränsvärde åter nås, i det här fallet oftast gränsvärdet för strontiumgruppen.

Det andra alternativet som undersökts är en nuklidvektor som endast består av fissionsprodukter. Detta har skett genom att ur den nuklidvektor som använts i resten av analysen (markexplosion med 50 % fusionsandel, se avsnitt 1.2) utesluta alla aktiveringsprodukter. Resultaten visas i tabell 14.

Tabell 14. Uppskattade doser från intag uteslutande av kontaminerade livsmedel under det andra året efter en kärnvapenexplosion, om nedfallet endast består av fissionsprodukter, och koncentrationen av radionuklider begränsats av gränsvärden angivna i rådets förordning (Euratom) 2016/52

Livsmedel	Intecknad effektiv dos (mSv)		Gränssättande nuklid-grupp	Viktig(a) nuklid(er)
	Barn	Vuxen		
Vetemjöl	1,2	2,5	Sr	Sr-90
Potatis	0,3	1,4	Sr	Sr-90
Bladgrönsaker	0,5	1,9	Sr	Sr-90
Frukt och bär	0,3	2,0	Sr	Sr-90
Mjölk	1,8	0,9	Sr	Sr-90, Ru-106, Cs-137
Nötkött*	0,3	1,9	>10 dagar	Sr-90, Ru-106, Cs-137
Totalt	4	11		
Fläskkött*	0,2	1,7	>10 dagar	Cs-137
Kyckling*	0,1	0,9	>10 dagar	Cs-137

*Dosuppskattningarna för nötkött, fläskkött och kyckling är gjorda under antagandet att periodens hela intag av ”kött” består av den angivna typen. Dosbidraget från ”kött” om hela intaget antas bestå av nötkött har använts för att skatta den totala intecknade effektiva dosen.

4.4. Diskussion och slutsatser avseende rådets gränsvärden

Syftet med den analys som redovisats här avseende stråldoser vid intag av livsmedel där koncentrationer av radionuklider begränsas av rådets gränsvärden har främst varit att undersöka i vilken utsträckning de angivna gränsvärdena är lämpliga att använda i en situation med storskaligt radioaktivt nedfall efter en kärnvapenexplosion, dvs. om de leder till att intecknade effektiva doser genom intag av livsmedel begränsas i avsedd omfattning.

Resultaten i avsnitt 4.2 och 4.3 visar att konsumtion uteslutande av livsmedel kontaminerade av nedfall efter en kärnvapenexplosion upp till de gränsvärden som anges i rådets förordning kan leda till intecknade effektiva doser på några millisievert i ett tidigt skede (första månaderna), och till doser under det andra året efter ett nedfall på några millisievert, eller upp till något tiotal millisievert beroende på vilken nuklidvektor som antas. I slutet av avsnitt 4.2 fördes ett resonemang om tänkbara stråldoser under den (något senare) del av första året som hittills inte modellerats med ECOSYS. Det förefaller med utgångspunkt i det resonemanget rimligt att intecknade effektiva doser under hela

första året från intag uteslutande av livsmedel kontaminerade till högsta tillåtna koncentrationer enligt rådets gränsvärden också skulle kunna uppgå till något tiotal millisievert.

Med de förutsättningar som använts i framtagandet av rådets gränsvärden (att en tiondel av konsumerade livsmedel är kontaminerade upp till högsta tillåtna värden och resten inte är kontaminerade alls) skulle intecknade effektiva doser från intag efter nedfall från en kärnvapenexplosion alltså kunna uppgå till någon millisievert. Rådets gränsvärden bör således under samma förutsättningar, och med samma ambitionsnivå gällande stråldoser från livsmedel, vara lämpliga att använda även i en situation då grödor kontaminerats av nedfall från en kärnvapenexplosion, åtminstone tills en noggrannare analys av nuklidinnehållet i nedfallet kunnat genomföras. Om förutsättningarna inte är uppfyllda, dvs. om en högre andel livsmedel än en tiondel är kontaminerade, blir stråldoserna i motsvarande grad högre.

Dessa slutsatser om effekten av att tillämpa rådets gränsvärden för att begränsa intecknade effektiva doser genom intag av livsmedel kontaminerade med nedfall efter en kärnvapenexplosion gäller även om nuklidsammansättningen av nedfallet varierar genom olika antaganden om förekomsten av neutronaktiveringsprodukter.

