

PRODUKTION OCH HANTERING AV LIVSMEDEL VID NEDFALL AV RADIOAKTIVA ÄMNEN



FÖRORD

Vid en kärnkraftsolycka kan stora områden drabbas av nedfall av radioaktiva ämnen vilket kan ge upphov till allvarliga konsekvenser, inte bara för liv och hälsa, utan också för möjligheterna att producera, förvara och transportera livsmedel. Tillgången på dricksvatten kan också påverkas. Halter av radioaktiva ämnen i livsmedel och vatten kan komma att behöva kontrolleras under lång tid efter nedfallet. Myndigheter, kommuner och andra berörda aktörer måste samverka med varandra och med företagen inom jordbruks- och livsmedelssektorn för att kunna hantera en sådan samhällsstörning i dess olika faser. En väl fungerande nationell beredskap är nödvändig.

Denna bok är ett kunskapsunderlag som kan användas i arbetet med att skapa och upprätthålla beredskap för att kunna hantera konsekvenserna av en kärnkraftsolycka. Boken är också ett verktyg som i vissa delar kan användas vid en pågående kärnkraftsolycka. Den är skriven så att läsaren ska kunna förstå viktiga händelseförlopp, möjlig påverkan på livsmedelskedjans olika delar och tänkbara åtgärder. I bokens fördjupningsdel kan ytterligare information och litteraturlista hämtas. Boken kan även vara intressant för allmänhet och media.

Boken är en omarbetning av Livsmedelsproduktion vid radioaktivt nedfall som publicerades 2002. Denna bok inkluderar erfarenheter från såväl kärnkraftsolyckan i Tjernoby 1986 som den i Fukushima 2011. Boken är också anpassad efter i hur samhället ser ut idag.

Omarbetningen har genomförts under ledning av [Livsmedelsverket](#) i samarbete med [Jordbruksverket](#), [Myndigheten för samhällsskydd och beredskap](#), [Totalförsvarets forskningsinstitut](#), [Strålsäkerhetsmyndigheten](#) samt expertis inom radioekologi från [Sveriges Lantbruksuniversitet](#).

INNEHÅLLSFÖRTECKNING


Om boken	5
Användare	5
Så här är boken uppbyggd	5
Erfarenheter från Fukushima och Tjernoby1	6
Avgränsningar	6

01 UTGÅNGSPUNKTER 7

Nedfall av radioaktiva ämnen kan kontaminera livsmedel	8
Vägen från utsläpp till livsmedel	10
Kärnkraft och kärnkraftverk	10
Överföring	15
Överföring till vatten, växter och djur	15
Viktiga begrepp att förstå	18
Joniserande strålning	18
Stråldos	19
Aktivitet	20
Halveringstid	20
Fysikalisk halveringstid	21
Biologisk halveringstid	22
Effektiv halveringstid	22
Nedfallets innehåll och konsekvenser på livsmedel	23
Överföring från livsmedel till människa	25
Gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel och foder	27
Gränsvärden inom EU vid kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation ..	27
Gränsvärden vid import till EU från tredje land som tidigare drabbats av Tjernobylolyckan	30
Gränsvärden i Sverige	31

02 ANSVAR & ROLLER 32

Vem gör vad vid ett radioaktivt nedfall	33
Samverkan, samordning och kommunikation	36
Ansvar och roller inom livsmedelskedjan	37
Offentlig kontroll	39
Livsmedelsföretagens roll och ansvar	39
Kontroll i händelse av ett radioaktivt nedfall	40
Behov av mätning av radioaktivitet kommer att öka	41
Krav från andra länder	41
Sanering av radioaktiva ämnen	41

03	GEOGRAFISKA OMRÅDEN DÄR LIVSMEDEL KAN KONTAMINERAS	43
	Initialt används beräkningar och prognoser för att bedöma var nedfall sker	44
	Vid risk för utsläpp	44
	Direkt efter ett utsläpp	45
	Efter nedfallet kompletterar strålningsmätningar bilden.....	46
04	ÅTGÄRDER	48
	Att tänka på vid val av åtgärder	49
	Tidsskede 1	52
	Dricksvatten - i områden som riskerar att drabbas av nedfall	52
	Djur och foder - i områden som riskerar att drabbas av nedfall	53
	Gröda och trädgårdsodlingar - i områden som riskerar att drabbas av nedfall	54
	Livsmedelslokaler - i områden som riskerar att drabbas av nedfall	54
	Tidsskede 2	55
	Dricksvatten - i nedfallsområden.....	55
	Mjölk - i nedfallsområden.....	57
	Djur och foder - i nedfallsområden.....	58
	Gröda och trädgårdsodling - i nedfallsområden	61
	Ätbart från naturen - i nedfallsområden.....	65
	Livsmedelslokaler - i nedfallsområden.....	68
	Avfall - i nedfallsområden.....	70
05	KOMMUNIKATION	72
	Kommunikatörer och sakkunniga behöver förståelse för varandras perspektiv....	73
	Förberedelser är nyckeln.....	73
	Metodiken ger struktur i förberedelsearbetet	74
	1. Beskrivning av scenario	74
	2. Antaganden kring upplevelser, reaktioner och mediers agerande	74
	3. Gemensamma mål för hanteringen	78
	4. Tänkbara kanaler.....	79
06	FÖRDJUPNING	80
	Olika typer av strålning	81
	Begreppet dos och de enheter som används inom strålskydd	82
	Skador på människa av joniserande strålning	83
	Radioaktiva ämnen som har störst påverkan för livsmedel efter en kärnkraftsolycka.....	84
	Proceduren för genomförande av EU:s förordning om gränsvärden vid händelse av kärnteknisk olycka	86
	Avstånd där det kan bli problem med produktion och hantering av livsmedel.....	89
	Strålningsmätningar	91
	Överföringsfaktorer.....	94
	Spridning av radioaktiva ämnen i mark.....	95
	Faktorer som påverkar halter av radioaktiva ämnen i djur.....	96
	Olika typer av livsmedelsproduktion och deras koppling till årstid och geografi	99
	LITTERATURLISTA	100

OM BOKEN

Användare

Boken vänder sig till beslutsfattare, sakkunniga och kommunikatörer inom livsmedels-, lantbruks- och krisberedskapsfrågor på myndigheter, kommuner och andra samverkande aktörer. Den ger också ett övergripande stöd till livsmedelsföretag när det gäller ansvar och åtgärder vid en kärnkraftsolycka med utsläpp av radioaktiva ämnen. Även en intresserad allmänhet kan ta del av innehållet. De olika målgruppernas behov styr vilka avsnitt som är mest relevant att använda.

Så här är boken uppbyggd

- 01**
UTGÅNGSPUNKTER
Beskriver viktiga förutsättningar för produktion och hantering av livsmedel vid nedfall av radioaktiva ämnen. Kapitlet innefattar exempelvis livsmedelskedjans olika delar, på vilket sätt livsmedel kan kontamineras av radioaktiva ämnen samt vilka gränsvärden som finns för livsmedel och djurfoder.
- 02**
ANSVAR & ROLLER
Beskriver livsmedelsföretagens, nationella och regionala myndigheters, kommuners och branschorganisationers ansvar och roller när det gäller hantering av livsmedelsfrågor vid nedfall av radioaktiva ämnen.
- 03**
GEOGRAFISKA OMRÅDEN DÄR LIVSMEDEL KAN KONTAMINERAS
Beskriver hur myndigheterna går till väga för att definiera inom vilka geografiska områden livsmedel kan förorenas, inför och efter ett nedfall av radioaktiva ämnen.
- 04**
ÅTGÄRDER
Ger exempel på tänkbara åtgärder som kan bli aktuella att genomföra vid risk för och efter ett nedfall av radioaktiva ämnen. Kapitlet innehåller även exempel på viktiga avvägningar inför val av åtgärder.
- 05**
KOMMUNIKATION
Beskriver en metodik som hjälper ansvariga aktörer att i förväg definiera kommunikativa utmaningar och förbereda hur dessa kan mötas.
- 06**
FÖRDJUPNING
Fördjupade beskrivningar av några utvalda delar från tidigare kapitel.

Erfarenheter från Fukushima och Tjernoby1

På några ställen i boken finns hänvisningar till erfarenheter som dragits efter kärnkraftsolyckorna i Fukushima och Tjernoby1. Dessa är hämtade från internationella och nationella vetenskapliga artiklar, forskningsrapporter, interna rapporter från myndigheter samt från besök gjorda i Japan och Ukraina.

Avgränsningar

Boken utgår från en olycka vid ett kärnkraftverk. Hanteringen av konsekvenser från ett angrepp med kärnvapen eller annan avsiktlig spridning av radioaktiva ämnen tas inte upp. Dock kan delar av underlaget användas även för dessa typer av händelser.

När det gäller stråldoser och dess effekter tar boken endast upp den exponering som konsumenten kan utsättas för genom livsmedel. I kapitlet om kommunikation berörs inte riskkommunikation angående joniserande strålning som sådan.

1

UTGÅNGSPUNKTER

NEDFALL AV RADIOAKTIVA ÄMNER KAN KONTAMINERA LIVSMEDEL

Produktion och hantering av livsmedel består av en process med flera steg, vilket innebär att påverkan vid nedfall av radioaktiva ämnen kan ske på olika sätt. Efter ett nedfall sker direkt kontaminering framför allt på de livsmedel/råvaror som finns utomhus – i jordbruket, skogen, sjöar eller trädgårdar. De radioaktiva ämnena kontaminerar exempelvis spannmål och grönsaker. Kött- och mejeriprodukter kan kontamineras indirekt via nedfall på foder och bete som sedan äts av tamboskap. Ren, vilda djur och fiskar får också i sig de radioaktiva ämnena via födan. Även dricksvatten kan kontamineras genom att radioaktiva ämnen faller i en dricksvattentäkt eller förs med rinnande vattenströmmar dit.

Den direkta påverkan av radioaktiva ämnen är mindre på verksamheter som sker inomhus, exempelvis förädling, lagring, tillagning och försäljning av produkter i butik. Livsmedel i denna del av kedjan är under tak och därför inte lika utsatta. Dock finns viss risk för kontaminering, exempelvis via ventilation eller om företaget har lagerhållning utomhus.

För att förstå påverkan på produktion och hantering av livsmedel behövs kunskap om livsmedelskedjans olika delar. Dessa illustreras på ett schematiskt sätt på nästa sida.



PRIMÄRPRODUKTION

Avser följande verksamheter:

- * Råvaror eller produkter från jordbruket. Exempelvis mjölk, ägg, uppfödning av djur för köttproduktion eller odling av spannmål och oljeväxter. Produkterna går ofta till vidareförädling men kan också säljas direkt för konsumtion.
- * Frukt, grönsaker, bär och svamp. Produkterna säljs antingen direkt till konsumenten eller förädlas och säljs i butik eller restaurang.
- * Vilt och fiske. Produkterna säljs antingen direkt till konsumenten eller förädlas och säljs i butik eller restaurang.
- * Rennäring. Består främst av köttproduktion. Produkterna säljs antingen direkt till konsumenten eller förädlas och säljs i butik eller restaurang.
- * Odling av fisk. Produkterna går ofta till vidareförädling men kan också säljas direkt för konsumtion.

FÖRÄDLING, LAGERHÅLLNING OCH FÖRSÄLJNING AV PRODUKTER

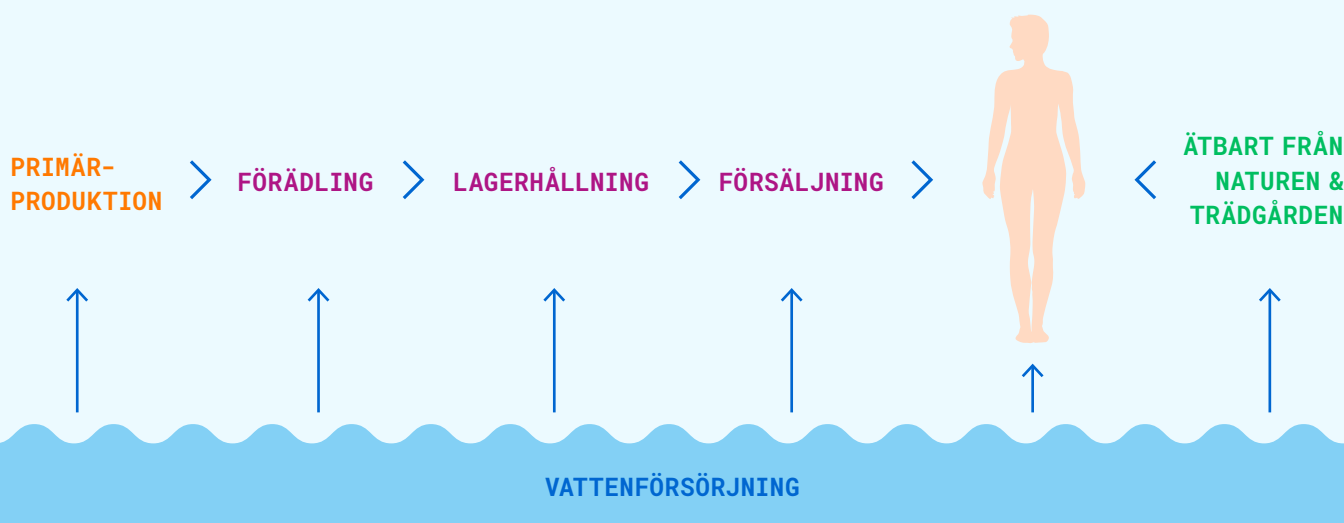
Innebär utveckling av produkten genom någon typ av process, exempelvis vid ett mejeri eller annan produktionsanläggning. Omfattar allt från småskalig och manuell livsmedelsproduktion till stora, automatiserade anläggningar. Efter förädling sänds den färdiga produkten till lager, restaurang eller butik. Butiker kan även ta emot livsmedel direkt från ett jordbruksföretag, exempelvis grönsaker.

ÄTBART FRÅN TRÄDGÅRDEN OCH NATUREN

Omfattar det som konsumenten själv odlar och plockar i trädgården eller kolonilotten som frukt och bär, kryddväxter och grönsaker. Inkluderar också bär- eller svampplockning i skogen samt fiske eller jakt för eget bruk.

VATTENFÖRSÖRJNING

Dricksvatten räknas som livsmedel. Det används direkt av konsumenten men också vid livsmedelsproduktion. Dricksvattnet produceras av råvatten från yt- eller grundvattentäkter och dricksvattenproducenterna är i huvudsak kommunala vattenverk. Många livsmedelsverksamheter samt även konsumenter har dock dricksvattenförsörjning från egen brunn.



Figur 1 Livsmedelskedjan – schematisk översikt. Samtliga steg i livsmedelskedjan är mer eller mindre beroende av vatten.

VÄGEN FRÅN UTSLÄPP TILL LIVSMEDEL

Kärnkraft och kärnkraftverk

I Sverige finns tre platser för närvarande som har kärnkraftverk i drift – Ringhals, Forsmark och Oskarshamn. I vår närhet finns även ett antal utländska kärnkraftverk, exempelvis i Finland.

De svenska kärnkraftverken är försedda med konsekvenslindrande system för att minska utsläppet av radioaktiva ämnen i händelse av ett svårt haveri. Ett exempel är haverifilter vars uppgift i händelse av ett svårt haveri är att begränsa påverkan på omgivningen, inklusive livsmedelsproduktionen. Om dessa konsekvenslindrande system fungerar, kontamineras endast ett begränsat område. Om de konsekvenslindrande systemen inte fungerar kan följden av ett svårt haveri vid utsläpp på land ge omfattande konsekvenser på livsmedelsproduktionen, liknande olyckan i Fukushima. Detta innebär att stora markområden inte går att använda för livsmedelsproduktion under lång tid. Ett svårt haveri kan även leda till påverkan på livsmedelsproduktionen i andra länder, vilket olyckan i Tjernobyl 1986 visade.

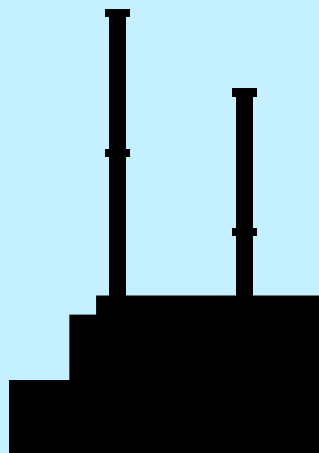
På nästa sida beskrivs vägen från utsläpp till upptag i livsmedel, växter och djur.

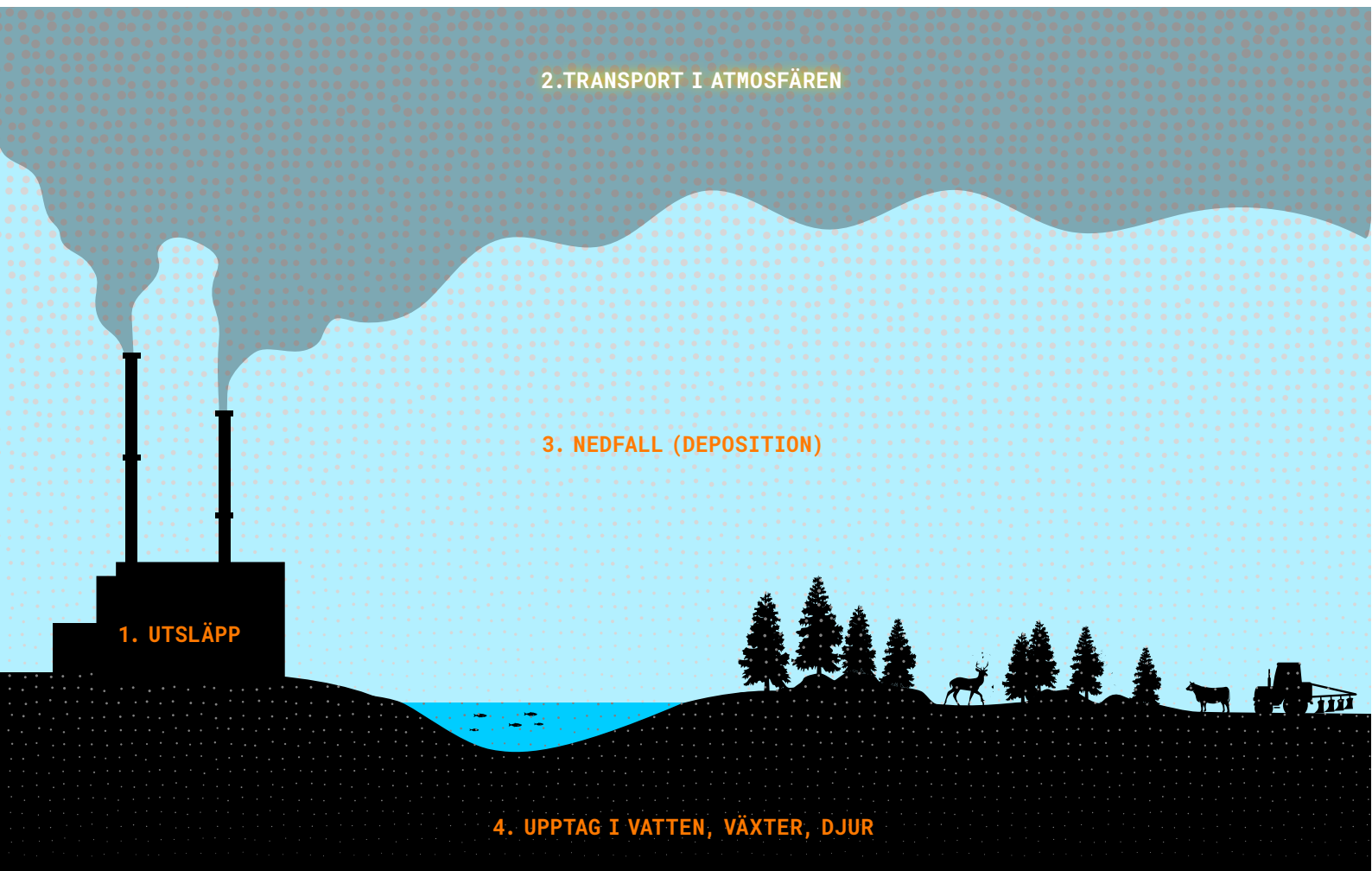
FAKTA

I en svensk kärnreaktor är kärnbränslet av uran och placerat inuti bränslestavar som i sin tur ordnas i bränsleelement i en hård placerad i en reaktortank. För att ta tillvara värmen används vatten som kylmedel i reaktorn. När uranatomerna klyvs i kärnbränslet frigörs energi som överförs till kylvattnet och det börjar koka och ånga bildas. Ångan driver en ångturbin vilken är kopplad till en generator som i sin tur alstrar elektricitet. Vid kärnklyvningen bildas restprodukter som är radioaktiva ämnen vilka avger joniserande strålning.