5. Åtgärdsnivåer för livsmedelspåverkan

Åtgärdsnivåer är mätbara storheter kopplade till att en viss åtgärd bör vidtas. Således vill man genom att definiera åtgärdsnivåer för livsmedelspåverkan av ett radioaktivt nedfall underlätta bedömningen av om en given markbeläggning, uppmätt eller beräknad, kan leda till att åtgärder bör vidtas för att begränsa stråldoser från intag av livsmedel.

De gränsvärden som anges i rådets förordning har i föregående avsnitt konstaterats kunna vara lämpliga att använda även vid nedfall efter en kärnvapenexplosion, åtminstone initialt. SSM har utgått från de beräkningar av möjliga stråldoser som redovisats ovan och från rådets gränsvärden för att beräkna lämpliga åtgärdsnivåer för livsmedelspåverkan efter ett sådant nedfall. Om nedfall i ett område bedöms överskrida dessa åtgärdsnivåer är det en indikation på att rådets gränsvärden för koncentration av radionuklider riskerar att överskridas i livsmedel producerade i området.

5.1. Metod för att beräkna åtgärdsnivåer

Givet en uppsättning gränsvärden $R_{g,i}$ [Bq/kg] för aktivitetskoncentration av en given grupp g av radionuklider i livsmedel i kan åtgärdsnivåer D_i [Bq/m²] uppskattas för markbeläggning som kan leda till överskridande av gränsvärden i livsmedel i . Vid beräkningar av nedfall efter kärnvapenexplosioner använder SSM ofta det tidsinvarianta nedfalls-måttet H+1 (se kapitel 3). I tabell 7 ges som orientering några mått på vad en markbeläggning på 100 GBq/m² H+1 innebär. Totalt innehåller allt nedfall efter en kärnvapenexplosion vid marken på 100 kiloton med 50 % fusionsandel i SSM:s modellering per definition $1,1 \cdot 10^{21}$ Bq H+1. Åtgärdsnivåer kommer här att uppskattas i första hand uttryckta i tidsinvariant nedfallsmängd H+1.

Om aktiviteten för en given nuklid n utgör en andel H_n av den totala nedfallsmängden (H+1) vid tidpunkten för initial markbeläggning (antas vara vid tiden 48 timmar efter

explosionen enligt diskussionen i kapitel 3) kan en tänkbar åtgärdsnivå $D_{g,i}$ [Bq/m²] (uttryckt i H+1) för överskridande av gränsvärdet $R_{g,i}$ [Bq/kg] för nuklidgruppen g i livsmedel i beräknas utgående från överföringsfaktorer $F_{n,i}$ [Bq/kg per Bq/m²] med följande uttryck:

$$D_{g,i} = \frac{R_{g,i}}{\sum_{n \in g} (F_{n,i} H_n)} \quad (11)$$

Summationen i nämnaren görs över nukliderna i nuklidgrupp g .

Den sammantagna åtgärdsnivån D_i för överskridande av en uppsättning gränsvärden i livsmedel i blir den nuklidgruppspecifika åtgärdsnivå $D_{g,i}$ som leder till att gränsvärden för övriga nuklidgrupper underskrids i livsmedel i . Den nuklidgrupp för vilken denna åtgärdsnivå beräknats är den gränssättande nuklidgruppen.

5.2. Tänkbare åtgärdsnivåer kopplade till rådets gränsvärden

Tänkbare åtgärdsnivåer för överskridande av gränsvärden i livsmedel under de första två månaderna efter ett nedfall, beräknade enligt ovan utgående från de gränsvärden som anges rådets förordning och nuklidvektorn för markexplosion med 50 % fusionsandel, visas i tabell 15. Förutom åtgärdsnivån beräknad i tidsinvariant nedfallsmängd H+1 visas även gränssättande nuklidgrupp samt exempel på vad respektive nedfallsmängd innebär avseende några mätbara storheter som extern dosrat från marken och markbeläggning av några viktiga radionuklider.

Tabell 15. Tänkbare åtgärdsnivåer för överskridande av rådets gränsvärden under ett tidigt skede (första månaderna)

Nedfallsmått	Åtgärdsnivå							
	Vetemjöl	Potatis	Bladgrön-saker	Frukt och bär	Mjök	Nöt-kött	Fläsk-kött	Kyck-ling
Gränssättande nuklidgrupp	>10 d	Jod	>10 d	>10 d	Jod	>10 d	>10 d	>10 d
H+1 (GBq/m ²)	0,2	1	0,001	0,04	0,005	5	50	55
Dosrat* vid t = 60 min (mSv/h)	0,7	4	0,004	0,2	0,02	20	180	200
Dosrat* vid t = 7 dygn (µSv/h)	1	6	0,006	0,2	0,03	30	290	320
I-131 vid t = 7 dygn (kBq/m ²)	30	230	0,2	7	0,8	830	8 300	9 100
Cs-137 (kBq/m ²)	0,06	0,3	0,0003	0,01	0,001	1,5	15	16

Dosraten beräknas som $H^(10)$ vid en nedfallsfördelning i markens ytskikt på 0,5 g/cm² med dosfaktorer från ICRP [11].

Tänkbare åtgärdsnivåer för överskridande av rådets gränsvärden i livsmedel under ett senare skede (andra året efter ett nedfall), utgående från nuklidvektorn för markexplosion med 50 % fusionsandel, visas i tabell 16. I tabellen visas även de åtgärdsnivåer som beräkningen resulterar i om aktiveringsprodukten Mn-54 exkluderas ur analysen, samt de åtgärdsnivåer som blir resultatet om samtliga aktiveringsprodukter exkluderas.

Tabell 16. Tänkbara åtgärdsnivåer för överskridande av rådets gränsvärden på längre sikt (andra året), med gränssättande nuklidgrupper, för fallet med samtliga modellerade nuklider inkluderade i analysen, för fallet då aktiveringsprodukten Mn-54 inte inkluderats, samt för fallet då inga aktiveringsprodukter inkluderats

Livsmedel	Med samtliga nuklider		Utan Mn-54		Utan alla aktiveringsprodukter	
	Gränssättande nuklidgrupp	Åtgärdsnivå GBq/m ² H+1	Gränssättande nuklidgrupp	Åtgärdsnivå GBq/m ² H+1	Gränssättande nuklidgrupp	Åtgärdsnivå GBq/m ² H+1
Vetemjöl	> 10 d	1,4	> 10 d	38	Sr	120
Potatis	> 10 d	0,8	Sr	10	Sr	10
Bladgrönsaker	> 10 d	1,0	Sr	6,6	Sr	6,6
Frukt och bär	> 10 d	1,5	Sr	6,1	Sr	6,1
Mjök	> 10 d	17	Sr	18	Sr	18
Nötkött	> 10 d	3,9	> 10 d	4,7	> 10 d	5,3
Fläskkött	> 10 d	25	> 10 d	32	> 10 d	34
Kyckling	> 10 d	40	> 10 d	43	> 10 d	83

Tabeller (likt tabell 15) med vissa mätbara storheter som motsvarar de i tabell 16 angivna nedfallsmängderna finns i bilagan.

Flera av de beräknade åtgärdsnivåerna för påverkan under andra året är betydligt högre än de som beräknats för kortsiktig påverkan (tabell 15), dvs. det krävs ett kraftigare nedfall för att ge långsiktig påverkan än kortsiktig. Detta gäller inte för potatis, nötkött, fläskkött eller kyckling. För potatis beror detta på att de H+1-viktade överföringsfaktorerna i nämnaren i uttryck 11 i det tidiga skedet genomgående är små, och helt domineras av I-131, medan de för andra året domineras av Mn-54 med liknande viktad överföringsfaktor som I-131 i det tidiga skedet. För de olika typerna av kött beror det på att de viktade överföringsfaktorerna domineras av cesium både i det tidiga och i det senare skedet, och Cs-137 spelar en mer dominerande roll i det senare skedet än i det tidiga.