Det finns ett antal säkerhetssystem som, oberoende av varandra, förser härden med kylvatten. Skulle kylningen av något skäl gå förlorad

och är borta tillräckligt länge, kommer härden att börja smälta. Vid den här typen av haveri frigörs stora mängder radioaktiva ämnen från bränslet. En sådan händelse kallas för ett svårt haveri.





Figur 2 Vägen från utsläpp till upptag i vatten, växter och djur.

EFTER ETT UTSLÄPP

Vid en kärnkraftsolycka transporteras de radioaktiva ämnena som släpps ut från kärnkraftverket med vindarna i atmosfären tills de faller ner och överförs till exempelvis vatten, växter och djur. Flera olika faktorer avgör var någonstans nedfallet hamnar, hur omfattande det blir och hur mycket livsmedel kommer att kontamineras.

TRANSPORT I ATMOSFÄREN

När radioaktiva ämnen släpps ut i luften följer de med vindar i atmosfären och ger ett nedfall i vindriktningen. På längre avstånd och högre upp i atmosfären kommer utsläppet att följa olika globala vädersystem. De radioaktiva ämnena späds ut i luften, vilket leder till lägre koncentrationer på större avstånd.

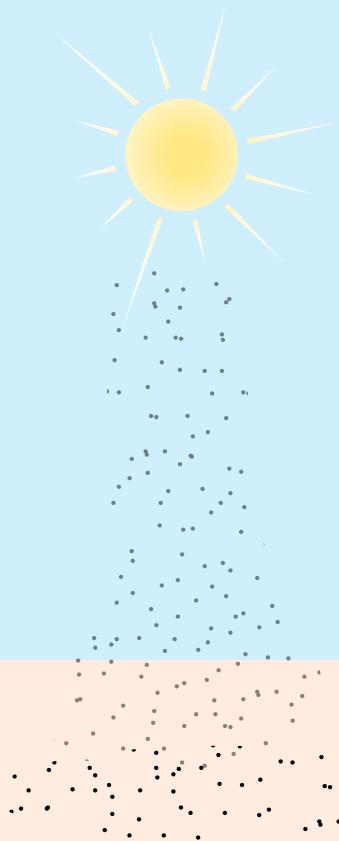
Radioaktiva ämnen kan förekomma i olika former som partiklar eller gas. Radioaktivt

cesium och det mesta av radioaktivt jod förekommer som partiklar i olika storlekar. Radioaktivt jod kan också förekomma i gasform. De större partiklarna i utsläppet är tyngre och faller snabbare till marken. Om vindhastigheten är låg sker detta i närområdet runt kärnkraftverket. De små partiklarna kan däremot stanna kvar i luften länge och transporteras långa avstånd.

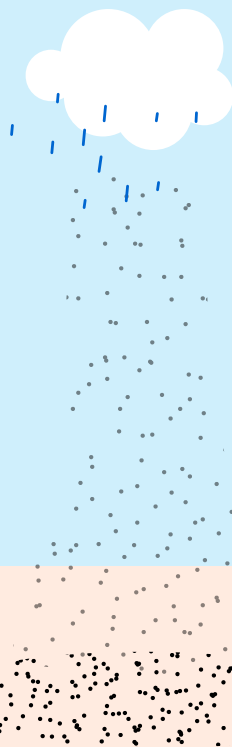
NEDFALL (DEPOSITION)

Små, lätta partiklar faller långsamt mot marken (låg depositionshastighet) och sprids därför över stora områden. Stora partiklar faller snabbare till marken på grund av sin tyngd (hög depositionshastighet), vilket leder till att de inte sprids lika långt som mindre partiklar. De radioaktiva partiklarna når marken via så kallad torr- eller våtdeposition, se [figur 3](#).

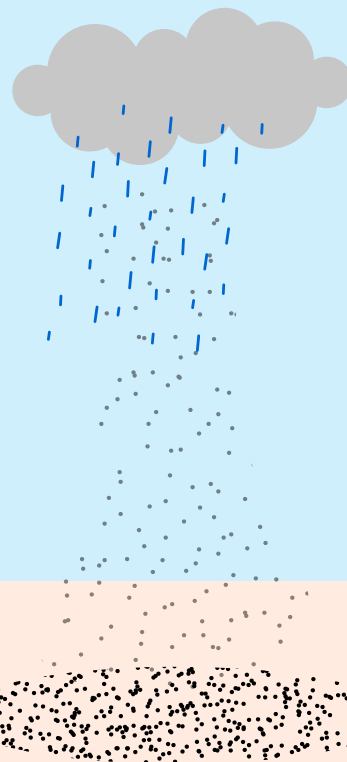
TORRDEPOSITION



VÅTDEPOSITION



VÅTDEPOSITION MED ÖKAD NEDERBÖRD



Figur 3 Depositionen ökar med ökad nederbörd. Markbeläggningen blir avsevärt mycket högre än vid enbart torrdeposition.

TORRDEPOSITION sker vid uppehållsväder. Partiklar i det radioaktiva molnet faller då till marken huvudsakligen på grund av tyngdkraften och deponeras på växter och mark.

Vid **VÅTDEPOSITION** förs partiklarna mot marken via nederbörd. Detta beror på att partiklar i luften tvättas ut vid regn, däribland de radioaktiva ämnena. Nederbörden påskyndar således förloppet och gör också att nedfallet på marken blir mer koncentrerat än vid torrdeposition.

För större partiklar är nedfallet mer koncentrerat till närområdet kring utsläppspunkten, även utan nederbörd men även för stora partiklar spelar dock våtdeposition en stor roll för nedfallet.

Förutom nederbörd påverkas depositionen av den yta som de radioaktiva ämnena möter. De fastnar lättare på skog eller odlade fält än på ytor som exempelvis sjöar och hav. Växtligheten fungerar alltså som ett "filter" som fångar upp partiklarna.

Erfarenheter från kärnkraftsolyckan i Fukushima

Efter olyckan kunde radioaktivt jod, cesium och tellur påvisas i partiklar i luften över Sverige cirka 10 dagar efter det första utsläppet. Mätbara men låga nivåer av framförallt jod-131, cesium-134 och cesium-137 förekom sedan i luften i cirka två månader efter olyckan. De halter som uppmättes i Sverige hade inga strålskyddsmässiga konsekvenser.


Se exempel på animering som visualiserar utsläppet här:

<https://nsec.jaea.go.jp/ers/environment/en/envs/fukushima/animation1.htm>

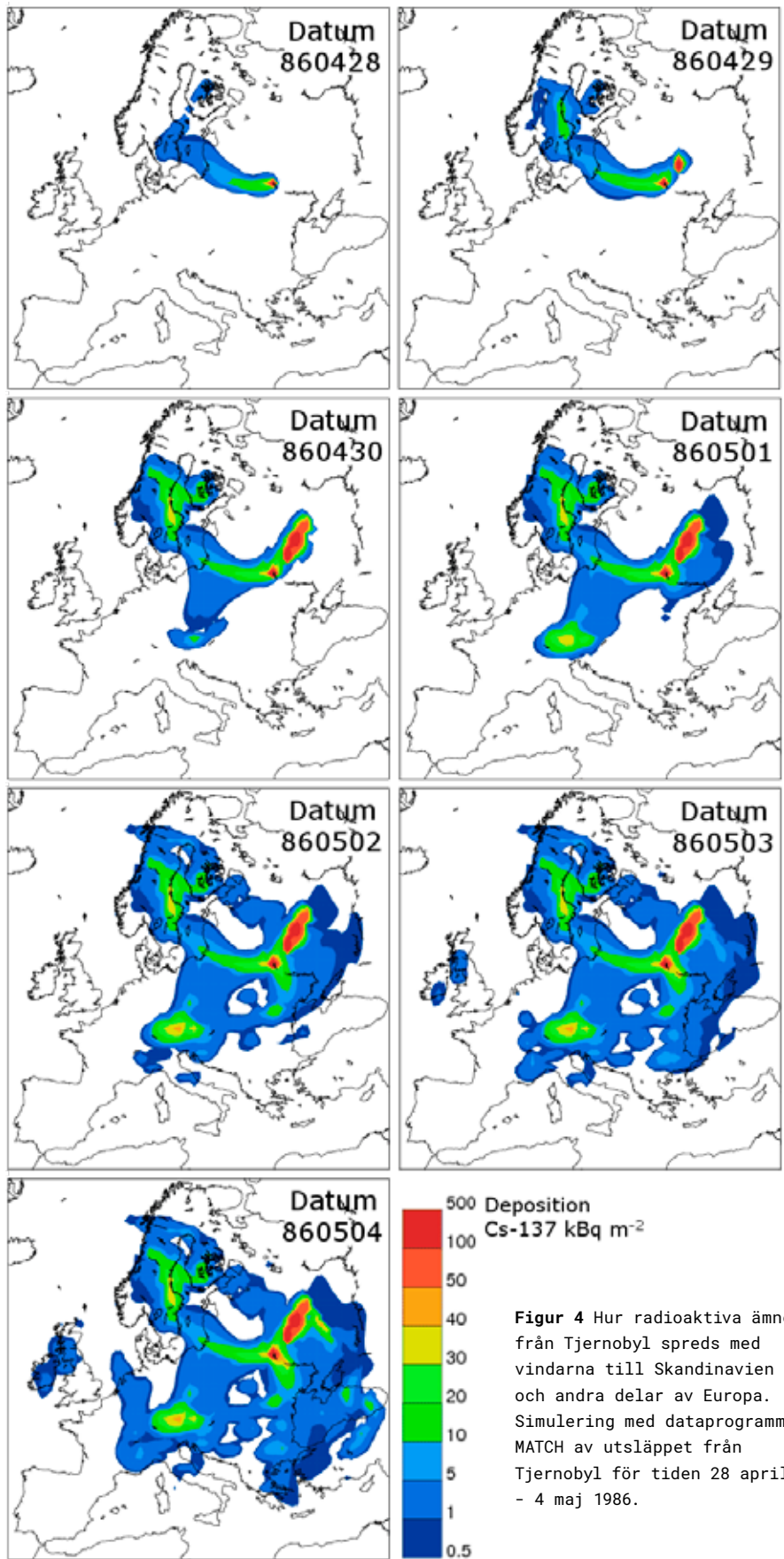
Erfarenheter från kärnkraftsolyckan i Tjernoby1 1986

Vid Tjernoby1utsläppet transporterades radioaktiva ämnen långväga till bland annat Sverige. Orsaken var den extrema hettan i utsläppsplymen som snabbt steg till hög höjd och sen kunde transporteras långt med vinden innan den nådde marken via torr- eller våtdeposition (se kartbilder nedan som visar hur radioaktiva ämnen spreds från Tjernoby1 den 28 april till den 4 maj).

Utsläppet ledde även till påverkan på livsmedelsproduktionen i de områden som drabbades av nedfallet. I Sverige blev nedfallet som störst i delar av södra och mellersta Norrland. Variationen i nedfallet var mycket stor, till största del beroende på hur mycket det regnade i samband med att det radioaktiva molnet passerade. I områden med nederbörd dominerade de långlivade radioaktiva ämnena cesium-134 och cesium-137 tidigt.

 **Mer läsning angående erfarenheter från Tjernoby1 i Sverige:**

Strålskyddsnytt nr 1 2006, årgång 14, Tema: Tjernoby1 20 år. Stockholm. Statens strålskyddsinstitut.



Figur 4 Hur radioaktiva ämnen från Tjernobyl spreds med vindarna till Skandinavien och andra delar av Europa. Simulering med dataprogrammet MATCH av utsläppet från Tjernobyl för tiden 28 april - 4 maj 1986.

Källa: Joakim Langner, SMHI

Överföring

Nedfallet hamnar direkt på marken eller fångas upp av vegetationen. Radioaktiva ämnen som tagits upp av växter, överförs förr eller senare också till marken. De transporteras genom växten ned i marken via rötterna men även genom att blad eller stjälkar lossnar, eller när växten vissnar. Radioaktiva ämnen förs också till marken via avföring och urin från betande djur som ätit av de kontaminerade växterna. På så vis blir de radioaktiva ämnena tillgängliga för växtupptag igen.

Fördelningen av radioaktiva ämnen i marken påverkas av flera olika faktorer. Mer om detta finns att läsa i [Fördjupning](#) under avsnittet [Spridning av radioaktiva ämnen i mark](#).

Överföring till vatten, växter och djur

VATTEN

Det är främst ytvatten, det vill säga sjöar och vattendrag, som påverkas av ett nedfall av radioaktiva ämnen. De radioaktiva ämnena når ytvattnet genom deposition direkt på vattenytan i sjöar eller via tillrinning från vattendrag. Radioaktiva ämnen i ytvattnet kan sjunka till botten och samlas i bottensedimenten. De kan också föras vidare till andra vattendrag, sjöar och hav. Grundvattnet ligger skyddat under jord och påverkas inte i samma omfattning.

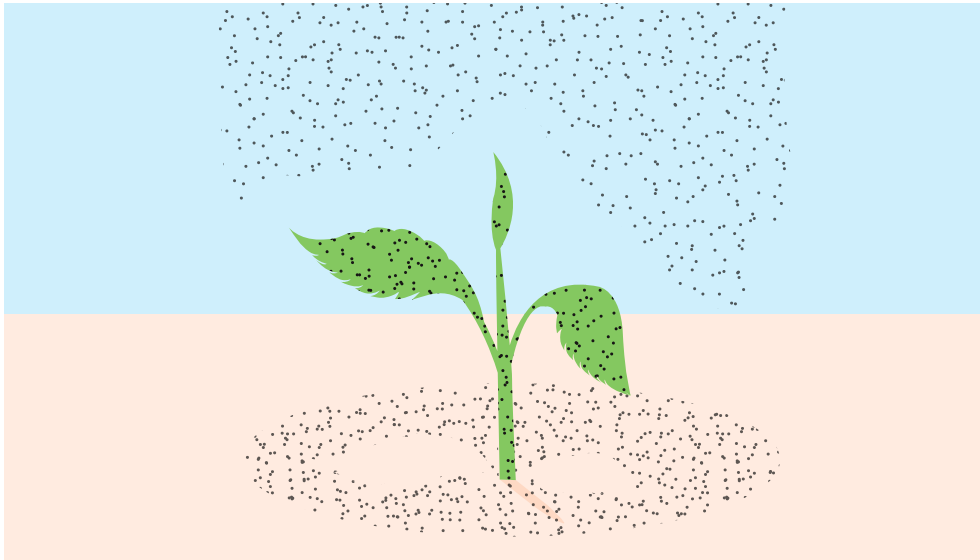
VÄXTER

Radioaktiva ämnen tas upp i växter genom att de fastnar på blad och stjälkar eller genom att de tas upp från marken via rötterna. Upptaget i bladen sker via klyvöppningarna eller sprickor på bladytan. Hur stor del av nedfallet som hamnar på växten beror bland annat på hur mycket av markytan som växten täcker samt på dess form och ytstruktur. Exempel på växter som fångar upp en stor del av nedfallet är lavar, mossor, bladgrönsaker och fullgången vallgröda.

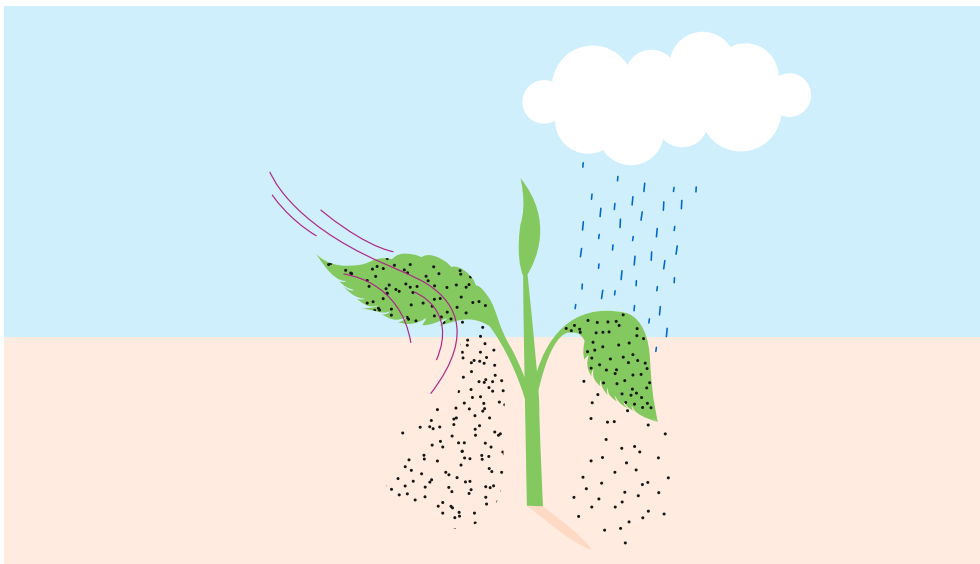
Hur hög koncentrationen av radioaktiva ämnen i växten blir, beror till stor del av relationen mellan växtens yta och massa. Koncentrationen beror därför också på växtens utvecklingsstadium vid nedfallet.

Upptag via rötterna tar relativt lång tid. Därför hinner kortlivade radioaktiva ämnen, som exempelvis jod-131, att sönderfalla och tas inte upp i någon större utsträckning. Upptag via rötterna är främst av betydelse för mer långlivade radioaktiva ämnen, exempelvis cesium-137. Under efterföljande växtsäsonger sker upptaget av naturliga skäl endast via rotupptag. Mer om detta finns att läsa i [Fördjupning](#) under avsnittet [Spridning av radioaktiva ämnen i mark](#).

För vallgröda spelar tidpunkten för nedfallet stor roll. Om det radioaktiva nedfallet kommer strax före skörden fångas stora delar av nedfallet upp av grödan, särskilt om den är välutvecklad och tät. Om denna skörd slås av och kasseras kommer nivåerna av radioaktiva ämnen i efterkommande gröda vara avsevärt lägre.



Figur 5 En del av nedfallet deponeras direkt på växterna.



Figur 6 När nedfallet upphört överförs en del av de radioaktiva ämnena till marken.



Figur 7 Halten minskar på grund av utspädning när grödan växer.

DJUR

Djur kan få i sig radioaktiva ämnen via inandning samt genom foder och vatten. Radioaktiva ämnen i födan tas upp via mage och tarm och transporteras via blodet ut i djurets olika organ. Därmed kan muskler (kött), inälvor och mjölk bli kontaminerade. Upptaget beror bland annat på djurslag, ålder och tillväxt. Mindre och unga djur har en snabbare ämnesomsättning samtidigt som djuret äter mer i förhållande till sin kroppsvikt. Detta gör att de radioaktiva ämnena omsätts snabbare. Helt avgörande för halterna i djur är förstås halterna av olika radionuklider i det foder som de äter. Foderval och betesbeteende får därför stor betydelse. En intensiv djurhållning med hög användning av hö, ensilage och kraftfoder från högproduktiva marker som är plöjda och väl gödslade, ger ofta lägre halter av radioaktiva ämnen i fodret och därmed i djuren. Detta jämfört med en extensiv djurhållning där djuren betar mer och dessutom på naturbeten.

Mer om faktorer som påverkar upptag av radioaktiva ämnen i djur finns i [Fördjupning](#) under avsnittet [Faktorer som påverkar halter av radioaktiva ämnen i djur](#).

VATTENLEVANDE DJUR OCH ORGANISMER

Radioaktiva ämnen i vattendrag tas upp av olika vattenlevande organismer som plankton, alger och fisk. De anrikas uppåt i näringskedjan och därför tar det längre tid, upp till flera år, innan halterna blir som högst i stora rovfiskar. Halterna av cesium-137 i insjöfisk kan bli höga framförallt på grund av mindre vattenmängd/lägre vattendjup, låg vattenomsättning och nedfall i tillrinningsområden. Olika radioaktiva ämnen har olika löslighet i vatten vilket också påverkar hur de transporteras vidare i vattenekosystemen.

Ekologiska processer både ökar och minskar mängden radioaktiva ämnen. De radioaktiva ämnen som hamnat i jordbruksmark eller andra delar av naturen kommer med tiden att omlagras. Nyligen deponerade radioaktiva ämnen kan exempelvis tvättas av från växtdelar ovan mark genom regn och tränga ned i jorden. Där tas de upp via rötterna eller binds till mineralpartiklar. Detta medför att halterna i växter eller djur kan ändras med tiden, det vill säga både öka och minska beroende på hur de ekologiska processerna verkar.

VIKTIGA BEGREPP ATT FÖRSTÅ

Joniserande strålning

Att ett ämne eller föremål är radioaktivt innebär att atomkärnorna är instabila och kan sönderfalla. Vid sönderfallet avges partiklar och/eller elektromagnetisk strålning med tillräcklig energi att slå ut elektroner från andra atomer så att joner bildas. Därför kallas detta joniserande strålning.