5.3. Diskussion och slutsatser avseende åtgärdsnivåer

Eftersom nedfallet efter en kärnvapenexplosion i ett tidigt skede domineras av kortlivade radionuklider förändras (avtar) den enklast mätbara storheten (extern dosrat) mycket snabbt. Dosraterna i tabell 15 visar att för flera livsmedel kan nedfall som på kort sikt skulle kunna innebära överskridande av gränsvärden vara svårt att detektera med enkla mätningar efter några dagar eller veckor. Nedfall som riskerar att ge långsiktig livsmedelspåverkan bör däremot gå att detektera med dosratsmätningar i ett tidigt skede (tabell 16 samt tabellerna i bilagan med motsvarande dosrater).

Mer allmänt visar analysen dock att det är svårt att fastställa lämpliga åtgärdsnivåer för livsmedelspåverkan innan de i nedfallet ingående nukliderna kvantifierats genom noggranna mätningar. Förutom fallet med aktiveringsprodukten Mn-54 som illustrerats ovan gäller detta även andra nuklider, t.ex. aktiveringsprodukterna Co-57 och Co-60.

Man kan notera skillnader mellan de tänkbara åtgärdsnivåer som visas i tabell 15 och motsvarande åtgärdsnivåer som används inom beredskapen för allvarliga kärnkraftsolyckor [12]. De senare är framtagna utgående från samma gränsvärden (angivna i rådets

förordning) som åtgärdsnivåerna i tabell 15, och skillnader härrör därför från en eller flera av följande faktorer

- antaganden om nedfallets sammansättning
- antaganden och approximationer i härledningen av åtgärdsnivåerna
- den radioekologiska modelleringen.

Ett exempel på det förstnämnda är åtgärdsnivån för bladgrönsaker uttryckt i markbeläggning av Cs-137, där värdet 0,5 kBq/m² Cs-137 används inom kärnenergiberedskapen medan värdet 0,0003 kBq/m² anges i tabell 15. Skillnaden beror i detta fall huvudsakligen på att just Cs-137 i ett tidigt skede utgör en försvinnande liten del av aktiviteten i den gränssättande nuklidgruppen (nuklider med halveringstid längre än 10 dygn) vid ett nedfall efter en kärnvapenexplosion. Om Cs-137 används som ”markör-nuklid” i ett tidigt skede blir den aktivitetskoncentration av Cs-137 som motsvarar en given markbeläggning (i det här fallet 0,001 GBq/m² H+1) därför mycket liten. Om man istället väljer t.ex. Ba-140 (halveringstid 13 dygn) som ”markörnuklid” finner man att motsvarande aktivitetskoncentration av Ba-140 är 0,3 kBq/m².

Ett exempel där samtliga tre faktorer samspelar och bidrar till skillnaden mellan de två fallen är åtgärdsnivån för mjölk uttryckt i markbeläggning av I-131, där värdet 5 kBq/m² I-131 används inom kärnenergiberedskapen medan värdet 0,8 kBq/m² anges i tabell 15. Det är viss skillnad mellan jodisotopernas relativa fördelning i de nuklidvektorer som använts i de två fallen. Det finns betydligt mer av den kortlivade isotopen I-133 (halveringstid 20 timmar) i den nuklidvektor som används för nedfallet efter en kärnvapenexplosion, vilket gör att denna isotop när det gäller ett tidigt skede bedömts behöva beaktas vid sidan av I-131. Eftersom de modelleringsresultat som använts endast ger maximala överföringsfaktorer under de första två månaderna har detta gjorts genom att summera de maximala koncentrationerna av de två isotoperna i mjölk, trots att de inte nödvändigtvis når sin maximala koncentration samtidigt. Denna förenkling diskuteras i avsnitt 3.2. För fallet med utsläpp från en kärnkraftsolycka har I-133 däremot inte beaktats då åtgärdsnivån för I-131 fastställts. Detta gör i sin tur att den uppskattade markbeläggning som krävs för att gränsvärdet för jod ska överskridas i mjölk, och den aktivitetskoncentration av I-131 som motsvarar denna markbeläggning, blir högre än i fallet med nedfall efter en kärnvapenexplosion.

Slutligen bör det noteras att man kan tänka sig omständigheter då högre gränsvärden för radionuklider i livsmedel än de som anges i rådets förordning behöver tolereras. Även om åtgärdsnivåer här har beräknats utgående från rådets gränsvärden kan (givet korrekta indata) åtgärdsnivåer beräknas med uttryck 11 utgående från vilka uppsättningar gränsvärden $R_{g,i}$ som helst.