Den joniserande strålningen förekommer vanligen i form av **alfa (α)- beta (β)-**, och **gammastrålning (γ)**. Vid extern exponering är det framförallt gammastrålning som har betydelse, eftersom denna har mycket större genomträngningsförmåga än alfa- och betastrålning. Den egna huden skyddar mot alfastrålning medan kläder och skor ger ett bra skydd även mot betastrålning. I **Fördjupning** finns mer att läsa om alfa-, beta och gammastrålning i avsnittet **Olika typer av strålning**

Vid en olycka med utsläpp av radioaktiva ämnen finns risken att människor utsätts för joniserande strålning. Detta kan ske på olika sätt. Genom mat och dryck eller genom inandning kan en människa få in radioaktiva ämnen i kroppen. Detta kallas **intern exponering**. Människor kan också exponeras för strålning från radioaktiva ämnen utanför kroppen, antingen från ämnen i luften eller från en markbeläggning. Detta kallas **extern exponering**.

Vid intern exponering, exempelvis efter intag av radioaktiva livsmedel, är även alfa- och betastrålningen skadlig. När alfa- och betastrålande radioaktiva ämnen finns i kroppen kan de avge strålningsenergi till omgivande vävnader.

EXTERN EXPONERING

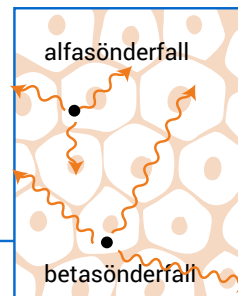
Betastrålning stoppas av tjockare kläder.

Gammastrålning stoppas inte av huden eller kläder utan går delvis igenom kroppen

Alfastrålning stoppas av huden.

INTERN EXPONERING

Alfapartiklarna stoppas redan av ett fåtal celler.



Betapartiklarna har längre räckvidd och kan nå flera millimeter i kroppen.

Figur 8 Påverkan på kroppen och inuti kroppen av olika typer av radioaktiv strålning

Stråldos

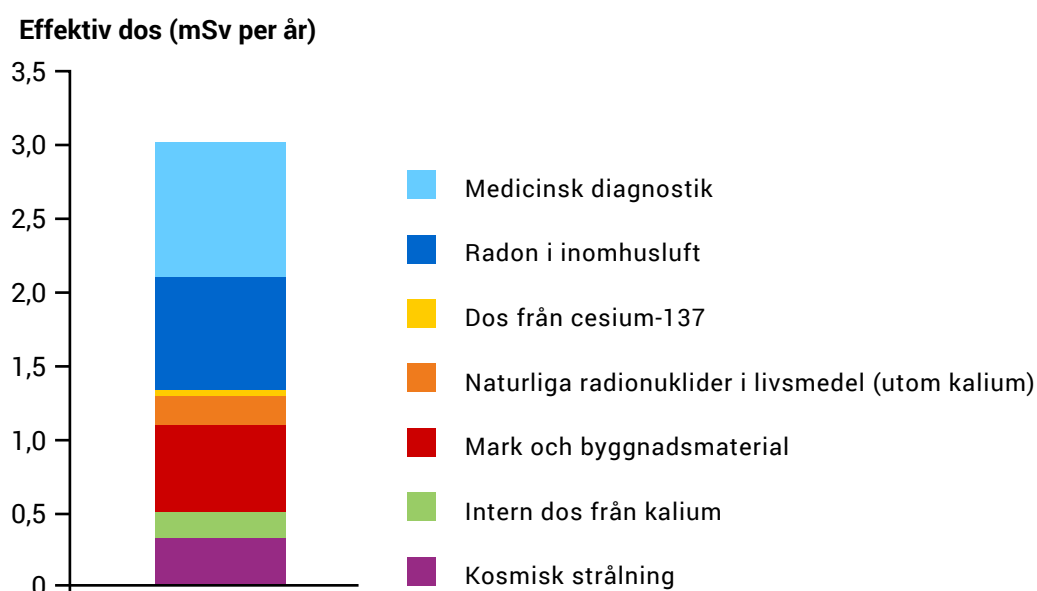
– visar hur mycket strålningen påverkar oss

Stråldosen kan enkelt beskrivas som den mängd energi som den joniserande strålningen tillför en kropp, en människa eller ett föremål, när den exponeras för joniserande strålning. Ofta är det intressant att veta hur mycket stråldos som erhålls under en viss tid. Dos per tidsenhet benämns som dosrat eller doshastighet. Stråldosen beror på flera olika faktorer, exempelvis strålkällans aktivitet, exponeringstiden, avståndet till strålkällan och eventuell skärmning mellan kropp och strålkälla. Ofta talar man om effektiv dos, vilken också tar hänsyn till vilken slags strålning som är aktuell och vilka organ som exponeras. Effektiv dos anges i millisievert (mSv) och beskriver ökad cancerrisk i befolkningsgrupp. I figur 9 visas bidraget till befolkningens medeldos från olika källor.

I [Fördjupning](#) finns mer att läsa i avsnittet [Begreppet dos och de enheter som används inom strålskydd](#).

När joniserande strålning träffar en cell i människokroppen kan strålningspartiklarna skada cellen som antingen reparerar sig eller dör. Ifall stråldosen är hög och man får den under kort tid kan effekterna av skadorna på cellerna uppträda omedelbart eller kort tid efter bestrålningen och benämns då som tidiga skador. Ifall skadorna uppträder lång tid efter kallas de sena skador och då menar man främst fall av cancer.

I [Fördjupning](#) finns mer att läsa om detta i avsnittet [Skador på människa av joniserande strålning](#).



Figur 9 Medeldos per år till befolkningen. Figuren visar ett exempel på fördelning av doser ifrån Sverige ett antal år efter Tjernobylolyckan. När det gäller radon i inomhusluft samt medicinska undersökningar är det mycket stora individuella variationer (0–10 mSv per år). Cesium-137 härstammar både från atmosfäriska provsprängningar av kärnladdningar samt Tjernobylolyckan.

FAKTA

Den naturliga bakgrundsstrålningen är strålningen från radioaktiva ämnen som är naturligt förekommande i vår miljö. Strålningen kommer från rymden, marken och oss själva. Den naturliga bakgrundsstrålningen ger genomsnittssvensken en årlig stråldos på cirka 1 mSv. Utöver detta förekommer även andra strålkällor som i vardagen kan bidra till stråldosen, till exempel radon i inomhusluften. Vid röntgenundersökningar och diagnostik med radioaktiva läkemedel blir stråldosen normalt mellan 0,1 – 10 mSv per undersökning.

Aktivitet

– visar hur många sönderfall som sker per sekund

Radioaktivitet är en slumpmässig process och det går aldrig att förutsäga exakt när en enskild atomkärna i ett radioaktivt ämne ska sönderfalla. Däremot är sannolikheten känd för att ett visst antal atomer av ett givet ämne ska sönderfalla under en viss tid. Aktiviteten för ett radioaktivt ämne anger det antal atomkärnor som i medeltal sönderfaller per sekund. Mängden eller halten av ett radioaktivt ämne uttrycks normalt sett med hjälp av aktiviteten. Aktivitetskoncentrationen Becquerel (Bq) per kilogram eller Bq per liter används vanligtvis för livsmedel.

Halveringstid

– visar när hälften av de radioaktiva atomerna har sönderfallit

Eftersom radioaktiva ämnen sönderfaller, sjunker deras koncentration med tiden. För att beskriva och jämföra hur fort olika radioaktiva ämne försvinner (minskar i koncentration), anges tiden det tar för aktiviteten att minska till hälften. Detta kallas för det radioaktiva ämnets halveringstid.

Detta betyder i sin tur att tidsperioden som olika radioaktiva ämnen skapar problem i livsmedelskedjan varierar. En del radioaktiva ämnen, exempelvis jod-131, skapar problem de första veckorna/månaderna. Andra radioaktiva ämnen, exempelvis cesium-137, finns kvar under lång tid. Kännedom om de radioaktiva ämnernas olika sönderfall är därför en central kunskap vid val av åtgärder i produktion och hantering av livsmedel efter ett radioaktivt nedfall.

Även efter en allvarlig kärnkraftsolycka minskar med tiden problemen med radioaktiva ämnen, vilket huvudsakligen är kopplat till halveringstiden. Det finns olika typer av halveringstider, vilket beskrivs nedan.

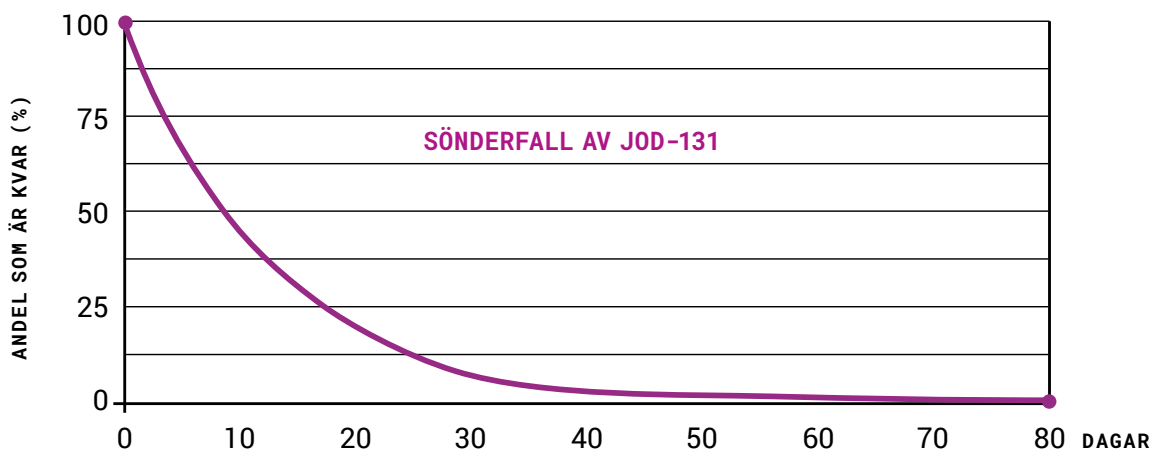
Fysikalisk halveringstid

– ämnets egen halveringstid

Den tid det tar för hälften av atomerna att sönderfalla är den fysikaliska halveringstiden. Radioaktiva ämnen med kort halveringstid sönderfaller snabbt medan de med lång halveringstid sönderfaller långsamt. Skillnaden i fysikalisk halveringstid hos olika radioaktiva ämnen är mycket stor. Det medför att aktiviteten sjunker snabbt för vissa radioaktiva ämnen, men för andra så finns de kvar längre i miljön och kan föras vidare i livsmedelskedjan under många år.

Efter sju halveringstider finns mindre än 1 procent kvar av den ursprungliga aktiviteten och efter 10 halveringstider återstår mindre än 1 promille. Figur 10 nedan illustrerar detta förlopp avseende jod-131, med en fysikalisk halveringstid på 8 dagar. Sammanställning av halveringstider för övriga radioaktiva ämnen som är relevanta för livsmedelsproduktionen visas i [tabell 1](#).

En del radioaktiva ämnen, exempelvis jod-131, skapar problem de första veckorna och om det är mycket hög koncentration i beläggningen så kan det innebära problem i månader. Andra radioaktiva ämnen, exempelvis cesium-137, finns kvar under lång tid då halveringstiden är ca 30 år.



Figur 10 Fysikalisk halveringstid för jod-131.

ANTAL DAGAR	0	8	16	24	32	40	48	56	64	72	80
ANTAL HALVERINGAR	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
AKTIVITET SOM ÄR KVAR (%)	100	50	25	12,5	6,25	3,13	1,56	0,78	0,39	0,20	0,10

Biologisk halveringstid

- ämnets halveringstid i en organism

Alla ämnen som vi får i oss genom mat och dryck, oavsett om de är radioaktiva eller inte, omsätts i kroppen och utsöndras i olika takt. Biologisk halveringstid avser hur lång tid det tar för halten av ett ämne att halveras, i kroppen eller i en växt, under förutsättning att ämnet inte fylls på genom ytterligare intag. Typ av djur eller växt, ålder, tillväxthastighet och flera individuella faktorer påverkar den biologiska halveringstiden. Den kan därför inte anges lika exakt som för den fysikaliska halveringstiden, som bara beror helt och hållet på det radioaktiva ämnets egenskaper.

Effektiv halveringstid

- ämnets sammanvägda/reella halveringstid i organismen

Hur lång tid det tar för ett visst radioaktivt ämne att försvinna ur en organism beror alltså både på ämnets eget sönderfall och på ämnesomsättningen i djuret eller växten.

Om man väljer att lägga samman de båda halveringstiderna så får man det som kallas den **effektiva halveringstiden** ($T_{1/2, \text{effektiv}}$). Denna kan uttryckas i termer av **biologisk halveringstid** ($T_{1/2, \text{bio}}$) och **fysikalisk halveringstid** ($T_{1/2, \text{fys}}$) på följande sätt:

$$\frac{1}{T_{1/2, \text{effektiv}}} = \frac{1}{T_{1/2, \text{bio}}} + \frac{1}{T_{1/2, \text{fys}}}$$

I praktiken innebär detta att även om den fysikaliska halveringstiden är lång, så kan en kort biologisk halveringstid utnyttjas för att minska ett djurs innehåll av radioaktiva ämnen, exempelvis inför slakt. Om den biologiska halveringstiden således är mycket kortare än den fysikaliska halveringstiden för cesium-137, kommer den effektiva halveringstiden styras av detta. Rent praktiskt blir det så att den effektiva halveringstiden blir ungefär lika lång som den biologiska halveringstiden.

I exempelvis nötkreatur blir den effektiva halveringstiden för cesium-137 därför bara en halv till en månad trots att den fysikaliska halveringstiden är cirka 30 år ifall djuret bara har betat/ätit kontaminerat foder en gång. Ifall djuret fortsätter äta kontaminerat foder ökar halterna i köttet. Mer om detta går att läsa i [Fördjupning](#) under avsnittet [Jämviktsnivåer](#).

NEDFALLETS INNEHÅLL OCH KONSEKVENSER PÅ LIVSMEDEL

Vid en olycka i ett kärnkraftverk kan som tidigare beskrivits radioaktiva ämnen spridas lång väg. Strålskyddsproblem avseende livsmedel är främst kopplade till jod-131, cesium-134/cesium-137 och strontium-89/strontium-90. Problemens karaktär beror på ämnet. Jod kan, på grund av kort halveringstid, ge upphov till allvarliga men övergående problem. Cesium och strontium däremot kan båda ge upphov till mer långtgående problem. De analyser av möjliga utsläppsförlopp som Strålsäkerhetsmyndigheten genomfört för svenska kärnkraftverk visar att problemen med cesium förväntas klart överstiga problemen med strontium. Mer om detta går att läsa i kapitlet [Geografiska områden där livsmedel kan kontamineras](#) samt i [Fördjupning](#) under avsnittet [Avstånd där det kan bli problem med produktion och hantering av livsmedel](#)

JOD

Under den första månaden efter utsläppet är det främst olika isotoper av radioaktivt jod, i synnerhet jod-131 som utgör problem. Jod är lätttröligt i naturen och tas lätt upp i olika näringskedjor. Jod-131 som fallit ned på bete överförs inom något dygn till mjölkkor och andra mjölkproducerande djur som går ute och sedan vidare till människor och barn via mjölk.

CESIUM

På längre sikt efter utsläppet är det primärt cesium-134 och cesium-137 som utgör problem. Cesium har lång halveringstid och tas lätt upp i djur via betet och ansamlas i muskulatur (kött). Cesium hamnar även i mjölken, samt i grödor och livsmedel från skog, fjäll, insjöar och vattendrag.

STRONTIUM

Om de konsekvenslindrande systemen på kärnkraftverket inte fungerar, kan även strontium-89 och strontium-90 bli ett problem. Strontium-90 har lång halveringstid och kan överföras inom livsmedelsproduktionen via exempelvis mjölk, spannmål och bladgrönsaker.

TABELL 1

Sammanfattning av några radioaktiva ämnens egenskaper samt exempel på livsmedelsgrupper som kan påverkas på kort och lång sikt.

	JOD	CESIUM		STRONTIUM	
RADIOAKTIVT ÄMNE	I-131	Cs-134	Cs-137	Sr-89	Sr-90
TYP AV STRÅLNING	$\beta + \gamma$	$\beta + \gamma$	$\beta + \gamma$	β	β
FYSIKALISK HALVERINGSTID	8 dygn	2 år	30 år	51 dygn	29 år
BIOLOGISK HALVERINGSTID*	ca 5 månader	ca 3,5 månader		ca 50 år	
EFFEKTIV HALVERINGSTID*	ca 1 vecka	ca 3,5 månader		ca 7 veckor	ca 18 år
LIKNNAR	Icke radioaktivt jod	Kalium		Kalcium	
ANSAMLAS I	Sköldkörtel	Muskler (merparten)		Skelett (merparten)	

EXEMPEL PÅ VIKTIGA LIVSMEDELSGRUPPER SOM PÅVERKAS:

KORT SIKT (veckor – månader)	Mjök, bladgrönsaker, dricksvatten	Mjök, bladgrönsaker, dricksvatten	Mjök, bladgrönsaker, dricksvatten
LÅNG SIKT (månader – år)	–	Mjök (naturbete), kött, spannmål, potatis och rotsaker, livsmedel från skog, insjöar och vattendrag	Mjök (naturbete), kött, spannmål, potatis och rotsaker, livsmedel från skog, insjöar och vattendrag

* Biologisk och effektiv halveringstid gäller för en vuxen människa. Halveringstider skiljer sig åt mellan unga och vuxna individer, samt mellan olika djurarter. Dessutom finns säsongvariationer för vilda djur beroende på näringsintag och ämnesomsättning.

Överföring från livsmedel till människa

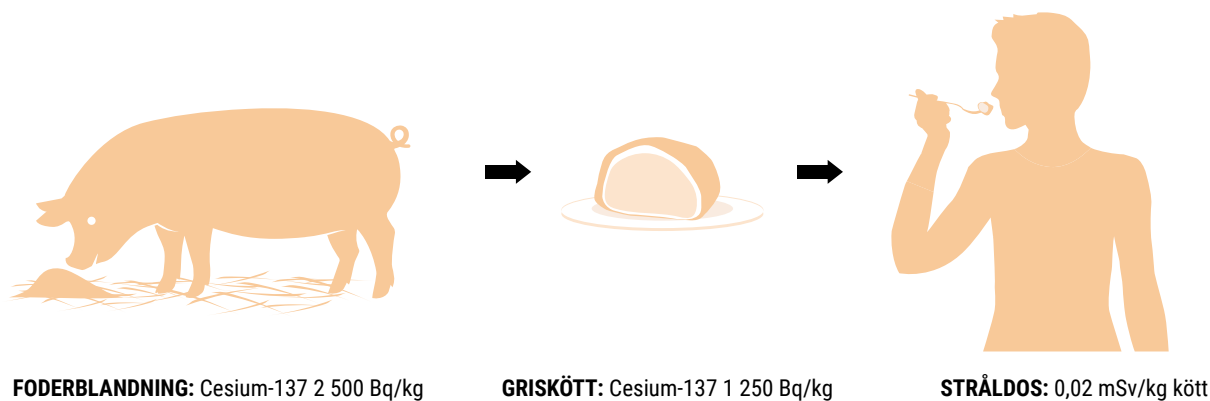
Nedan ges några exempel som visar överföring från livsmedel till människa. Beskrivningarna ska ses som just exempel för att få en bild av storleksordningen. Den exakta överföringen beror på en mängd olika faktorer som avgörs av den aktuella situationen, exempelvis säsong, växtförhållanden och typ av växt, djur och livsmedel.

Beskrivna exempel utgår från livsmedel med en halt motsvarande EU:s gränsvärden (se Gränsvärden inom EU vid kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation nedan).

Exempelvis är gränsvärdet för cesium-137 i gris- och nötkött 1 250 Bq/kg och för jod – 131 i mjölk 500 Bq/l. Mer om gränsvärden finns i avsnittet nedan om [Gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel och foder](#).

Överföringen i varje led beräknas med hjälp av så kallade överföringsfaktorer som sammanställs bland annat av FN:s internationella atomenergiorgan, IAEA. I [Fördjupning](#) beskrivs mer om detta i avsnittet [Överföringsfaktorer](#).