6. Behov av fortsatt utveckling

Det finns flera utvecklingssteg som skulle kunna minska de betydande osäkerheterna i den analys som har redovisats här, eller på annat sätt komplettera analysen.

Radioekologisk modellering skulle kunna genomföras för fler radionuklider. Detta skulle förbättra de uppskattningar av intecknade effektiva doser och åtgärdsnivåer som redovisats, eftersom uppskattningarna uppenbarligen är känsliga för om vissa enstaka radionuklider finns med eller inte. Detta kan bero på att just dessa nuklider är särskilt viktiga, men kan även i viss mån bero på att urvalet av nuklider från början är begränsat.

Modelleringsresultat för fler nuklider skulle även innebära bättre beredskap för att komplettera den här redovisade analysen med fall där nedfallets sammansättning skiljer sig från den som antagits här, t.ex. genom fraktionering i uppkomst och spridning av nedfall eller genom att andra aktiveringsprodukter uppträder.

Modellering av flera olika livsmedel skulle också kunna öka förståelsen av vilka typer av intag som kan leda till särskilt höga intecknade effektiva doser i olika tidsintervall. I den mån nya livsmedel modelleras behöver de intagsdata som används i analysen också förfinas. I kapitel 1 nämndes t.ex. den troliga överskattning av doser som fås av att intaget av "bladgrönsaker" (med tidvis höga doser per massenhet intag) representeras av intagsdata för "grönsaker" allmänt. Om andra typer av grönsaker, som kan förmodas kontamineras på annat sätt och i annan omfattning, modelleras behöver intagsdata också spegla hur stor del av intaget som består av varje modellerad grönsakstyp.

Radioekologisk modellering skulle även kunna genomföras för fler och möjligen kortare tidsperioder, dvs. med högre tidsupplösning, åtminstone för tidsperioder under det första året efter ett nedfall. Detta skulle minska de stora osäkerheter, i synnerhet avseende det riktigt tidiga skedet, som följer av att summera dosbidrag från olika nuklider trots att de rimligen når sin maximala koncentration i livsmedel vid olika tidpunkter.

Det skulle även vara av intresse att utsträcka modelleringen till ännu längre sikt än andra året, huvudsakligen för att kunna jämföra med tidigare arbeten där man studerat Cs-137 och Sr-90 som antas vara de viktigaste nukliderna på lång sikt. [13]

Den radioekologiska modellering som genomförts innehåller ett antal antaganden, som huvudsakligen lutar i konservativ riktning (dvs. mot att snarare över- än underskatta möjliga koncentrationer i livsmedel). Det vore önskvärt att närmare analysera de antaganden som gjorts för att få en bättre uppfattning om hur konservativa resultaten av analysen är. Möjligheterna att erhålla en mer användbar analys genom att göra den radioekologiska modellen mer detaljerad är dock sannolikt begränsade i flera avseenden. Ett exempel är att många egenskaper hos det radioaktiva nedfallet efter en kärnvapenexplosion är bristfälligt kända eller beroende av specifika omständigheter. Inte heller är en modell som är starkt beroende av omständigheter i ett visst område, eller av årstid, eller av andra detaljer nödvändigtvis att föredra när tillämpningsområdet är beredskapsplanering för en händelse som inträffar vid en på förhand okänd tid och plats.

Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI) har modellerat upptag och utspädning av radionuklider från nedfall i sjövattnen som utgör dricksvattentäkt, samt under ett antal olika antaganden om vattenberedningen i dricksvattenproduktionen vilka koncentrationer av radionuklider som kan förväntas i konsumenternas dricksvatten. [6] FOI beräknade även tänkbara åtgärdsnivåer baserade på de gränsvärden för flytande livsmedel som anges i rådets förordning. Behovet av modellering och analys av påverkan på dricksvatten från nedfall efter kärnvapenexplosioner har därför inte varit lika starkt som när det gäller andra livsmedel, och i föreliggande arbete har inte ingått analys av påverkan på dricksvatten. Det skulle dock kunna vara av intresse att med stöd av FOI:s modelleringsresultat [6] uppskatta tänkbara stråldoser från kontaminerat dricksvatten. Givet det starka beroendet av vilka nuklider som antas finnas i nedfallet vore det även intressant att med stöd av FOI:s modelleringsresultat uppskatta tänkbara åtgärdsnivåer med andra antaganden om nuklidinnehåll i nedfallet än de antaganden som gjordes av FOI.