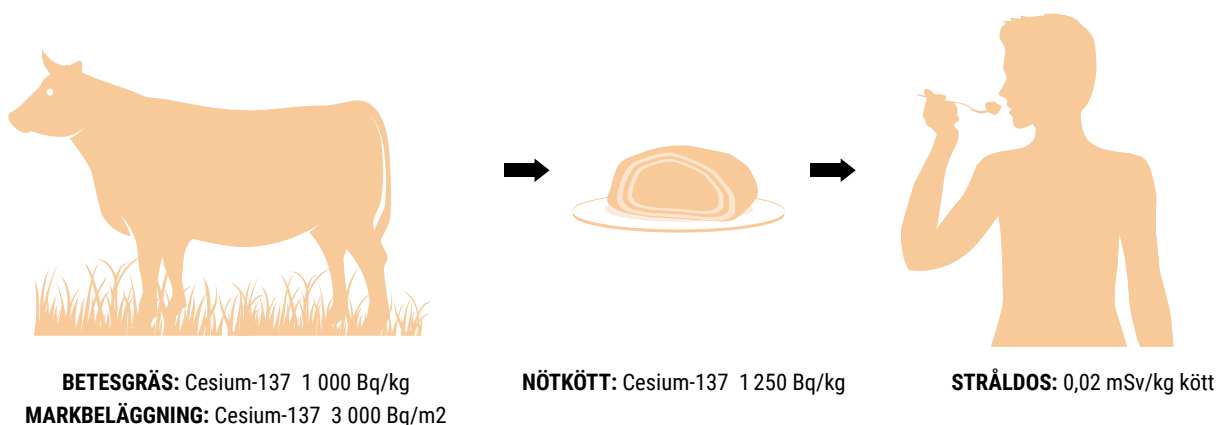
Figur 11 Exempel 1: Överföring av cesium-137 i näringskedjan foder-gris-kött-människa.



I **griskött** kan halten 1 250 Bq/kg för cesium-137 uppstå om grisen dagligen äter cirka 2,5 kg kontaminerad foderblandning innehållande 2 500 Bq/kg. En överföringsfaktor på 0,2 dag/kg används. $(2,5 \times 2\ 500 \times 0,2) = 1\ 250\ \text{Bq/kg}$

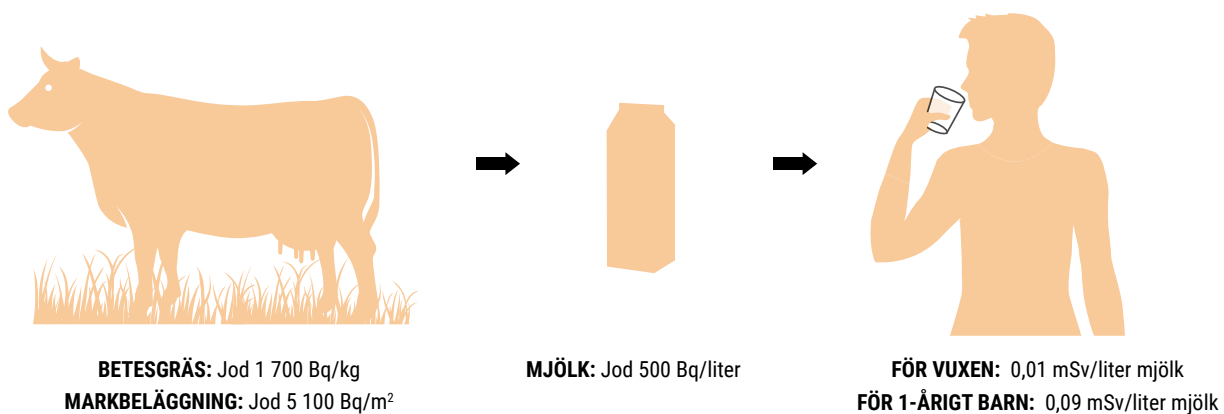
Notera: för att komma upp i EU:s gränsvärde för griskött är halten i foderblandningen en faktor 2 högre än EU:s gränsvärde för foder vid försäljning.

Figur 12 Exempel 2: Överföring av cesium-137 i näringskedjan betesgräs – nötkreatur – kött – människa.



I nötkött kan halten 1 250 Bq/kg för cesium-137 uppstå om nötkreaturet dagligen äter cirka 55 kg kontaminerat färskt betesgräs innehållande 1 000 Bq/kg. En överföringsfaktor på 0,022 dag/kg används.
 $(55 \times 1\ 000 \times 0,022) = 1\ 250\ \text{Bq/kg}$.

Figur 13 Exempel 3: Överföring av jod-131 i näringskedjan betesgräs – ko – mjölk – människa.



I mjölk kan halten 500 Bq/liter för jod-131 uppstå om kon dagligen äter cirka 55 kg kontaminerat färskt betesgräs innehållande 1 700 Bq/kg. En överföringsfaktor på 0,0054 dag/kg används.
 $(55 \times 1\ 700 \times 0,0054) = 500\ \text{Bq/liter}$

GRÄNSVÄRDEN FÖR RADIOAKTIVA ÄMNER I LIVSMEDEL OCH FODER

För att begränsa människans exponering för joniserande strålning via livsmedel finns gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel och foder. Dessa anger vilka nivåer av dessa som maximalt är tillåtna i olika typer av saluförda livsmedel respektive foder. Gränsvärden för människor baseras på:

- * Ett normalt årsintag av vanliga livsmedel.
- * Att den totala stråldosen inte ska överstiga 1 mSv det första året efter ett nedfall av radioaktiva ämnen.

Det finns gränsvärden som gäller inom EU samt särskilda gränsvärden för Sverige. Det beror på att Sverige tog fram nationella gränsvärden i samband med Tjernobylyolyckan, vilken skedde innan Sverige blev EU-medlem. I praktiken innebär det att det finns två gränsvärden för cesium-137, ett för Sverige och ett för EU. Vid en olycka så kommer EUs gränsvärden att gälla i hela EU.

Gränsvärden inom EU vid kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation

Inom EU finns gränsvärden fastställda för händelse av en kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation, se [tabell 2a](#) och [tabell 2b](#) nedan. Dessa gränsvärden blir tillämpliga först efter det att EU antar en så kallad genomförandeförordning. Detta kan vid behov komma att ske direkt efter att EU-kommissionen mottagit information om en olycka i en kärnteknisk anläggning eller annan radiologisk nödsituation. (Rådets förordning (Euratom*) 2016/52; Bilaga I och II för livsmedel och bilaga III för foder).

* EURATOM – Europeiska atomenergigemenskapen är ett samarbete kring kärnteknik mellan Europeiska unionens medlemsstater.

I [Fördjupning](#) beskrivs detta mer utförligt i avsnittet [Proceduren för genomförande av EU:s förordning om gränsvärden vid händelse av kärnteknisk olycka](#).

Medlemsstaterna kan vid behov välja att tillämpa gränsvärdet som gäller för flytande livsmedel även för dricksvatten. Genomförandeförordningen ska regelbundet ses över av kommissionen tillsammans med nationella experter med avseende på både giltighetstid och gränsvärden. Detta kan innebära att gränsvärden justeras för att vara bättre anpassade till de faktiska halterna som finns i olika livsmedel samt tillgången på dessa.

Tillgången på råvaror och/eller livsmedel kan till viss del påverka gränsvärdena. Om det exempelvis blir brist på råvaror och/eller färdiga livsmedel inom EU kan detta medföra en tillfällig höjning av gränsvärdena för att öka tillgången. En sådan höjning av EU-gränsvärdena kan endast göras efter samråd med den expertgrupp som avses i artikel 31 i fördraget.

Gränsvärden för radioaktiva ämnen i djurfoder finns också på förhand fastställda i EU, se [tabell 3](#) nedan. Rådets förordning (Euratom) 2016/52 har angett gränsvärden för cesiumisotoper (cesium-134 och -137) i djurfoder som är baserade på gränsvärden för radioaktivt cesium i livsmedel.

Många länder i Europa tillämpar redan EU:s gränsvärden vid kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation, dock inte Sverige. Se avsnitt nedan om Gällande gränsvärden i Sverige.

TABELL 2A

Gränsvärden som ska gälla i EU vid händelse av en kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation inom EU **för livsmedel enligt nedan**. Rådets förordning (Euratom) 2016/52.

ISOTOPGRUPP/ LIVSMEDELSGRUPP	LIVSMEDEL (BQ/KG) (A)			
	SPÄD- BARNMAT (B)	MJÖLK- PRODUKTER (C)	ANDRA LIVSMEDEL FÖRUTOM MINDRE VIKTIGA (D)	FLYTANDE LIVSMEDEL* (E)
Summan av radioaktiva strontiumisotoper, i synnerhet Sr-90 gäller även för jod	75	125	750	125
Summan av jodisotoper, i synnerhet I-131	150	500	2 000	500
Summan av alfastrålande isotoper av plutonium och transplutonier, i synnerhet Pu-239 och Am-241	1	20	80	20
Summan av alla andra nuklider med mer än 10 dagars halveringstid, i synnerhet Cs-134 och Cs-137(F)	400	1 000	1 250	1 000

(A) Värdena för koncentrerade eller torkade produkter ska beräknas på grundval av den ätfärdiga produkten. Medlemsstaterna får utfärda rekommendationer om villkoren för utspädning för att säkerställa att gränsvärdena i denna förordning respekteras.

(B) Spädbarnsmat definieras som livsmedel avsedda för spädbarn under de tolv första levnadsmånaderna, vilka till fullo uppfyller näringskraven för denna människogrupp och saluförs i detaljhandeln i förpackningar som är tydligt märkta som sådana.

(C) Mjölksprodukter definieras som produkter som faller under följande KN-nummer, inklusive i förekommande fall senare justeringar: 0401 och 0402 (utom 0402 29 11).

(D) Mindre viktiga livsmedel och de tillämpliga motsvarande värdena anges i bilaga II i Rådets förordning (Euratom) 2016/52.

(E) Flytande livsmedel så som de definieras i nummer 2009 och i kapitel 22 i Kombinerade nomenklaturen. Värdena har beräknats med hänsyn till förtäring av kranvatten och samma värden får tillämpas för dricksvatten enligt beslut av behöriga myndigheter i medlemsstaterna.

(F) Radioaktivt kol (C-14), tritium och kalium-40 är inte inkluderade i denna grupp.

*** FLYTANDE LIVSMEDEL**

Samma värden får tillämpas för dricksvatten enligt beslut av behöriga myndigheter i medlemsstaterna.

TABELL 2B

Gränsvärden som ska gälla i EU vid händelse av en kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation inom EU **för mindre viktiga livsmedel** (huvudsakligen kryddor) enligt förteckningen i punkt 1, i bilaga II i Rådets förordning (Euratom) 2016/52.

ISOTOPGRUPP	(BQ/KG)
Summan av strontiumisotoper, i synnerhet Sr-90	7 500
Summan av jodisotoper, i synnerhet I-131	20 000
Summan av alfastrålande isotoper av plutonium och transplutonier, i synnerhet Pu-239 och Am-241	800
Summan av alla andra nuklider med mer än 10 dagars halveringstid, i synnerhet Cs-134 och Cs-137(G)	12 500

(G) Radioaktivt kol (C-14), tritium och kalium-40 är inte inkluderade i denna grupp.

TABELL 3

Gränsvärden som ska gälla i EU vid händelse av en kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation inom EU **för djurfoder**. Gränsvärden syftar på summan av cesium-134 och cesium-137. Rådets förordning (Euratom) 2016/52.

FODER FÖR	BQ/KG(H) (I)
Svin	1 250
Fjäderfä, lamm, kalvar	2 500
Övriga	5 000

(H) Dessa värden ska medverka till att gränsvärdena för livsmedel inte överskrids; ensamma garanterar de inte detta under alla förhållanden, och minskar inte kravet på kontroll av radioaktivitetsnivån i animaliska produkter avsedda som livsmedel.

(I) Dessa värden ska tillämpas på foder färdigt för konsumtion.

Gränsvärden vid import till EU från tredje land som tidigare drabbats av Tjernobylolyckan

För import av jordbruksprodukter till EU från vissa tredje land gäller gränsvärden enligt rådets förordning 733/2008 och kommissionens förordning 1609/2000, se tabell 4 nedan.

Vid en kärnkraftsolycka utanför EU kan vid behov en ny förordning antas för den specifika situationen. Det sistnämnda förfarandet tillämpades vid import av livsmedel från Japan till EU efter olyckan i Fukushima (EU 2016/6).

TABELL 4

Gränsvärden gällande i EU för summan av cesium-134 och -137 i importerade varor till EU från tredje land efter Tjernobylolyckan. Rådets förordning (Euratom) 733/2008 och kommissionens förordning 1609/2000.

370 BQ/KG	600 BQ/KG
barnmat och vissa mjölk och mjölkprodukter	vissa andra livsmedel, bland annat kött och köttprodukter samt svamp

Gränsvärden i Sverige

Gränsvärden för radioaktivt cesium, cesium-137, togs fram av svenska myndigheter i samband med Tjernobylolyckan 1986. I Tabell 5 nedan presenteras gällande gränsvärden för cesium-137 i livsmedel.

Det finns skillnader mellan de svenska gränsvärden som gäller idag och de initiala gränsvärden som vid en eventuell olycka kommer att gälla i EU. I svensk lagstiftning finns endast gränsvärden för cesium-137 medan EU:s innehåller flera radioaktiva isotoper. Gränsvärdena för cesium-137 skiljer sig till viss del åt mellan lagstiftningarna. För vissa livsmedel, till exempel barnmat och mjölkprodukter, tillåter EU:s gränsvärden högre halter. För andra livsmedel, till exempel renkött, är EU:s gränsvärden lägre.

Om en olycka inträffar och EU-gränsvärdena görs tillämpliga kommer de att vara överordnade de svenska gränsvärdena. Sen när olyckssituationen är över och EU-gränsvärdena upphört att gälla så kan de svenska gränsvärdena tillämpas igen.

För dricksvatten utgörs inte gränsvärdet av en angiven koncentration för specifika ämnen. Istället får den totala dosen från normalt intag av vattnet (indikativ dos) inte överstiga 0,1 mSv/år. För att indikera förekomst av olika radionuklider finns en screeningmetod som mäter total alfa-aktivitet och beta-aktivitet. För mer detaljer se Livsmedelsverkets föreskrift om dricksvatten SLVFS 2001:30.

TABELL 5

Gränsvärden **gällande i Sverige för cesium-137 i saluförda livsmedel efter Tjernobylolyckan**. Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 2004:7) om ändring i Livsmedelsverkets föreskrifter (SLVFS 1987:4)

300 BQ/KG FÖR BASLIVSMEDEL	1 500 BQ/KG FÖR ÖVRIGA LIVSMEDEL
kött och andra ätliga delar av tamboskap samt beredningar därav	kött mm från ren och vilt som älg, rådjur m fl
spannmålsprodukter	vilda bär
frukt, utom nötter	svamp
köksväxter, utom svamp	insjöfisk
mejeriprodukter	nötter
barnmat	
havsfisk	

02

ANSVAR & ROLLER

VEM GÖR VAD VID ETT RADIOAKTIVT NEDFALL

Ett nedfall av radioaktiva ämnen innebär inte någon förändring när det gäller ansvaret för krishantering generellt eller för produktion, hantering eller kontroll av livsmedel. Händelsen kommer ställa stora krav på både aktörer om livsmedelskedjan och myndigheter att samverka i hanteringen av krisen och samordningen på lokal, regional och nationell nivå.

Här följer en beskrivning av viktiga aktörer och aktörer med ansvar vid händelse av ett radioaktivt nedfall:

REGERINGEN

Regeringen är i första hand ansvarig för mer strategiska frågor rörande krishanteringen om olyckan eller utsläppet är omfattande och berör ett stort geografiskt område. I praktiken hanteras dessa frågor i stor utsträckning av regeringens berörda myndigheter.

LÄNSSTYRELSENA

Länsstyrelsen har det geografiska områdesansvaret i länet och är därmed en sammanhållande länk mellan lokala (kommuner, regioner och näringsliv) och nationella aktörer. Länsstyrelsen ska före, under och efter en kris samordna de åtgärder som måste vidtas. Länsstyrelsen ska verka för en gemensam inriktning. Länsstyrelsen ska även sammanställa en samlad regional lägesbild, rapportera till regeringen och samordna informationen till allmänheten i länet.^(A)

Länsstyrelsen ansvarar för räddningstjänst vid utsläpp av radioaktiva ämnen från en kärnteknisk anläggning, så kallad statlig räddningstjänst. Statlig räddningstjänst gäller då åtgärder som krävs för att skydda allmänheten från en överhängande fara i samband med utsläpp.^(B)

Länsstyrelsen ansvarar också för sanering efter sådan olycka. Saneringen handlar om åtgärder för att möjliggöra att man åter kan använda mark, vatten, anläggningar och annan egendom som förorenats.^(C)

Länsstyrelsen ska även säkerställa att information går ut till alla som kan komma att beröras av olyckan om vad som har hänt och hur man ska göra för att skydda sin hälsa. Denna information måste omedelbart gå ut till direkt berörda.^(D)

Vid räddningstjänst har räddningsledaren rätt att fatta beslut om tjänsteplikt och ingrepp i annans rätt. Tjänsteplikt gäller inte under saneringsarbetet, däremot kan saneringsledaren i vissa fall göra ingrepp i annans rätt.

^(A) 6 § förordningen (2015:1052) om krisberedskap och bevakningsansvariga myndigheters åtgärder vid höjd beredskap, 3 och 4 §§ förordningen (2017:870) om länsstyrelserna krisberedskap och uppgifter vid höjd beredskap och 7 § förordningen (2017:868) med länsstyrelseinstruktion.

^(B) 4 kap 15 § förordningen (2003:789) om skydd mot olyckor.

^(C) SRV 2007:4 om länsstyrelsens beredskap för sanering efter utsläpp av radioaktiva ämnen.

^(D) 4 kap 18 § förordning (2003:789) om skydd mot olyckor.

Statliga myndigheter, kommuner och enskilda ska på länsstyrelsens begäran lämna ut upplysningar om personal och egendom som kan användas i räddningstjänsten eller saneringen. Statliga myndigheter och kommuner är skyldiga att bidra med personal och egendom vid såväl räddningsinsats som vid saneringsarbete. Skyldigheten gäller bara om de har lämpliga resurser och om deltagandet inte allvarligt hindrar den egna verksamheten.

KOMMUNERNA

På lokal nivå har kommunerna ett områdesansvar, vilket bland annat innebär att kommunerna ska verka för samordning av andra aktörers agerande inom kommungränsen och samordna informationen till allmänheten.^(E) Detta ansvar kan innebära att utfärda råd och rekommendationer som berör livsmedel. Kommunerna även en skyldighet att medverka i saneringsarbetet om den kommunala verksamheten som behöver bedrivas så tillåter.

MYNDIGHETEN FÖR SAMHÄLLSSKYDD OCH BEREDSKAP (MSB)

Myndigheten verkar bland annat för samordningen på nationell nivå för de aktörer som är med och hanterar händelsen, bland annat med gemensamma konferenser för att ta fram en gemensam lägesbild. MSB stödjer även aktörerna i samordningen av information till allmänhet och media, exempelvis råd och rekommendationer men även andra aspekter av händelsen genom [Krisinformation.se](https://www.krisinformation.se)^(F). MSB samordnar också internationella stödinsatser om så skulle bli aktuellt.

STRÅLSÄKERHETSMYNDIGHETEN (SSM)

Strålsäkerhetsmyndigheten ger råd om strålskydd och sanering efter utsläpp av radioaktiva ämnen.

SSM stödjer länsstyrelserna med kartläggningen av nedfallets utbredning och innehåll^(G). Under SSM:s ledning finns en särskild nationell organisation för expertstöd, inriktad mot kvalificerad mätning av joniserande strålning och kvantifiering av radioaktiva ämnen. SSM upprätthåller denna organisation genom avtal med de aktörer som ingår i organisationen vilka består av myndigheter, universitet och företag, samtliga med expertkompetens inom strålningsmätning med mera.

JORDBRUKSVERKET

Jordbruksverket är expertmyndighet inom jordbruk, fiske och landsbygdsutveckling^(H). Jordbruksverket roll är bland annat att bidra till att minska konsekvenserna för jordbrukssektorn vid nedfall av radioaktiva ämnen. Utifrån sitt ansvarsområde kommunicerar Jordbruksverket därför råd och rekommendationer samt ger stöd. Vid ett nedfall av radioaktiva ämnen kan

(E) 2 kap 7 § (2006:544) om kommuners och landstings åtgärder inför och vid extraordinära händelser i fredstid och vid höjd beredskap (LEH).

(F) 7 § förordningen (2008:1002) med instruktion för Myndigheten för samhällsskydd och beredskap).

(G) 4 kap 21 § förordningen (2003:789) om skydd mot olyckor.

(H) 1 § förordning (2009:1464) med instruktion för Statens jordbruksverk.

detta exempelvis handla om förslag till rekommendationer till länsstyrelser i frågor som rör djurskydd och sanering. Jordbruksverket får också meddela föreskrifter eller i enskilda fall besluta om villkor för eller förbud mot införsel, utförsel, tillverkning, utsläppande på marknaden, användning och bortskaffande av samt annan befattning med foder eller ett visst parti av foder^(I).

LIVSMEDELSVERKET

Livsmedelsverket är expert- och central kontrollmyndighet för mat och dricksvatten^(J). Livsmedelsverket ger information till kontrollmyndigheter, branschorganisationer, livsmedelsproducenter, handel och konsumenter i samband med en olycka. Det kan till exempel handla om riskvärderingar, gränsvärden, kostråd och mätning av livsmedel. Om det behövs för att skydda människors liv och hälsa kan Livsmedelsverket fatta beslut i ett enskilt fall om förbud eller villkor för handhavande, införsel till landet eller utsläppande på marknaden av livsmedel^(K).

LIVSMEDELSFÖRETAG

Lagstiftningen som rör livsmedelssäkerhet är gemensam för alla EU-länder. Där pekas livsmedelsföretagen ut som ytterst ansvariga för att de livsmedel som de producerar och släpper ut på marknaden också är säkra att äta. Detta ändras således inte och gäller även i händelse av ett radioaktivt nedfall^(L).

BRANSCHORGANISATIONER

Även en dialog mellan myndigheter och olika branschorganisationer och livsmedelsföretag inom livsmedelskedjan spelar en viktig roll i hanteringen av konsekvenserna av ett radioaktivt nedfall. I och med att branschorganisationerna har ett nära samarbete med sina medlemsföretag har de också kunskap och förståelse om de behov och utmaningar som livsmedelsföretagen har i sin verksamhet för att kunna producera säkra livsmedel. Kontakter med branschorganisationer och företag är viktigt att ha för berörda myndigheter i framtagandet av relevanta råd, rekommendationer och stöd.

NATIONELL EXPERTGRUPP FÖR SANERING (NESA)

NESA består av kompetenser från Strålsäkerhetsmyndigheten, Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB), Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI), Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Jordbruksverket (SJV) och Livsmedelsverket (SLV) som har expertkunskap och kan ge stöd i bland annat saneringsåtgärder, långsiktiga konsekvenser efter ett nedfall av radioaktiva ämnen, avfallshantering och erfarenheter från Tjernobyl och Fukushima. Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB) är sammankallande.

(I) 7 § förordningen (2006:814) om foder och animaliska biprodukter.

(J) 1 § förordningen (2009:1426) med instruktion för Livsmedelsverket.

(K) 6 § livsmedelslagen (2006:804) och 5 § livsmedelsförordningen (2006:813).

(L) artikel 14.1 och artikel 17.1 i förordningen (EG) nr 178/2002.

SAMVERKAN, SAMORDNING OCH KOMMUNIKATION

Beskrivningen ovan visar att råd, rekommendationer och stöd som berör livsmedelskedjan är en viktig del av arbetet och kan komma att kommuniceras av flera olika aktörer. Detta ställer stora krav på samordning för att säkerställa att informationen är relevant och inte motstridig med risk att ge dubbla budskap. För att uppnå denna samordning bör aktörerna arbeta enligt de etablerade samverkansrutiner som finns för samhällsstörningar enligt "Gemensamma grunder för samverkan och ledning vid samhällsstörningar" (se www.msb.se/samverkanledning)

Huruvida råden följs kan påverka om målen med hanteringen uppnås. Konsumenters och livsmedelsföretags förtroende för myndigheterna är därmed centralt. Därför behöver det skapas sammanhang och bakgrund till råd och rekommendationer. Exempelvis att beskriva händelsen i stort, vilka konsekvenser den fått samt vilka åtgärder ansvariga aktörer behöver vidta och varför. Åtgärder och prioriteringar behöver förklaras och motiveras samtidigt som frågor behöver besvaras på ett enhetligt och samordnat sätt.

För att hanteringen ska bli framgångsrik måste den bygga på en analys av vad konsumenter och livsmedelsföretag behöver veta och vilka specifika kommunikationsbehov som finns inom olika målgrupper. De hanterande aktörerna behöver sedan arbeta tillsammans för att möta dessa behov på ett samordnat sätt. Kapitlet **Kommunikation** beskriver en metodik för hur aktörerna kan göra förberedande analyser av kommunikationsbehov, dels utifrån själva hanteringen, dels ur konsumenternas och livsmedelsföretagens perspektiv. Detta för att slippa börja från början med kommunikationsfrågan i en skarp situation.



ANSVAR OCH ROLLER INOM LIVSMEDELSKEDJAN

Kontrollmyndigheterna i livsmedelskedjan (Livsmedelsverket, länsstyrelserna, kommuner och försvarsinspektören) har som uppgift att genomföra olika kontrollåtgärder för att följa upp att företagen följer lagstiftningen. Detta innebär bland annat att livsmedel som saluförs ligger under gällande gränsvärden.

Kontrollmyndigheternas ansvar är följande:

- * Besluta om nödvändiga åtgärder och se till att de efterlevs.
- * Genomföra livsmedelskontroll
- * Ge råd, rekommendationer och stöd till livsmedelsföretag samt till konsumenter
- * Utfärda föreskrifter och restriktioner för livsmedel

Livsmedelsverket leder och samordnar livsmedelskontrollen i Sverige och har även föreskriftsansvar. Länsstyrelserna har även uppgift att följa upp hur de egna kommunerna utför sin livsmedelskontroll. Detta innebär exempelvis hur kontrollen planeras, genomförande av inspektioner och revisioner samt bedömning, rapportering och uppföljning av eventuella avvikelser.



Fördelningen av ansvaret för kontrollen av livsmedelskedjans företag är fördelat mellan Livsmedelsverket, Jordbruksverket, Försvarsinspektören, länsstyrelserna, kommunerna⁽⁰⁾:

LIVSMEDELSVERKET

- * Slakterier, styckningsanläggningar och andra anläggningar som hanterar kött (inklusive ren och vilt)
- * Mejerier
- * Större livsmedelsföretag som vidareförädlar livsmedel (vissa stora kommuner kan även ha kontroll på större livsmedelsföretag)
- * Gränskontroll för animalier och vegetabilier från länder utanför EU

JORDBRUKSVERKET

- * Foderproducenter, inklusive transport av foder och foderbutiker
- * Gränskontroll för levande djur och foder av animaliskt ursprung

LÄNSSTYRELSEN

- * Primärproducenter såsom
 - Råvaror eller produkter från jordbruket. Exempelvis mjölk, ägg, uppfödning av djur för köttproduktion eller odling av spannmål och oljeväxter
 - Frukt, grönsaker, bär och svamp
 - Vilt och fiske
 - Rennäring
 - Odling av fisk
 - Djurskydd

KOMMUNERNA

- * Alla övriga livsmedelsföretag som exempelvis
 - Mindre företag som förädlar livsmedel
 - Butiker
 - Importörer/grossister/matmäklare
 - Offentliga kök
 - Restauranger
- * Dricksvattenproducenter (dricksvatten räknas som livsmedel i Sverige)

⁽⁰⁾ 2 § förordningen (2009:1426) med instruktion för Livsmedelsverket och Statens jordbruksverkets föreskrifter, allmänna råd (SJFS 2007:21) om offentlig kontroll av foder och animaliska biprodukter, 3 § förordningen (2017: 868) med länsstyrelseinstruktion

Offentlig kontroll

Offentlig kontroll kallas det arbete som kontrollmyndigheterna genomför för att säkerställa att livsmedelslagstiftningen efterlevs. Kontrollerna dokumenteras genom en kontrollrapport där eventuella identifierade avvikelser mot lagstiftningen tas med. Avvikelser ska korrigeras av företaget och kontrollmyndigheten följer sedan upp att åtgärder har genomförts.

Exempel på kontrollaktiviteter är inspektioner på livsmedelsföretag inklusive genomgång av företagets program för egen kontroll med tillhörande dokumentation. Andra kontrollaktiviteter kan vara till exempel kontroll av märkning och spårbarhet.

Provtagning och analys

Kontrollmyndigheterna kan ta prov på livsmedel för att se att de är säkra. Detta kan ske som stickprov hos producenten men även i senare led, till exempel butik. För att kunna göra en bra analys ställs höga krav på själva provtagningen, val av analysmetod samt rätt kompetens för utföraren av analysen. För de flesta analyser måste en ackreditering finnas, det vill säga att metoder och utförare är kvalitetsgranskade av ett godkänt ackrediteringsorgan, till exempel SWEDAC. Detta krävs för att resultatet av analysen ska kunna användas i den offentliga kontrollen. Vid en händelse där det omgående krävs analyser och ingen ackrediterad metod finns kan tillstånd ges till nationella referenslaboratorium att använda (EU 2017/625. Artikel 34.3).

Livsmedelsföretagens roll och ansvar

Livsmedelsföretagens ansvar är följande:

- * Producera livsmedel som är säkra för konsumtion, vilket bland annat kan innebära att halter av radioaktiva ämnen ska ligga under gällande gränsvärden
- * Upprätta och följa ett program för egen kontroll av de livsmedel som produceras

Egen kontroll av livsmedel

Enligt lagstiftningen ska livsmedelsföretag genomföra egen kontroll i syfte att producera säkra livsmedel och som planeras och styrs genom ett särskilt kontrollprogram (enligt de så kallade) som upprättas av företaget. Programmet ska vara uppbyggt enligt de så kallade HACCP-principerna (läs mer på www.livsmedelsverket.se) vilket bland annat innebär bland annat en identifiering av faror i produktionen som kan orsaka att livsmedel inte är säkra för konsumtion. Vidare inrätta rutiner för att ha dessa faror under kontroll vid tillverkningen samt korrigerande åtgärder om fel ändå skulle uppstå. Den egna kontrollen ska också dokumenteras för att kunna följas upp.

Kontroll i händelse av ett radioaktivt nedfall

Radioaktivitet i livsmedel, i alla fall i dagsläget, tillhör inte de vanligare identifierade farorna vid produktion av livsmedel. I händelse av en ny olycka behöver därför både livsmedelsföretag och kontrollmyndigheter bygga upp kompetens inom detta område såsom risker och konsekvenser för produktion och konsumtion, gränsvärden, provtagning och mätning och var man kan vända sig för att få expertstöd. Vidare anpassa planeringen av kontrollen och kontrollåtgärderna utifrån de nya riskerna.

Offentlig kontroll vid ett radioaktivt nedfall

Det är rimligt att anta att kontrollmyndigheterna skulle genomföra riktade kontrollprojekt i syfte att följa upp att gränsvärden inte överskrids, samt för att öka kunskapen om konsekvenserna av nedfallet som sådant.

Ett kontrollprojekt skulle kunna inkludera följande:

- * Vilken typ av anläggning och/eller livsmedel som ska kontrolleras, exempelvis mjölk på mejeri.
- * Vilken typ av kontroll som ska göras, exempelvis analys av jod-131 och cesium-137.
- * När i tid kontrollerna ska göras, till exempel ett visst startdatum och slutdatum.
- * Med vilken frekvens kontrollerna ska göras, till exempel av varje tankbil som anländer till mejeriet.

Troligtvis kommer även EU-kommissionen, i händelse av en olycka med nedfall av radioaktiva ämnen, att komma med anvisningar om olika kontrollåtgärder.

Företagens egen kontroll vid ett radioaktivt nedfall

Vid ett radioaktivt nedfall kan livsmedelsföretagens program för egen kontroll behöva uppdateras om det finns en risk för förekomst av radioaktiva ämnen i produkten. Detta för att säkerställa att de livsmedel som produceras ligger under gällande gränsvärden. Åtgärderna kan se olika ut beroende på vilken typ av livsmedel som produceras samt vilka processer och hanteringssteg som livsmedlet passerar. Här kan också ett samråd mellan företagaren och kontrollmyndigheten vara på sin plats. Exempel på åtgärder i den egna kontrollen kan vara att krav på leverantören att råvaror blivit mätta och visats ligga under gällande gränsvärden innan leverans. Vidare kan extra kontroll av råvarors ursprung kunna ingå i egenkontrollen. I senare steg i processen även genomföra mätningar av färdiga livsmedel.

Förutom uppdatering av programmet för egen kontroll kan andra åtgärder behöva genomföras, se nedan i kapitlet om Åtgärder.

En ny olycka skulle kunna innebära behov av egen mätutrustning hos vissa livsmedelsproducenter. Exempel på detta var mejerinäringen efter Tjernobylyckan 1986.

Behov av mätning av radioaktivitet kommer att öka

Vid ett nedfall av radioaktiva ämnen uppstår ett ökat behov av att mäta livsmedel, inte bara hos livsmedelsföretag och kontrollmyndigheter, utan även hos allmänheten. Inte minst eftersom det kommer att finnas nya gränsvärden för radioaktiva ämnen. Situationen i Sverige idag med endast ett fåtal kvalificerade laboratorier som kan mäta livsmedel kan då bli en flaskhals, framför allt i det initiala skedet. Se även angående mätning av livsmedel i kapitlet om [Strålningsmätningar](#) i [Fördjupningsdelen](#) nedan.

Krav från andra länder

Om ett nedfall av radioaktiva ämnen drabbar ett land, kommer omvärlden troligtvis att vara försiktiga när det gäller att bedriva handel med detta land. Efter olyckan i Fukushima var det därför mycket viktigt för Japan och japanska livsmedelsproducenter att kunna visa att livsmedel som exporterades till andra länder inte bara låg under, utan även långt under de gränsvärden som gällde för export. Syftet med dessa krav var bland annat att dämpa oron, förekomma rykten och tvivel samt att förebygga eventuella problem vid transport. Utifrån dessa erfarenheter är det inte alls otänkbart att andra länder vid en framtida olycka kommer att ställa krav på att livsmedel från ett nedfallsdrabbat land ska ha halter långt under gällande gränsvärden och vidare att detta kan verifieras med strålningsmätningar. Även om ett nedfall bara drabbat ett begränsat område i ett land skulle troligen omvärlden ändå ställa krav på mätning av livsmedel från hela det drabbade landet.

Sanering av radioaktiva ämnen

Saneringens syfte är att minska stråldoser och negativa effekter, så att man exempelvis ska kunna återanvända mark, vatten, anläggningar och annan egendom som tidigare kontaminerats av utsläpp av radioaktiva ämnen. Lagstiftningen säger att "Staten är skyldig att vidta sådana åtgärder endast i den utsträckning detta är motiverat med hänsyn till följderna av utsläppet, det hotade intressets vikt, kostnaderna för insatsen och omständigheterna i övrigt" ^(N).

Saneringen skulle till exempel kunna omfatta åtgärder i livsmedelskedjan som har syftet att förhindra eller minska exponeringen av radioaktiva ämnen i foder och livsmedel.

Länsstyrelserna är ansvariga för saneringen efter en kärnkraftsolycka som drabbat länet, vilket även nämnts ovan. Regeringen kan i förekommande fall föreskriva eller besluta att en länsstyrelse också tar över saneringsansvaret inom flera län. Om flera län är inblandade samordnas saneringsarbetet med stöd av Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB).

Sanering efter en kärnkraftsolycka omfattas av definitionen "verksamhet med joniserande strålning" enligt Strålskyddslagen (2018:396) och är därmed en tillståndspliktig verksamhet. Verksamhet som bedrivs av företag kan komma att omfattas av detta, beroende på vilken exponering arbetsuppgifter kan komma att leda till. Tillstånd ska då sökas från Strålsäkerhetsmyndigheten och kan vara förenat med villkor för hantering och förvaring av radioaktiva ämnen.

^(N) 4 kap 8 § lagen (2003:778, om skydd mot olyckor).

Nationell Expertgrupp för Sanering (NESA) ger stöd till länsstyrelser och centrala myndigheter i saneringsfrågor.

Det är troligt att Länsstyrelsen tar stöd av privata entreprenörer för att utföra det praktiska arbetet med sanering enligt dessa kriterier. Även kommuner har ett ansvar att delta i saneringsarbete om det inte allvarligt hindrar kommunens vanliga verksamhet^(M). Huvudansvaret ligger dock fortfarande hos länsstyrelsen.

Sanering av livsmedelsföretag

Lantbrukare får sannolikt en avgörande roll i genomförandet av åtgärder på den egna marken utifrån råd och rekommendationer från myndigheterna. På motsvarande sätt kan andra typer av livsmedelsföretagare behöva genomföra vissa saneringsåtgärder, till exempel i de egna lokalerna, för att kunna producera säkra livsmedel. Mer om denna typ av åtgärder finns under kapitlet [Åtgärder](#).

^(M) 4 kap 8 § lagen (2003:778, om skydd mot olyckor).

03

GEOGRAFISKA OMRÅDEN DÄR LIVSMEDEL

KAN KONTAMINERAS

INITIALT ANVÄNDS BERÄKNINGAR OCH PROGNOSE FÖR ATT BEDÖMA VAR NEDFALL SKER

Vid risk för utsläpp

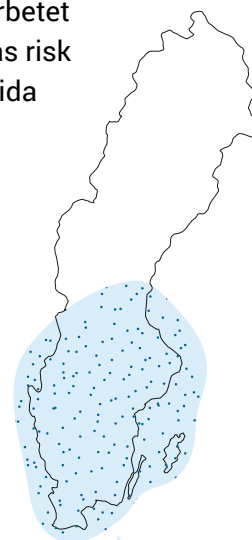
Vid risk för ett utsläpp av radioaktiva ämnen, liksom direkt efter ett nedfall, finns av förklarliga skäl ännu inget resultat från strålningsmätningar. Därför bedöms initialt nedfallets utbredning utifrån prognoser och förberäknade exempel. I takt med att olika typer av strålningsmätningar sedan genomförs kompletteras underlaget och bedömningarna blir mer och mer specifika.

Vid risk för ett utsläpp från ett kärnkraftverk behöver Strålsäkerhetsmyndigheten och länsstyrelserna, i samverkan med övriga expertmyndigheter, identifiera de geografiska områden som skulle kunna drabbas i händelse av ett nedfall. Man bör sedan undersöka om det finns möjligheter att vidta åtgärder i dessa områden i syfte att minska eventuella konsekvenser i livsmedelskedjan.

I rapport "2017:27 Översyn av beredskapszoner" (Strålsäkerhetsmyndigheten 2017) finns en sammanställning av de avstånd kring utsläppskällan där det skulle kunna bli problem med produktion och hantering av olika typer av livsmedel. Underlaget utgår från de gränsvärden som satts för saluhållande av livsmedel i händelse av ett radioaktivt nedfall i enlighet med EU-förordningen 2016/52. I rapporten finns ett antal fall som tagits fram med hjälp av spridningsberäkningar. Beräkningarna utgår från olika scenarier, även kallade dimensionerande händelser, som används i beredskapsplaneringen för kärnkraftsolyckor. Varje sådant scenario är tänkt att ge stöd i arbetet med att definiera de geografiska områden där det kan finnas risk för att halten för radioaktiva ämnen i livsmedel kan överskrida gällande gränsvärden.

I **Fördjupning** finns denna sammanställning i avsnittet [Avstånd där det kan bli problem med produktion och hantering av livsmedel](#).

Det definierade området för varje scenario (dimensionerande händelse) anger ett avstånd från utsläppskällan där åtgärder kopplade till produktion och hantering av livsmedel kan vara motiverade. I brist på annan information kan detta initialt utgöra ett underlag för att bedöma möjliga åtgärder.

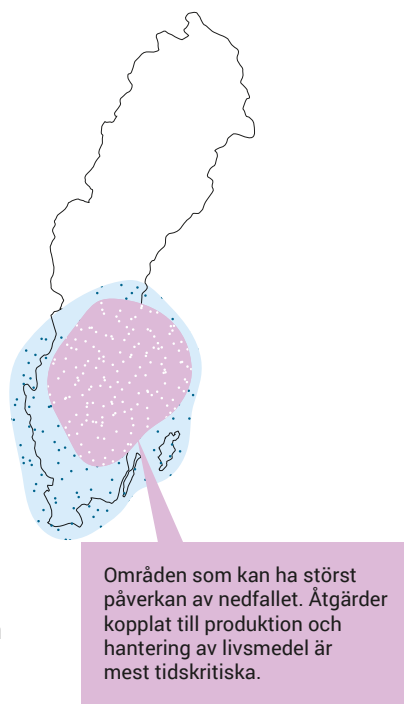


Områden där åtgärder kopplat till produktion och hantering av livsmedel kan vara motiverade

Figur 14 / Exempelskiss som illustrerar ett tänkt område där åtgärder kan vara motiverade. Skissen ska endast ses som ett tankestöd.