DTU:s arbete för SSM:s räkning [1] [2] inkluderade även upptag och utspädning av radioaktivt nedfall i ytvattenrecipienter, i syfte att med hjälp av angivna bioackumulationsfaktorer kunna uppskatta vilka radionuklider som är av störst betydelse för intecknad effektiv dos genom intag av fisk. Eftersom fiskevatten kort efter ett radioaktivt nedfall inte är ett system i jämvikt behövs det dock en dynamisk modellering för att uppskatta aktivitetskoncentrationer i fisk, intecknade doser under olika omständigheter, och tänkbara åtgärdsnivåer. Det vore av intresse att genomföra en sådan modellering. Möjligen kan FOI:s modell [6] för tidsberoende koncentrationen av radionuklider i sjövattnen komma till användning även som en del i en sådan analys.

Referenser

- [1] K. G. Andersson, "Investigation of early radionuclide concentrations in various food items produced in an area affected by fresh nuclear bomb fallout" (SSM2023-3858-7), 2023.
- [2] K. G. Andersson, "Investigation of radionuclide concentrations in various food items one year after airborne areal contamination from NPP accident or nuclear bomb fallout" (SSM2024-1038-7), 2024.
- [3] A. Axelsson, P. Kock, J. Johansson, J. Lindgren, A. M. Blixt Buhr, J. Boson, U. Bäverstam och S. Karlsson, "Strålskyddskonsekvenser av radioaktivt nedfall från kärnvapenexplosioner" (2023:05), Strålsäkerhetsmyndigheten, 2023.
- [4] Europeiska kommissionen, "Radiation Protection 105. EU Food Restriction Criteria for Application after an Accident", Europeiska kommissionen, 1998.
- [5] Europeiska kommissionen, "Radiation Protection Report 12553. Underlying data for derived emergency reference levels. Post-Chernobyl action", Europeiska kommissionen, 1991.
- [6] A. Tovedal, T. Nylén, O. Björnham och H. Grahn, "Dricksvatten från ytvattentäkt efter ett radioaktivt nedfall" (FOI-R--4930--SE), FOI, 2021.
- [7] H. Müller och G. Pröhl, "ECOSYS-87: a dynamic model for assessing radiological consequences of nuclear accidents", *Health Phys.*, vol. 64, pp. 232-252, 1993.
- [8] K. Rosén och J. Eriksson, "Motåtgärder i växtodlingen efter ett nedfall av radioaktivt cesium vid olika nedfallsnivåer och årstider" (2008:27), Jordbruksverket, 2008.
- [9] K. Rosén, M. Rappe, T. Nylén och J. Eriksson, "Motåtgärder i växtodlingen efter ett nedfall av radioaktivt strontium/strontium-90 vid olika nedfallsnivåer och årstider" (FOI-R--5055--SE), FOI, 2023.
- [10] Internationella strålskyddskommissionen (ICRP), "Publication 119 - Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60", 2012.
- [11] Internationella strålskyddskommissionen (ICRP), "Publication 144 - Dose Coefficients for External Exposures to Environmental Sources", 2020.
- [12] Strålsäkerhetsmyndigheten, "Översyn av beredskapszoner" (2017:27), Strålsäkerhetsmyndigheten, 2017.
- [13] R. Bergman, "Radioaktivt nedfall från kärnvapen. En kunskapsorientering om spridning, verkan och åtgärder" (A 40043-A3), FOA, 1983.

Bilaga: Åtgärdsnivåer i H+1 uttryckta i mätbara storheter

De åtgärdsnivåer svarande mot rådets gränsvärden¹⁰ som beräknats enligt metoden i kapitel 5 för det andra året efter ett nedfall redovisas i tabell 16. I denna bilaga visas samma gränsvärden tillsammans med värden på några olika storheter (dosrater och markbeläggning) som skulle kunna uppmätas vid den angivna nedfallsmängden (H+1). I tabellerna anges gränssättande nuklidgrupp med notationen ”>10 d” för summan av nuklider med halveringstid längre än 10 dagar (utom isotoper av jod, strontium eller alfastrålande isotoper av plutonium och transplutonier) och ”Sr” för summan av isotoper av strontium.