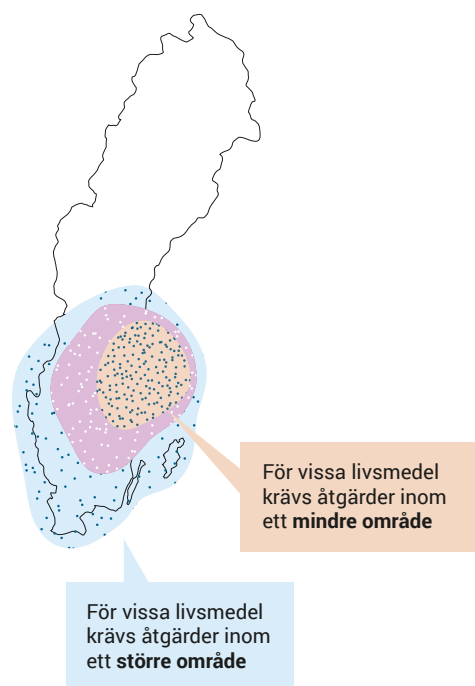
Direkt efter ett utsläpp

Efter utsläppet finns mer information om olyckan som till exempel om konsekvenslindrande system fungerat eller inte. Detta påverkar antaganden gällande utsläppets innehåll, utsläppsmängd och förloppet. Myndigheterna kan utifrån detta göra ett bättre urval bland de förberäknade fallen som nämnts ovan. Markbeläggning kan då uppskattas bättre och en bedömning kan göras av vilka geografiska områden som borde vara mest respektive minst påverkade inom de avstånd som angivits innan utsläppet, se exempelskiss i figur 15. Det är viktigt att tänka på att bedömningarna även nu är baserade på antaganden. Efter utsläppet finns också kunskap om det faktiska vädret vilket ger värdefull information när det gäller själva spridningen av de radioaktiva ämnena. Avstånden i ovan nämnda rapport "2017:27 Översyn av beredskapszoner" (Strålsäkerhetsmyndigheten 2017) kan därför hamna längre ut från utsläppskällan, kärnkraftverket, än de som angivits i rapporten. Detta eftersom det aktuella vädret också kan påverka hur långt nedfallet sprids. Oavsett ger avstånden i rapporten en god fingervisning.



Figur 15 Exempelskiss som illustrerar område där åtgärder kan antas vara mest tidskritiska. Skissen ska endast ses som ett tankestöd.

Som tidigare beskrivits tar vissa livsmedel upp mer av radioaktiva ämnena än andra. Vissa livsmedel når också konsumenten snabbare än andra livsmedel. Därför kommer geografiska områden där åtgärder behöver genomföras skilja sig när det gäller olika livsmedel, se exempelskiss i figur 16. För mjölk finns exempelvis risk att gränsvärdet för radioaktivt jod överskrids redan vid relativt låga beläggningsnivåer av jod om olyckan sker då djuren vistas utomhus. Mjölken når också konsumenten snabbt. Därmed kommer mjölk sannolikt kräva större åtgärder än exempelvis grödor. För de flesta grödor, med undantag av exempel bladgrönsaker, krävs högre beläggningsnivåer innan gränsvärdena överskrids.



Figur 16 Exempelskiss som illustrerar att åtgärdsområdet kan variera mellan olika livsmedel. Skissen ska endast ses som ett tankestöd.

EFTER NEDFALLET KOMPLETTERAR STRÅLNINGSMÄTNINGAR BILDEN

Efter ett nedfall av radioaktiva ämnen är det viktigt att få en bild av nedfallet. I de geografiska områden som har påverkats kan också livsmedel ha kontaminerats. Den lägesbild som skapas successivt genom strålningsmätningar utförs med hjälp av mätresurser på nationell, regional och kommunal nivå. Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) arbetar tillsammans med länsstyrelsernas indikeringsorganisationer med kartläggning av nedfallets utbredning och innehåll. Strålsäkerhetsmyndigheten ansvarar för ett system, RADGIS, för lagring och visualisering av dessa mätdata.

Eftersom tillgängliga resurser för provtagning, mätning och analys är begränsade kommer prioriteringar behöva göras hur de samlade mätresurserna ska användas på bästa sätt i den rådande situationen. Detta görs lämpligast genom samverkan mellan involverade aktörer.

Utifrån uppmätt markbeläggning är det möjligt att göra en uppskattning av vilka geografiska områden som har sådana nedfallsnivåer att problem kan uppstå. Denna uppskattning blir ett underlag för val av åtgärder, till exempel inom livsmedelsproduktionen.

För att få ett säkrare underlag för bedömning, är det viktigt att strålningsmätningar inleds så snart som möjligt efter nedfallet. Kartläggningsarbetet kommer att ta tid. Det går ändå att ge en fingervisning om när olika typer av underlag kan antas bli framtagna:

INOM NÅGOT DYGN:

Första sammanställningen av mätdata: Doshastighet i $\mu\text{Sv/h}$

EFTER NÅGRA DYGN UPP TILL EN VECKA:

Grov karta över markbeläggningen: Markbeläggning i kBq/m^2

EFTER NÄRMARE EN MÅNAD:

Noggrannare karta över markbeläggningen: Markbeläggning i kBq/m^2

Utifrån uppmätta värden över markbeläggningen görs sedan beräkningar. Överföringsfaktorer och tidigare erfarenheter används för att utifrån markbeläggningen göra uppskattningar angående inom vilka områden livsmedel riskerar att hamna över gränsvärdena. Storleken och utbredningen av områdena där man anser att livsmedelsåtgärder är nödvändiga kommer troligen att förändras över tid i takt med att bedömningsunderlaget förbättras.

I [Fördjupning](#) finns mer att läsa i avsnittet [Strålningsmätningar](#).

Erfarenheter från kärnkraftsolyckan i Fukushima

Hanteringen av reaktorolyckan i Fukushima visade att det är avgörande att så snart som möjligt få en uppfattning av omfattningen av nedfallet genom olika typer av strålningsmätningar. Ett sådant underlag ger en grund för var det är mest effektivt att sätta in åtgärder och vilken typ av åtgärder som ska genomföras. Det visade sig också i Fukushima att resultatet av mätningarna behöver vara offentliga och lättillgängliga för att skapa trygghet.

Efter olyckan i Fukushima var det mycket stora variationer i nedfallsnivå mellan olika lantbruk och till och med från fält till fält. Detta innebar att problemen varierade kraftigt inom samma område, vilket bland annat ledde till regionala till och med lokala anpassningar av kontrollprogrammen. Under lång tid krävdes det omfattande mätinsatser för vissa livsmedel.

Erfarenheter från kärnkraftsolyckan i Tjernobyl

Olyckan i Tjernobyl visar att även områden som ligger långt från en reaktor kan drabbas av konsekvenser vid ett utsläpp av radioaktiva ämnen. Detta gäller inte minst livsmedelsproduktionen. Vitryssland hade vid den tidpunkten ingen egen kärnkraftsanläggning men drabbades värst av nedfallet. Radioaktiva ämnen spreds mycket långt, bland annat till Skandinavien. Omfattande mätinsatser krävdes för att kartlägga nedfallets effekter på primärproduktionen.

04

ÅTGÄRDER

ATT TÄNKA PÅ VID VAL AV ÅTGÄRDER

Varje nedfallssituation är unik vilket gör det omöjligt att i förväg exakt säga vilka åtgärder som är lämpliga att genomföra. Vad som är praktiskt möjligt beror helt och hållet på vilken typ av olycka samt själva olycksförloppet. För att kunna återställa produktionen kan åtgärder krävas under flera år, till exempel inom primärproduktionen.

Åtgärder kan vidtas både inför, samt efter, ett nedfall av radioaktiva ämnen. Det kan vidare handla om att agera snabbt för att minska riskerna för skador, eller avvakta för att kunna fatta mer genomtänkta beslut. Ett flertal överväganden behöver göras för olika tidsskeden och utifrån de specifika förutsättningar som råder. Övriga aspekter som behöver vägas mot varandra är till exempel verkansgrad, kostnad och tidsåtgång. En åtgärd som tar lång tid men ger hög effekt kan vara lämpligare än en snabb åtgärd som ger varierande effekt. Även konsekvenser av en åtgärd som exempelvis transporter och hantering av stora avfallsmängder, är viktiga att beakta vid val av åtgärder.

Oavsett händelsens karaktär finns det åtgärder som alltid ska övervägas för att minska exponeringen från livsmedel och dricksvatten i det drabbade geografiska området. De tänkbara åtgärder som ges som exempel i avsnittet ska primärt ses som stöd till offentliga aktörer i framtagandet av råd och rekommendationer samt vid eventuella beslut om saneringsåtgärder med statliga resurser. Samtliga åtgärdsbeskrivningar kan naturligtvis ge livsmedelsföretagaren ökad kunskap om åtgärder som kan bli aktuella att vidta.



VIKTIGA FAKTORER ATT BEAKTA:

➤ Årstid

Tidpunkten på året för nedfallet avgör hur utegående djur eller grödor påverkas. Variationerna är även stora när det gäller tidpunkten för sådd och skörd mellan södra och norra Sverige, vilket gör att åtgärdsbehovet vid samma tidpunkt kan variera mellan olika geografiska områden.

Om ett nedfall exempelvis inträffar under betesperioden, fastnar en hel del av de radioaktiva ämnena på betesgräset och det blir en snabb överföring till djuren, med i princip direkt överföring vidare till mjölk hos lakterade djur och lite långsammare överföring till kött. Om nedfallet sker mer än en månad innan betessäsongsens start, kommer problemet med radioaktivt jod i mjölk förmodligen inte att uppstå på grund av den korta halveringstiden. Sker nedfallet precis före skörd kommer detta leda till en viss typ av åtgärder, jämfört med om nedfallet sker före, eller i början av växtsäsongen.

Under vintern kommer spridningen av radioaktivt ämnen som hamnat på isbelagda sjöar och vattendrag att fördröjas tills islossning sker. Här kan jod-131 hinna sönderfalla innan vattnet når vattenverket och sedan konsumenten.

➤ Typ av livsmedelsproduktion

Behovet av åtgärder beror på vilken typ av livsmedelsproduktion som finns i det nedfallsdrabbade området. Den övervägande delen av jordbruket i Sverige (växtodling och husdjurskötsel) bedrivs exempelvis i de södra delarna av landet. Ungefär hälften av trädgårdsodlingen finns i Skåne medan renskötsel bedrivs i mellersta och norra Sverige. Behovet av åtgärder inom jordbruket ser alltså olika ut beroende på var i landet nedfallet hamnar. Mer om detta finns att läsa i [Fördjupning](#) under avsnittet [Olika typer av livsmedelsproduktion och deras koppling till årstid och geografi](#).

➤ Typ av dricksvattenproduktion

Dricksvattnet i Sverige kommer antingen från yt- eller grundvattentäkter. Totalt tas ungefär femtio procent av vattnet från ytvattentäkter men själva fördelningen varierar geografiskt övre landet. Nedfall av radioaktiva ämnen i en ytvattentäkt innebär betydligt större risk för kontamination av dricksvatten jämfört med om vattnet tas från en grundvattentäkt. Det är därför viktigt att snabbt få en uppfattning om vilken dricksvattenförsörjning som finns i det drabbade området. Mer information finns att få hos de ansvariga dricksvattenproducenterna samt länens och kommunernas risk- och sårbarhetsanalyser.

Längre fram i hanteringen kommer andra typer av faktorer behöva vägas in i valet av åtgärder, exempelvis:

➤ Gemensam nationell inriktning för livsmedelsproduktion

Förutom mål som handlar om stråldos för den enskilda individen kan annan övergripande nationell gemensam inriktning för produktion och hantering av livsmedel bli aktuell. Detta kan exempelvis vara mål för återställande av livsmedelsproduktionen, ekonomiska mål eller mål som handlar om förtroende för inhemsk livsmedelsproduktion. Tillsammans med målet för stråldos ger detta en inriktning för vilken typ av åtgärder som krävs.

🔗 Uppföljning av att genomförda åtgärder

Uppföljning av genomförda åtgärder ger en bild av vilken effekt som uppnåtts. Detta ligger sedan till grund för val av fortsatta åtgärder.

FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER UTIFRÅN TIDSSKEDEN

Nedan finns förslag till åtgärderna uppdelade i två tidsskeden, ett vid risk för utsläpp samt det andra efter ett utsläpp.

Under respektive tidsskede tas sedan möjliga åtgärder upp inom ett antal olika verksamhetsområden:

TIDSSKEDE 1

TIDSSKEDE 1

- Vid risk för ett utsläpp av radioaktiva ämnen

- * Dricksvatten
- * Djur och foder
- * Gröda och trädgårdsodlingar
- * Livsmedelslokaler

TIDSSKEDE 2

TIDSSKEDE 2

- Efter ett utsläpp av radioaktiva ämnen

- * Dricksvatten
- * Mjök
- * Djur och foder
- * Gröda och trädgårdsodlingar
- * Ätbart från naturen
- * Livsmedelslokaler
- * Avfall

Vid nedfall under betessäsongen är det extra viktigt att hantera risken att mjök kan bli kontaminerad av jod och cesium.

TIDSSKEDE 1 - Vid risk för utsläpp av radioaktiva ämnen

Dricksvatten

- i områden som riskerar att påverkas av nedfall

Viktigt att tänka på vid val av åtgärder:

Ett nedfall av radioaktiva ämnen påverkar i första hand dricksvatten från ytvattentäkter. Detta gäller speciellt om vattnet tas från små och grunda sjöar. Det är också viktigt att tänka på att dricksvattentäkter ibland ligger långt ifrån konsumenterna, vilket gör att även konsumenter utanför nedfallsområden kan påverkas.

EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

➤ **Omställning av råvattenintag från yt- till grundvatten.**

Avser de vattenverk där denna möjlighet finns.

➤ **Rekommendation till konsumenter.**

En tänkbar rekommendation är upptappning av vatten i hushållen. Åtgärden är aktuell om det finns risk för kontaminering av det vatten som sedan kan nå konsumenten.

Djur och foder

- i områden som riskerar att påverkas av nedfall

Viktigt att tänka på vid val av åtgärder:

Exakt vilka åtgärder som bör vidtas är beroende av djurslag samt årstid. Vid risk för ett utsläpp kan länsstyrelsen besluta om utrymning av eller inomhusvistelse för människor. Djurhållningen kan då bli ett problem. Ägaren har även i händelse av utrymning eller på inomhusvistelse, ett ansvar för att djuren får vatten, foder och annan nödvändig skötsel.

Utrymning av djur kan bli aktuellt. Det förutsätter dock kapacitet att kunna flytta och även ta emot djuren. Exempelvis krävs möjlighet att kunna mjölka flyttade kor samt att kunna ta hand om mjölken. Även risken för spridning av sjukdomar bör beaktas om djur flyttas.

EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

▶ **Installning av djur som vistas ute.**

Gäller speciellt kor och andra djur som mjölkas.

▶ **Stängning av dörrar och fönster.**

Avser djurstallar och foderlador.

▶ **Minskning av ventilation.**

Ventilationen i djurstallar minskas så mycket som möjligt men utan att djuren tar skada.

▶ **Förflyttning av foder.**

Foder som ensilage flyttas från utomhuslager till förvaring inomhus, åtminstone för några dagars förbrukning. Övrigt foder täcks över om möjligt.

▶ **Säkerställande av foder, vatten och värme.**

Om djur lämnas kvar vid en utrymning säkerställs tillgången till foder, vatten och värme så långt som möjligt.

▶ **Säkerställande av djurens hälsa.**

Vid rekommenderad inomhusvistelse bör lantbrukaren se till sina installade djur.

Gröda och trädgårdsodlingar

- i områden som riskerar att påverkas av nedfall

Viktigt att tänka på vid val av åtgärder:

Möjligheten att genomföra förebyggande åtgärder inom växtodlingen är mer begränsad. En bedömning bör göras i den aktuella situationen om det är tidsmässigt och praktiskt möjligt att genomföra åtgärderna.

EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

▶ Tidigareläggning av skörd.

Om tid och möjlighet finns kan det vara lämpligt att tidigarelägga skörden av exempelvis grönsaker, vall eller spannmål.

▶ Övertäckning.

Odlingar och trädgårdsland täcks över om möjlighet finns till detta.

Livsmedelslokaler

- i områden som riskerar att drabbas av nedfall

Viktigt att tänka på vid val av åtgärder:

Berörda livsmedelsföretag bör ta del av myndigheternas eventuella rekommendationer och utifrån detta vidta åtgärder. Syftet är att minska risken för radioaktiva ämnen i anläggningen, med påverkan på råvaror, produkter och arbetsmiljö. Vid ett omfattande nedfall kan verksamheten behöva flyttas, om detta är möjligt.

EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

▶ Stängning av dörrar, fönster och ventilation.

▶ Övertäckning.

Odlingar och trädgårdsland täcks över om möjlighet finns till detta.

▶ Förberedelser för strålningsmätning.

Företagen har ett eget ansvar att säkerställa att livsmedel som saluförs ligger under gränsvärdena. Vid en risk för utsläpp och nedfall av radioaktiva ämnen kan det vara lämpligt att förbereda för att vid behov kunna genomföra eventuella strålningsmätningar i råvaror/produkter.

TIDSSKEDE 2 - efter ett nedfall av radioaktiva ämnen

Dricksvatten - i nedfallsområden

Viktigt att tänka på vid val av åtgärder:

Ytvattentäkter löper den största risken att bli kontaminerade i ett tidigt skede eftersom de ligger exponerade. Följden kan bli nivåer över gränsvärdet av framför allt radioaktivt jod. Även cesium och strontium kan få en påverkan på ytvattentäkter. Dock späds vattnet ut naturligt och koncentrationerna minskar relativt snabbt. Om det finns snö vid nedfallet kan dricksvattnet behöva kontrolleras igen efter snösmältningen.

Med tiden kan radioaktiva ämnen överföras till ytvattentäkter från omgivande mark. Generellt kommer dock konsumentens intag via dricksvatten sannolikt vara försumbart jämfört med det totala intaget från övriga livsmedel.

Grundvattentäkter blir sannolikt inte kontaminerade den första tiden efter ett nedfall av radioaktiva ämnen. I det längre perspektivet behöver eventuell kontaminering bedömas från fall till fall. Detta beror på att förutsättningarna, exempelvis djup och typ av berggrund, för uttag från grundvattentäkter varierar. När nedfallet på sikt rör sig djupare ned i marken enligt naturens kretslopp, kan grundvatten däremot riskera att bli kontaminerat. Även om cesium och strontium läcker ut till vattentäkter kommer nivåerna av just strontium-90 och cesium-137 att vara lägre än de var vid tidpunkten för nedfallet.

På vilket sätt vattnet produceras kan ha en inverkan på koncentrationen av radioaktiva ämnen. Några aspekter att beakta:

- * Konstgjort grundvatten är vatten från ytvattentäkt som passerar ett markgruslager, exempelvis en grusås. Vattnet betraktas som opåverkat grundvatten om uppehållstiden mellan infiltrations- och uttagspunkterna är 14 dagar eller längre, samt avståndet mellan infiltrationspunkterna och uttaget är 40 meter eller mer.
- * Beredningen i vattenverken minskar koncentrationen av radioaktiva ämnen. Vattenverk som använder aktivt kol i beredningen har en effektivare rening av jod än övriga verk.
- * I en inte helt funktionell brunn med grundvatten kan kontaminerat regnvatten läcka in.



EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

▶ Provtagning av dricksvatten innan användning.

Provtagning ska alltid övervägas, speciellt när det gäller ytvattentäkter. På kort sikt gäller i första hand mätning av radioaktivt jod. Dricksvatten ska enligt gällande föreskrifter kontrolleras för radioaktiva ämnen även under normala förhållanden, men fokus är då på naturligt förekommande radioaktiva ämnen i grundvatten. Efter ett nedfall kommer dricksvattenproducenter i drabbade områden även behöva mäta radionuklider i vatten från ytvattentäkter tills dess man kan säkerställa att inga gränsvärden riskerar att överskridas.

▶ Omställning av råvattenintag.

Avser omställning från ytvatten till grundvatten, om det är möjligt.

▶ Extra beredningssteg i vattenverk.

Kan innebära aktivt kol, omvänd osmos och/eller jonbyte som extra beredningssteg i små till medelstora vattenverk. I ett större vattenverk är åtgärden mer komplicerad och tidsödande men kan bli aktuell över tid. Om beredningssteget innebär ansamling av höga koncentrationer av radioaktiva ämnen kan, det dock innebära hälsorisker för de som jobbar i vattenverket.

▶ Alternativa vattenkällor till djur och bevattning.

Framför bör allt användande av vatten från ytvattentäkter undvikas som dricksvatten åt djur, till bevattning eller annan produktion av livsmedel under de första veckorna. Detta tills vattnet är kontrollerat och konstaterat att inte innehålla halter över gränsvärden. Tillgång till alternativa vattenkällor till djur och bevattning bör därför säkerställas.

▶ Utredning av alternativ vattentillförsel.

Mer långsiktiga alternativ till vattentillförsel kan utredas i områden med stora konsekvenser på dricksvattentäkten.

▶ Rekommendation till konsumenter.