Åtgärdsnivåer beräknade för det andra året efter ett nedfall visas i tabell B1 (med samtliga nuklider inkluderade i analysen), i tabell B2 (med aktivitetsprodukten Mn-54 exkluderad ur analysen), och i tabell B3 (med alla aktiveringsprodukter exkluderade ur analysen).

Tabell B1. Tänkbara åtgärdsnivåer för överskridande av rådets gränsvärden på längre sikt (andra året), om samtliga modellerade radionuklider inkluderas i den antagna nuklidsammansättningen

Nedfallsmått	Åtgärdsnivå							
	Vetemjöl	Potatis	Bladgrön-saker	Frukt och bär	Mjölk	Nöt-kött	Fläsk-kött	Kyck-ling
Gränssättande nuklidgrupp	>10 d	>10 d	>10 d	>10 d	>10 d	>10 d	>10 d	>10 d
H+1 (GBq/m ²)	1,4	0,8	1,0	1,5	17	3,9	25	40
Dosrat* vid t = 60 min (mSv/h)	5	3	4	6	62	15	92	150
Dosrat* vid t = 7 dagar (µSv/h)	8	5	6	9	98	23	150	230
I-131 vid t = 7 dagar (kBq/m ²)	230	130	180	7	2 800	660	4 100	6 600
Cs-137 (kBq/m ²)	0,4	0,2	0,3	0,01	5	1,2	7	12

Dosraten beräknas som H(10) vid en nedfallsfördelning i markens ytskikt på 0,5 g/cm² med dosfaktorer från ICRP [11].

Tabell B2. Tänkbara åtgärdsnivåer för överskridande av rådets gränsvärden på längre sikt (andra året), om aktiveringsprodukten Mn-54 inte inkluderas i den antagna nuklidsammansättningen

Nedfallsmått	Åtgärdsnivå							
	Vetemjöl	Potatis	Bladgrön-saker	Frukt och bär	Mjölk	Nöt-kött	Fläsk-kött	Kyck-ling
Gränssättande nuklidgrupp	>10 d	Sr	Sr	Sr	Sr	>10 d	>10 d	>10 d
H+1 (GBq/m ²)	38	10	6,6	6,1	18	4,7	32	43
Dosrat* vid t = 60 min (mSv/h)	140	37	24	22	66	17	120	160
Dosrat* vid t = 7 dagar (µSv/h)	220	58	38	35	100	27	190	250
I-131 vid t = 7 dagar (kBq/m ²)	6 300	1 700	1 100	1 000	3 000	780	5 300	7 100
Cs-137 (kBq/m ²)	11	3	2	2	5	1,4	9	13


Dosraten beräknas som H(10) vid en nedfallsfördelning i markens ytskikt på 0,5 g/cm² med dosfaktorer från ICRP [11].

¹⁰ Rådets förordning (Euratom) 2016/52

Tabell B3. Tänkbara åtgärdsnivåer för överskridande av rådets gränsvärden på längre sikt (andra året), om inga aktiveringsprodukter inkluderas i den antagna nuklidsammansättningen

Nedfallsmått	Åtgärdsnivå							
	Vetemjöl	Potatis	Bladgrön- saker	Frukt och bär	Mjök	Nöt- kött	Fläsk- kött	Kyck- ling
Gränssättande nuklidgrupp	Sr	Sr	Sr	Sr	Sr	>10 d	>10 d	>10 d
H+1 (GBq/m ²)	120	10	6,6	6,1	18	5,3	34	83
Dosrat* vid t = 60 min (mSv/h)	440	37	24	22	66	20	130	310
Dosrat* vid t = 7 dagar (μSv/h)	700	58	38	35	100	31	200	480
I-131 vid t = 7 dagar (kBq/m ²)	20 000	1 700	1 100	1 000	3 000	880	5 600	14 000
Cs-137 (kBq/m ²)	36	3	2	2	5	1,6	10	25

Dosraten beräknas som $H^(10)$ vid en nedfallsfördelning i markens ytskikt på 0,5 g/cm² med dosfaktorer från ICRP [11].



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