Huvudbudskapet bör vara att de ska följa rekommendationer från kommunen/dricksvattenproducenten. De som har egen brunn bör först höra med sin kommun om provtagning behövs innan de skickar in prover för analys. Godkända laboratorier finns listade på Swedacs webbplats.

📖 Mer att läsa om radioaktiva ämnen i dricksvatten finns här:

FOI:s rapport (2015) Radioaktivt nedfall i ytvattentäkter del 1

FOI rapport (2016) Radioaktivt nedfall i ytvattentäkter del 2

Enskilda ytvattenuttag inom livsmedelskedjan

Livsmedelsverket handbok (2008) Beredningsplanering för dricksvatten

Mjök - i nedfallsområden

Viktigt att tänka på vid val av åtgärder:

Hos utegående mjölkkor och andra djur som producerar mjök går radioaktiv jod mycket snabbt över till mjölken. Det tar bara några få dagar för mjök att nå butikerna. Ett snabbt agerande är därmed centralt. Det är lantbrukarnas och mejeriernas ansvar att inte vidareprocessa mjök som ligger över gränsvärdet.

Risken för just radioaktivt jod i mjök är ett problem som snabbt är övergående på den korta halveringstiden. Efter ett par månader har det mesta av joden klingat av. Radioaktivt cesium blir istället det största problemet för mjökproduktionen. Det är viktigt att långsiktigt kontrollera att mjölken inte överskrider rådande gränsvärden för radioaktivt cesium eller andra radionuklider. Det är mjökproducenterna tillsammans med mejerierna som ansvarar för att mjök som ligger över gränsvärdet inte levereras till mejeriet inte processas vidare utan destrueras.

EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

► Uppehåll i mjölkhämtning.

Mjök som kan överstiga gränsvärdet ska inte hämtas från berörda områden eller processas vidare. Kommunikation som berör hämtning av mjök sker mellan mejeriet och berörda gårdar. Mjök som inte hämtas av mejerierna hanteras som avfall. Detta beskrivs närmare under avsnittet [Avfall](#).

► Provtagning av mjök.

Referensprovtagning på mjök bör alltid övervägas efter ett nedfall. Vid referensprovtagning väljer myndigheterna i samarbete med företagen ut vissa gårdar för provtagning. Åren efter nedfallsåret kan provtagningen framför allt vara inriktad på områden som visat höga halter av radioaktiva ämnen.

► Fortsatt mjölkning.

Oavsett situation ska mjölkningen av korna fortsätta av djurskyddsskäl. Detta även om mjölken inte kan användas som livsmedel.

► Tillsatser i fodret.

Kan vara exempelvis lermineral eller berlinerblått som binder cesium vilket resulterar att endast en mindre andel av denna radionuklid går över i mjölken och muskulatur.

Djur och foder - i nedfallsområden

Viktigt att tänka på vid val av åtgärder:

Hantering av kött är inte lika tidskritiskt som för mjölk. Överföringen av radioaktiva ämnen till kött och sedan till människa går långsammare. Kortlivade ämnen som radioaktiv jod har hunnit avklinga innan köttet konsumeras. Det viktigaste ämnet i relation till kött är därför radioaktivt cesium.

En mängd faktorer påverkar överföringen av de radioaktiva ämnena till djuret, exempelvis djurslag, storlek, ämnesomsättning och ålder.

I [Fördjupning](#) finns mer att läsa i avsnittet [Faktorer som påverkar halter av radioaktiva ämnen i djur](#).

Avgörande för livsmedelsproducerande djur är tillgången på foder och bete som är rent och inte kontaminerat av nedfallet. Vallgröda fångar effektivt upp de radioaktiva ämnena i nedfallet. Äldre vallar och betesmarker har också en stor rotmassa där stora delar av nedfallet fastnar. Djur som betar på äldre vallar intar därför ofta större mängder cesium jämfört med de djur som betar på nyanlagda vallar.

Nedfallstidpunkten under vegetationsperioden blir avgörande för om grödan kan användas som djurfoder eller måste kasseras:

- * Nedfall i början av betessäsongen eller före den första vallskörden kan ge problem för mjölk- och nötköttsproduktionen. Vinterfodret är oftast slut, varför inget annat alternativ finns än att låta djuren gå ute på ett förorenat bete.
- * Nedfall strax före spannmålsskörden kan ge stora konsekvenser för slaksvinsproduktionen, den intensiva nötköttsproduktionen och fjäderfäproduktionen. Eventuellt tvingas lantbrukare att kassera stora mängder kontaminerad spannmål, vilket innebär att en bristsituation kan uppstå.

Om rent foder finns kan konsekvenserna på livsmedelsproducerande djur kraftigt begränsas. Detta under förutsättning att de kan hållas inomhus eller i hägn. Att hålla djuren inne sommartid under en längre tidsperiod kräver dock avsteg från rådande lagar avseende djurhållning. Om djuren inte kan gå ute kommer behovet av ensilage och kraftfoder att öka och planering för detta behöver göras, i den utsträckning som är möjligt. Ändringar i foderstaten kan innebära förändringar i produktionen vilket bör beaktas av lantbrukaren.

Vid en brist på rent foder finns dock fortfarande handlingsalternativ. Djur som utfodras med förorenat foder uppnår över tid en konstant nivå av det radioaktiva ämnet, så kallad jämviktsnivå. När jämvikt uppnåtts förblir halterna i djuret konstanta, även om det fortsatt intar förorenat foder. Detta gäller dock i princip endast långlivade radioaktiva ämnen som cesium-137. När djuret sedan utfodras med rent foder inleds en minskning av de radioaktiva halterna. Efter en viss tidsperiod är djuret helt rent igen. Detta betyder alltså att djur som initialt utfodrats med förorenat foder ändå kan användas för livsmedelsproduktion längre fram, om det finns rent foder att tillgå senare.

I [Fördjupning](#) finns mer att läsa i avsnittet [Jämviktsnivåer](#).

EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

› Inomhusvistelse för djur.

Fortsatt inomhusvistelse för djur efter utsläppet kan bli aktuellt.

› Utfodring med rent foder och vatten.

Vid behov kan alternativa vattenkällor behöva användas, se avsnitt om dricksvatten ovan.

› Inventering av tillgång till rent foder.

Kan göras med stöd av branschorganisationer och foderrådgivare.

› Prioritering vid foderbrist.

Vid foderbrist kan prioritering av foder till mjölkproducenter bli aktuellt, då hanteringen av mjölk är tidskritiskt.

› Putsning av bete.

Betet bör putsas innan djur släpps ut (vid eventuell foderbrist som hindrar fortsatt utfodring inomhus). Betet som slagits av bör tas bort.

› Tillsatser i fodret – vid foderbrist.

Exempelvis lermineraler (bentoniter och zeoliter) eller så kallad "berlinerblått". Dessa binder till sig cesium och förhindrar upptag i djurets mag-tarmkanal. Vid långvarig användning bör man dock tänka på att upptaget av mikronäringsämnen också kan påverkas. Även tillsats av kalcium kan minska absorptionen av radioaktivt strontium i djurkroppen.

› Flytt av djur.

Vissa djur kan eventuellt flyttas till områden som inte kontaminerats. Detta kräver dock analys och noggrann planering.

› Flytt av tidpunkten för slakt samt saneringsutfodring inför slakt.

Planerad slakt av djur som har betat kontaminerat foder kan skjutas upp. Inför slakt utfodras djuren med rent foder för att sänka halterna av radioaktiva ämnen i djuret. Utfodringen måste pågå olika länge beroende på ämne och djurslag, se avsnitt om halveringstid. Djuren bör hållas inomhus eller i hägn utan tillgång till kontaminerat bete. Slakt bör inte genomföras förrän djuret har kontrollmätts, se text nedan om mätning på levande djur.

EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

➤ **Planering av markens användning.**

Genom att inte utnyttja naturbetesmarker alls för betande djur kan intaget av radionuklider begränsas. Dessa marker är ofta näringsfattiga och har hög överföring till betesväxterna. Även åkermarksjordar som består av organogena jordar (exempelvis mulljordar) och kan övervägas att tas ur drift, då upptaget av främst cesium är stor på dessa jordar. Mer om jordtyp och spridning i mark går att läsa i [Fördjupning](#).

➤ **Mätningar på levande djur innan slakt.**

Tekniken finns och har använts rutinmässigt för ren sedan Tjernobylolyckan, för att undvika att djur skickas till slakt så länge halterna är för höga. En detektor sätts mot en speciell kroppsdel på djuret (på renar har man valt bogen). Mätningar görs på samma kroppsdel på alla djur. Om denna metod ska användas på annat djurslag behöver dock mätinstrumentet först kalibreras för det aktuella djurslaget.

Gröda och trädgårdsodling - i nedfallsområden

Avsnittet handlar om hanteringen av gröda avsedd för livsmedel, exempelvis spannmål, oljeväxter och grönsaker i för kommersiell odling samt odling i den egna trädgården. Det omfattar också gröda avsedd för djurfoder, exempelvis spannmål eller vall.

Viktigt att tänka på vid val av åtgärder:

Nedfallet har främst påverkan på växtlighet ovan jord. Hur mycket av de radioaktiva ämnena som överförs till växterna påverkas som tidigare beskrivits av nedfallets karaktär, det vill säga torr- eller våtdeposition, men också av säsong och typ av växtlighet.

Även när det gäller gröda är kontamineringsgraden beroende av när på säsongen ett nedfall av radioaktiva ämnen sker. Nedfall före skörd då växterna har hunnit växa sig stora ger den största kontaminationen. När de radioaktiva ämnena kommer ner i marken kan de tas upp av växtens rötter. Upptaget av radioaktivt cesium i potatis sker främst via rötterna. Upptag via rötterna har dock inte samma betydelse för rotfrukter. Under den första odlingssäsongen efter nedfallet tar de snarare upp de radioaktiva ämnena genom att de forslas ned till rotfrukten från bladen.

Säsong

- * Sker nedfallet på våren då grödan är outvecklad kommer halten av radioaktiva ämnen sjunka vart efter grödan växer. Anledningen är att växtens massa och volym ökar och halterna då späds ut. Även regn och vind gör att halterna minskar. Ju mer tid som hinner gå mellan nedfallet och skörden, desto mer hinner halterna sjunka.
- * Sker nedfallet på sommaren eller hösten då växten täcker större yta blir den mer kontaminerad. På hösten sker inte heller samma utspädning genom tillväxt. Om nedfallet sker precis före skörd kan halterna i exempelvis spannmålskärnor vara mycket höga.
- * Sker nedfallet på vintern kommer mer hamna direkt på snön eller jorden. De radioaktiva ämnena tas framför allt upp av rötterna under efterföljande odlingssäsong. Halterna blir då väsentligt lägre.
- * Lokala variationer behöver vägas in, då utvecklingstakten och växtsäsongen varierar över Sverige.

Typ av växtlighet

- * Ju större blad grödan har och ju mer den täcker marken, desto mer kommer den att kontamineras. Exempel på en sådan växt är fullgången vallgröda.
- * Den fullgångna vallen är den jordbruksgröda som i störst omfattning används som djurfoder. Detta medför att kontaminerat vallfoder blir avgörande vid överföringen av radioaktiva ämnen till livsmedelsproducerande djur.
- * Foderspannmål ges normalt i mindre mängd till djuren än vallfoder och bidrar därmed mindre till den totala överföringen av radioaktiva ämnen. Om halmen tas tillvara innehåller den ofta mycket mer av de radioaktiva ämnena än kärnan, cirka tio gånger mer.
- * Brödspannmål används direkt av livsmedelsindustrin. Radioaktiviteten i kärnan blir avgörande om man kan använda spannmålen.
- * Överföringen till grönsaker och därifrån till konsument går vanligtvis snabbt. Grönsaker som odlas utomhus och har stor bladytta kan kontamineras avsevärt av ett nedfall. Om dessa grönsaker skördas och säljs färska når de också konsumenterna snabbt.

Åren efter nedfallet sker upptaget via rötterna. För ämnet cesium kommer typen av jord i det drabbade området påverka hur mycket som överförs till grödorna.

- * Gödsling minskar generellt upptaget av radioaktiva ämnen i växtlighet.
- * I mineraljordar, exempelvis lerjordar, tar grödan upp en mindre andel av de radioaktiva cesium. Kaliumgödsling kan göras för att ytterligare förbättra utgångsläget.
- * I organogen jord, exempelvis mulljordar, tar grödan istället upp en större andel av radioaktivt cesium. I en organogen jord är det därför än mer effektivt att gödsla med kalium för att minska upptaget av radioaktivt cesium.

EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

► Bortförsl av gröda.

Om nivåerna är så höga att grödan inte kan användas kan den slås av. Avfallet transporteras till deponi. För att förhindra att det radioaktiva ämnet når marken via exempelvis regn eller bladavfall bör detta göras direkt efter nedfallet. Om nedfallet kommer innan första skörden är det eventuellt möjligt att få en användbar andra eller tredje skörd, eftersom en stor del av nedfallet tas bort med första skörden.

► Fortsatt tillväxt av gröda.

Genom att låta grödan växa efter nedfallet kan de radioaktiva ämnena spädas ut i samband med tillväxten. Åtgärden fungerar på våren och framför allt vid låga depositionsnivåer.



EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

▶ **Bortförsel av snö som finns på marken vid nedfallet.**

Kan vara en effektiv metod om snötäcket är tillräckligt tjockt. Åtgärden bör, med hänsyn till ytterligare snöfall eller tö, utföras i närtid efter nedfallet.

▶ **Konstbevattning.**

Om spannmålsgrödan är nära skörd vid nedfallet är en möjlig åtgärd att konstbevattna inom en till två veckor. Delar av nedfallet spolats då av och hamnar i marken istället för på växten. Denna åtgärd kräver dock tillgång till bevattningsanläggning. Det är mycket viktigt att vattnet som används inte är kontaminerat.

▶ **Jordbearbetning med kaliumtillförsel.**

Om nedfallet inträffar vid sådd på våren eller hösten kan harvning genomföras en extra gång samtidigt som extra kaliumgödsel tillförs. Vid en inte alltför hög markbeläggning kan ytskiktet plöjas ned. När de radioaktiva ämnena blandas in i en större jordvolym minskar koncentrationen och därmed mängden radioaktiva ämnen som blir tillgänglig för rotupptag. Åtgärden måste noga bedömas då andra saneringsåtgärder därefter blir svåra att genomföra. I samband med plöjning bör man även överväga att kaliumgödsla. I samband med jordbearbetning bör även kalkning av jorden övervägas, särskilt vid låga pH-värden.

▶ **Ökad stubbhöjd vid vallskörd.**

Under nedfallsåret kan grödan slås med högre stubbhöjd än normalt. Detta gäller vid nedfall tidigt i växtsäsongen när grödan är kort. Vallen växer till i den övre delen av strået, varför de mesta av de radioaktiva ämnena samlas i de nedre delarna. Genom att endast skörda den övre delen av strået minskar mängden radioaktiva ämnen i skörden. När grödan är högre, det vill säga om nedfallet sker senare i växtsäsongen, är det troligt att hela grödan behöver tas bort.

▶ **Kaliumgödsling.**

Genomförs för att minska upptaget av radioaktivt cesium i växande grödor. Effekten av åtgärden beror på jordart och kalium- och kalciumtillståndet i marken. Dock har den nästan alltid effekt i en växande vallgröda. En årlig fortsatt kaliumgödsling ger mycket bra effekt.

▶ **Kalkning.**

Genomförs för att minska upptaget av radioaktivt strontium i växten genom att kalcium tas upp på bekostnad av strontium. Såväl underhållskalkning som grundkalkning av sura jordar är aktuellt efter ett nedfall av radioaktivt strontium.



EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

▶ Årlig plöjning.

Åtgärden fördelar de radioaktiva ämnena i en större jordvolym och gör att upptaget i grödan kan bli mindre för varje år. I samband med plöjning bör kaliumgödsling övervägas. Plöjning på naturmarker som normalt betas är oftast mycket svårt att genomföra. Däremot kan kaliumgödsling vara realistiskt på dessa marker.

▶ Begränsning av konsumtion från trädgårdar .

Frukt och grönsaker och annat ätbart från trädgårdar i drabbade områden bör inte konsumeras.

▶ Bortförsl av ätbart från trädgårdar.

Grönsaker med mera och som kan antas vara kontaminerade, tas om hand och placeras i en deponi.

▶ Bortförsl av den kontaminerade ytjorden - lantbruk.

Åtgärden är kostsam och kan minska åkermarkens produktivitet. Vid hög markbeläggning kan detta dock vara den enda möjligheten för att kunna fortsätta med jordbruksproduktion. Den kontaminerade jorden behöver placeras i en deponi.

▶ Hantering av den kontaminerade ytjorden - trädgårdar.

I en trädgård byts om möjligt all jord i odlingslotten. Annars de första fem till tio centimetrarna av den kontaminerade jordlotten tas bort. Avfallet placeras i en deponi. Om det inte är möjligt att föra bort jorden kan den blandas om för att späda ut de radioaktiva ämnena.

▶ Ändrad driftsinriktning och markanvändning.

På sikt och vid behov kan förändringar i växtodling och djurhållning behöva genomföras. Eftersom detta handlar om drastiska åtgärder krävs eftertanke och kartläggning av situationen genom analyser av mark och gröda innan förändringar eventuellt genomförs.

Åtbart från naturen - i nedfallsområden

Viktigt att tänka på vid val av åtgärder:

I produkter från jordbruket kan halterna sjunka ganska kraftigt de första efterföljande åren, jämfört med tiden direkt efter nedfallet. Halterna i produkter från naturliga ekosystem kommer troligen inte att avta lika snabbt. Efter något eller några år skiljer sig antagligen halterna mellan de djur som betat på välgödslade kontrollerade marker från de som betat på naturmarker, exempelvis i skogen där halterna av radioaktivt cesium troligtvis kommer att vara högre.

För betande vilda djur kommer det sannolikt också att vara skillnader mellan enskilda år, vilket innebär att halterna av radioaktiva ämnen, i exempelvis älgkött, kan vara betydligt högre ett år jämfört med ett annat.

För bär och svamp från skog och natur handlar åtgärderna i det tidiga skedet främst om att begränsa konsumtionen. När det gäller svamp finns det anledning att begränsa konsumtionen under lång tid eftersom nedfallet i skogsmark inte kommer att spädas ut på samma sätt som i brukad åkermark. De radioaktiva ämnena kommer att tas upp i svampen i ungefär samma omfattning år efter år. Upptaget varierar mellan olika svampsorter. Normalkonsumtion av svamp och bär från våra skogar är dock låg och därför blir stråldosen från dessa livsmedel för de flesta personer också låg. Å andra sidan kan personer som äter stora mängder svamp få ett högt intag av radioaktivt cesium. Periodvis äter även rådjur och andra vilda idisslare samt vildsvin stora mängder svamp. Under senhösten kan dessa djur ha betydligt högre halter av radioaktivt cesium än andra tider på året. Risken är då extra stor att halterna av radioaktivt cesium ligger högt. Rådjur har generellt sett något högre halter av cesium än älgar. Vildsvin innehåller generellt sett också höga halter cesium jämfört med andra arter.

Överföring av radioaktiva ämnen från fisk till människa kan vara en viktig faktor att beakta för befolkningsgrupper där insjöfisk hör till basmaten. Halterna av cesium i fisk blir betydligt högre i insjöar än i hav. Detta beror bland annat på att vattenvolymen är mindre och att vattnet i sjöar har lägre salthalt och därför lägre halter av exempelvis kalium. Att joner och partiklar faller ut och sjunker till botten i större utsträckning i salta hav än i färskvatten är en annan anledning.

Det finns flera faktorer som på sikt påverkar halten i sjövatten och därmed också i fisk:

- * Vattnets innehåll av partiklar och deras sedimentationshastighet, vilket kan kopplas till vattenkemin, exempelvis humushalt och hårdhet.
- * Sjöarnas djupförhållanden som styr möjligheten för radioaktiva partiklar att virvla upp från botten till den del av sjövattnet där plankton lever och söker föda.
- * Sjöns vattenomsättningstid, om den är humusrik eller näringsrik samt intransport av radioaktivt cesium från omgivande våtmarker.

Beroende av dessa faktorer kan den totala överföringen från ett nedfall till exempelvis en gädda variera med en faktor 50 mellan olika sjöar. Vid enskilda tidpunkter kan variationen vara ännu större. Halterna i fisk kan stiga och nå sitt maxvärde först flera år efter nedfallet. Detta gäller framförallt större rovfiskar som exempelvis stora gäddor.

Rennäringen drabbas extra hårt av radioaktivt nedfall eftersom renar äter marklavar som effektivt fångar upp radioaktiva ämnen. Nedfall då marken är täckt med snö kommer att fångas upp av snön och det initiala upptaget i renen därmed att fördröjas. När snön sedan smälter kommer lav och annan växtlighet på marken att kontamineras. Nedfall under barmarksperioden drabbar renar på motsvarande sätt som andra hjortdjur, eftersom renarna då mest äter gröna växter som gräs och örter. Efter snösmältningen kommer laven att vara kontaminerad i flera år och ge förhöjda halter av radioaktiva ämnen i renarna.

EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

► Begränsning av konsumtion.

Åtbart från naturen som kött från vilt eller hägnat vilt, fisk, svamp och bär i drabbade områden bör inte konsumeras innan kontrollmätningar visat att aktivitetskoncentrationerna i området är godtagbara.

► Cesiumbindare.

Placeras ut i form av slicksten med berlinerblått för att minska upptaget av radioaktivt cesium i vilda djur.

► Flytt av jakttider till perioder med lägre nivåer.

Jaktperioderna kan flyttas till andra säsonger än hösten för arter som har en tydlig årstidsvariation med höga halter en viss tid på året (exempelvis hösten för rådjur och älg, som då gärna äter svamp).

► Mätning av prover från allmänheten.

Erbjudande till befolkningen i drabbade områden om att få sina egna prover av kött, fisk, svamp och bär mätta med avseende på cesium.

Erfarenheter från rennäringen efter kärnkraftsolyckan i Tjernobyli

Rennäringen i vissa områden av Sverige drabbades hårt av Tjernobylyckan. Den första hösten efter olyckan kasserades cirka 75 % av alla slaktade renar och de närmast efterföljande åren ca 20 %. Sommaren 1987, året efter olyckan, höjdes gränsvärdet för renkött från 300 till 1500 Bq/kg.

Halterna av radioaktivt cesium varierar över året beroende på vad renen äter. Laven, som är vinterfödan, innehåller högre halter av cesium-137 än sommarfödan som består av gräs, örter och löv. För att minska halterna i renköttet har djuren fått rent foder i minst 6 veckor innan slakt. Slakten har även genomförts tidigare på säsongen. Båda åtgärderna har visat sig ha positiv effekt.

Mellan 1986 och 2004 minskade halten cesium-137 i renkött med en genomsnittlig effektiv halveringstid på drygt 5 år. Minskningstakten har planat ut de senaste åren och ligger numera nära den fysikaliska halveringstiden på 30 år.

I områden där gränsvärdet för renkött riskerar att överstigas, genomförs fortfarande mätningar enligt ett årligt kontrollprogram. Mätning genomförs i samband med slakt, samt även i vissa fall på ett levande djur. I det senare fallet för att kunna vidta eventuella åtgärder för att minska halten av radioaktiva ämnen, till exempel genom utfodring med rent foder, och därigenom slippa att kassera köttet. Mätningarna används sedan vid planeringen för följande års provtagning. Resultatet är bland annat att mindre än 0,1 % av alla slaktade renar har behövts kasseras på över tio år.

 **För mer läsning:**

Åhman, B. 2005. Utveckling, övervakning och åtgärder när det gäller radioaktivt cesium i renar efter Tjernobylyckan. SSI rapport 2005:17.

Livsmedelslokaler - i nedfallsområden

Viktigt att tänka på vid val av åtgärder:

Som beskrivits tidigare är livsmedelslokaler inte lika utsatta som exempelvis en åker där de radioaktiva ämnena faller ner direkt. Dock kan lokaler i drabbade områden initialt få in radioaktiva ämnen via exempelvis ventilationsanläggningar, infört material eller personal med radioaktiva ämnen på kläder eller skor. Detta kräver omgående åtgärder direkt efter ett utsläpp, exempelvis införande av slussystem vid in- och utpassering. Detta görs under förutsättning att det är säkert att vistas i området. Råder beslut om inomhusvistelse eller utrymning vidtas åtgärderna först efter att dessa restriktioner hävts.

Efter ett tag förflyttar sig inte de radioaktiva ämnena lika lätt ute i miljön utan har till stor del fäst sig till ytor och andra strukturer. Verksamheter bör därför börja planera sanering av sina utomhusområden för att lätta på slusskraven över tid.

I ett längre perspektiv är det viktigt att företaget skaffat sig möjligheten att själv kontrollera sin slutprodukt. Utbildning av personalen har en central roll för att öka förståelsen och möjligheterna att hålla rent. Mer om producentansvaret finns beskrivet i kapitlet [Ansvar & roller](#).

EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

► Införande av slussystem, med mera.

System med kläd- och skobyte vid ingångar och leveransportar minskar väsentligt riskerna för kontaminering av verksamheten. Även system för att förhindra radioaktiva ämnen att komma in på annat vis kan införas. En truck bör exempelvis stanna i en sluss och ställa av produkter som en annan truck utifrån hämtar upp. Hjulen rör alltså aldrig samma yta och slussen hindrar vinden att blåsa in löv eller smuts utifrån. Dörrar och fönster bör vara stängda i fastigheterna så gott det går, och mekanisk ventilation bör vara igång.

För stora anläggningar kan det löna sig att komplettera kontrollen vid in- och utpassage med portaler som ger varning i händelse av förekomst av radioaktiva ämnen.

Städning.

Vanlig städning av fastigheten rengör även radioaktiv kontamination. Material som använts vid städningen bör hanteras med lite mer försiktighet för att undvika att eventuella radioaktiva ämnen åter sprids in i verksamheten. Avfallet från städning kan paketeras i plasticsäckar och ställas på en speciell plats tills de kan forslas bort. Skyddsutrustning (exempelvis overall, skoskydd och handskar) ska användas för att förhindra att den som städar förflyttar kontaminationen från en plats till en annan.



EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

➤ **Utrymme för eventuellt avfall.**

Plats där avfall kan förvaras bör förberedas om risken finns att kontaminerade råvaror kommer in i verksamheten eller om mätningar inte hinner genomföras. Platsen bör ligga avskilt från område där människor vistas och på ett sådant sätt att rena produkter inte riskerar att kontamineras.

Avfall - i nedfallsområden

Viktigt att tänka på vid val av åtgärder:

Fokus i avfallshanteringen i det tidiga skedet är att snabbt besluta om var de tillfälliga avfallsplatserna ska placeras och hur de ska hanteras på ett säkert sätt. På kort sikt kommer hanteringen av avfall att handla mycket om tillfälliga lösningar i närheten av enskilda lantbruk eller andra anläggningar, i väntan på att avfallet transporteras till en deponi.

Avfallet bör inte placeras så att det riskerar att ge en ökad stråldos till människor. Det är också viktigt att avfallet placeras så att det är enkelt att transportera bort. Avfallet får inte spridas vidare. Tillrinningsområden till sjöar och dricksvattentäkter ska undvikas.

Enligt strålskyddslagen (2018:396) är sanering och hantering av saneringsavfall tillståndspliktig verksamhet med joniserande strålning. Enligt Strålsäkerhetsmyndighetens föreskrifter (SSMFS 2018:3) om undantag från strålskyddslagen och om fri-klassning av material, byggnadsstrukturer och områden, är hantering av saneringsavfall med låg koncentration av radioaktiva ämnen undantagen från tillståndsplikt. För mängder av material över 3 ton gäller de nuklidspecifika undantagsnivåer som anges i bilaga 2 till SSMFS 2018:3. För exempelvis cesium-137 gäller undantagsnivån 100 Bq/kg.

Avfall från sanering efter en allvarlig radiologisk olycka kan förväntas överstiga undantagsnivåerna, vilket gör hanteringen av avfallet tillståndspliktig. Tillståndsfrågor prövas av Strålsäkerhetsmyndigheten, som även beslutar om föreskrifter om undantag eller i det enskilda fallet ger dispens från strålskyddslagen. Enligt lagen får sådana undantag eller dispenser inte innebära en oacceptabel risk för att människor eller miljön utsätts för skadlig verkan av strålning.

EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

▶ Hantering av kontaminerad snö.

Om nedfallet inträffar vintertid kan ett alternativ vara forsla bort kontaminerad snö. Denna saneringsåtgärd som bland annat behöver tillstånd från Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM), kräver noggranna överväganden inför ett eventuellt genomförande, exempelvis om hur transportererna ska genomföras och möjliga platser där snön kan tippas. Det är också mycket viktigt att inte kontaminerat smältvatten kontaminerar nya områden.

▶ Hantering av kontaminerad mjölk.

Mjölken kan spridas på jordbruksmarker med en vanlig spridare för urin eller flytgodsel. Överföringen av cesium till gröda blir större på mull- och sandjordar än om man sprider mjölken på lerjord.



EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER SOM SKA ÖVERVÄGAS

▶ Hantering av kontaminerade grödor.

Tillfällig uppläggningsplats bör iordningställas i väntan på fortsatt hantering. Detta kan vara i utkanten eller i närheten av kontaminerade fält. Avfallet kan plastas in i rundbalar och placeras vid sidan av åkern. Balarna ska inte placeras i närheten av vattendrag, vilket kan innebära risker om emballaget läcker. I första hand ska de grödor som riskerar att få högst halter plastas in, det vill säga vall och bladgrönsaker. Om möjligt kan balarna förvaras på en betongplatta där eventuellt läckage av växtsaft kan samlas upp.

▶ Hantering av kontaminerat stallgödsel.

Om husdjur är stallade och utfodras med förorenat foder återfinns merparten av det radioaktiva intaget i fast stallgödsel eller urin. Spridning av kontaminerad stallgödsel på åkermark medför en tillförsel av radioaktiva ämnen och upptag i nästa skörd. Ett alternativ kan vara att använda stallgödsel som energi i en biogasanläggning. Efter användning finns dock fortfarande en kontaminerad rest som behöver hanteras. Kontroll av halten i stallgödsel bör göras innan spridning sker.

📖 För mer läsning:

Mer om avfallshantering efter ett nedfall av radioaktiva ämnen går att läsa i Vägledningen "Kommunikation med lantbrukare om motåtgärder vid nedfall av radioaktiva ämnen" (Jordbruksverket, 2017).

05

KOMMUNIKATION

KOMMUNIKATÖRER OCH SAKKUNNIGA BEHÖVER FÖRSTÅELSE FÖR VARANDRAS PERSPEKTIV

Fakta är avgörande vid kommunikation av livsmedelsfrågor vid ett nedfall av radioaktiva ämnen. Kommunikatörernas arbete underlättas avsevärt om de har kunskap om sakfrågan och förstår hur hanteringen går till. På motsvarande sätt behöver sakkunniga och experter ha förståelse för kommunikationsarbetet och för att kommunikation ingår i hanteringen som helhet.

Förutsättningarna för att uppnå målen med hanteringen av en kärnkraftsolycka ökar om sakkunniga och kommunikatörer arbetar mycket nära varandra. Detta ger förståelse för varandras perspektiv.

Förberedelser är nyckeln

En slutsats från kommunikationsarbetet under Fukushimaolyckan år 2011 var vikten av förberedelser. Detta avsnitt har därför fokus på det förberedande arbetet för att bygga upp en god beredskap.

Avsnittet beskriver en metodik som ansvariga aktörer kan följa för att i förväg bedöma kommunikationsbehov och ta fram underlag till budskap. För att konkretisera metodiken visas exempel. Dessa har fokus på myndigheters och kommuners kommunikation med allmänheten om livsmedelsfrågor. Samma metodik kan användas för förberedelser av kommunikation med andra målgrupper, exempelvis livsmedelsföretag.

Metodikerna är tänkt att användas av sakkunniga och kommunikatörer tillsammans. Arbetet bör drivas i samverkan mellan de aktörer som har ett ansvar för kommunikation av livsmedelsfrågor, se mer i kapitlet [Ansvar & roller](#).

Metodikerna bygger på ett antal frågeställningar utifrån ett scenario. Detta hjälper ansvariga aktörer att i förväg tänka sig in i situationen, definiera de kommunikativa utmaningarna och förbereda hur dessa kan mötas. Metodikerna baseras på arbetssättet som beskrivs i "Kriskommunikation för ökad effekt vid hantering av samhällsstörningar. En vägledning om att integrera kommunikation i samverkan och ledning" (MSB 2018).

I vägledningen "Kommunikation med lantbrukare om motåtgärder vid nedfall av radioaktiva ämnen" (Jordbruksverket, 2017) finns ett fördjupat underlag för kommunikation med målgruppen lantbrukare. Beskrivningen utgår från samma metodik.

Metodiken ger struktur i förberedelsearbetet

Exakt hur kommunikationsarbetet ska läggas upp vid en inträffad händelse måste avgöras utifrån behoven i den specifika situationen. Alla aspekter kan och ska inte planeras i förväg. Kommunikationsarbetet måste bygga på en improvisation och anpassning till de behov som finns. Förberedelser ger dock en värdefull grund som sparar tid i en pressad situation.

Metodiken för förberedande arbete är uppbyggd enligt följande steg:

1. Beskrivning av scenario.
2. Antaganden kring upplevelser, reaktioner och mediers agerande (inklusive tänkbara målgrupper).
3. Gemensamma mål för hantering och kommunikation.
4. Underlag till gemensamma budskap.
5. Tänkbara kanaler.

1. Beskrivning av scenario

Det första steget innebär att aktörerna gemensamt bestämmer sig för ett scenario som utgör grunden för förberedelsearbetet. Det går inte att veta exakt vad som ska ske. Scenariot bör därför vara brett och allmänt beskrivet och mest fungera som en kuliss för diskussionerna. När det gäller radioaktiva ämnen och livsmedel bör scenariot beskriva en kärnkraftsolycka som lett till ett nedfall i Sverige, med påverkan på olika delar av livsmedelskedjan.

2. Antaganden kring upplevelser, reaktioner och mediers agerande

Syftet med antaganden är att kunna bedöma kommunikationsbehoven, utifrån hanteringsperspektiv och hos målgruppen (i detta exempel allmänheten). För att få en känsla för detta kan aktörer göra antaganden utifrån nedanstående frågeställningar:

- * Vilka är konsekvenserna för olika livsmedel?
- * Vilka är aktörernas huvudsakliga åtgärder i relation till livsmedel?
- * Vilka av dessa kräver särskilda kommunikationsinsatser för att kunna genomföras?
- * Hur kan allmänheten uppleva situationen, i stort och i relation till livsmedelsfrågan?
- * Hur kan allmänheten tänkas agera?
- * Vad kan allmänheten vilja och behöva veta när det gäller livsmedel?
- * Hur förväntas medier agera och den mediala rapporteringen se ut, i stort och när det gäller livsmedel?

Att arbeta med sakfråga och kommunikation samlat ger ett tydligt mervärde. Händelseutvecklingen påverkar människor och människor påverkar händelseutvecklingen. Att göra antaganden i en växelverkan mellan de två perspektiven ger en mer komplett bild av konsekvenser. Detta är skälet till att arbetet bör drivas av kommunikatörer och sakkunniga tillsammans.

Nedan ges ett exempel på antaganden utifrån frågeställningen *Vad kan allmänheten vilja och behöva veta om det som rör livsmedel?* Exemplet är inte komplett utan ska ses som en illustration av hur resultatet kan se ut. Det visar också komplexiteten i den här typen av sakfråga och varför förberedelser är så avgörande. Motsvarande antaganden behöver göras för övriga punkter ovan och i relation till olika och mer specifika målgrupper.

Att ha tänkt igenom ovanstående frågor i förväg, ersätter inte motsvarande arbete i den skarpa situationen. Skulle en olycka inträffa behöver aktörerna ställa sig ovanstående frågor igen, som en del av analysarbetet för hanteringen som helhet. Men att komplettera en redan gjord grund är betydligt enklare än att börja från start.

Exempel på antaganden om vad allmänheten kan vilja och behöva veta i relation till livsmedel efter ett utsläpp av radioaktiva ämnen:

Livsmedel i relation till gränsvärdena:

- * Vad kan jag äta och vad rekommenderas att jag inte äter?
- * Hur kan jag veta att maten som finns till försäljning är säker?
- * Hur kan jag veta att produkter i andra delar av Sverige är säkra, givet att råvaror och produkter transporteras över landet?
- * Är det säkraste att inte äta svensk mat alls?
- * Kan jag äta grönsakerna från min trädgård?
- * Jag följde myndigheternas initiala rekommendationer och täckte över mina odlingar före utsläppet; hur ska jag veta om denna åtgärd var tillräcklig?
- * Är det säkert att dricka/använda vattnet (både kommunalt vatten och från egen brunn)?
- * Hur lång tid kommer det ta innan jag kan äta svamp/bär/vilt från berörda områden?
- * Vilt förflyttar sig över landet. Innebär det att de som befinner sig i icke berörda områden kan ha ätit svamp och annan växtlighet från det drabbade området? Hur har myndigheterna kontroll över detta?
- * Om jag får i mig en råvara som ligger över gränsvärdet; hur farligt är det? Kommer jag att märka det?
- * Jag ammar. Kan mitt barn dricka bröstmjölken?
- * Vilka åtgärder vidtar ansvariga myndigheter för att säkerställa att distribuerade livsmedel är säkra att äta?
- * Vilka myndigheter är ansvariga för att säkerställa att distribuerade livsmedel är säkra att äta?
- * Vilket ansvar har livsmedelsföretagen?

Kontroll:

- * Vad har jag för möjligheter att kontrollera produkter själv? Vilket stöd kan jag få i kontrollen av egenproducerade grödor?
- * Hur ser ansvaret ut för kontroll av livsmedel? Vilken kontroll görs? Görs mätningar på varje enskild produkt eller är det stickprov?
- * Vilken kontroll görs på dricksvatten?
- * Kan halten av radioaktiva ämnen variera i olika produkter från samma region? Kan jag i så fall lita på enbart stickprovskontroll?
- * Hur kvalitetssäkrar myndigheterna företagens kontroll?
- * Vilken kontroll görs på foder till djur?
- * Hur länge kommer maten att kontrolleras?

Åtgärder:

- * På vilka grunder har beslut tagits om de områden där åtgärder inte krävs respektive krävs i relation till livsmedelsproduktion? Hur gör myndigheterna för att dra gränsen?
- * Hur sker de mätningar som ligger till grund för besluten? Hur samlas fakta in? Hur tillförlitlig är den?
- * Vad kan jag själv vidta för åtgärder i relation till min egen trädgård/egna odlingar?
- * Vilka åtgärder görs för att återställa skog och mark så att vi fortsatt kan fiska och jaga?
- * Vilka åtgärder vidtar livsmedelsföretagen för att säkerställa att distribuerade livsmedel är säkra?
- * När åtgärder genomförts; hur vet jag att de gett effekt? Hur kan jag få bevisat att produkterna är säkra?

Gränsvärden och mätresultat:

- * Hur ska jag tolka de mätvärden som kommer?
- * Vad finns det för säkerhetsmarginal på gränsvärden?
- * Om produkterna jag äter ligger under gränsvärdena, men ändå har förhöjda värden; kan jag få i mig för hög dos av det samlade intaget?
- * Varför finns olika gränsvärden, det vill säga varför kan de ändras?
- * Var kan jag ta del av alla de samlade mätresultaten?

Svensk livsmedelsproduktion:

- * Vilka åtgärder vidtas för att rädda svensk livsmedelsproduktion?
- * Vilket ekonomiskt stöd ges till småskaliga odlare som vi vill värna?

MÅLGRUPPER

Arbetet med antaganden ger också en fördjupad bild av mer specifika målgrupper. Det är viktigt att komplettera breda, mer självklara målgrupper, exempelvis allmänheten i en viss region, med snävare målgrupper som kan ha särskilda utmaningar eller specifika kommunikationsbehov i relation till livsmedel. Ansvariga aktörer kan i förberedelsearbetet definiera dessa och använda resultatet som utgångspunkt om scenariot skulle bli verklighet.

Målgruppsarbetet kan göras utifrån frågeställningen:

- * Utifrån gjorda antaganden, vilka grupper berörs?

Nedan ges ett exempel på ett målgruppsarbete när det gäller allmänheten. Exemplet är inte heltäckande utan ska ses som ett tankestöd. Motsvarande målgruppsanalys kan även göras i relation till livsmedelsföretagen.

Exempel på specifika målgrupper - med fokus allmänhet - vid kommunikation av livsmedelsfrågor efter ett utsläpp av radioaktiva ämnen

Målgrupper med särskilda behov:

- * Föräldrar/vuxna med ansvar för barn, framför allt spädbarn- och småbarn.
- * Gravida (samt anhöriga).
- * Personer:
 - Med funktionsvariation (samt anhöriga).
 - Med en allvarlig sjukdom (samt anhöriga).
 - Som inte har svenska som förstaspråk (samt anhöriga).
 - Som inte klarar sig utan stöd från samhället (samt anhöriga).

För att fördjupa förberedelsearbetet går det också att göra mer specifika antaganden i relation till respektive målgrupp, exempelvis jägare eller gravida. På så vis får aktörerna mer kunskap om kommunikationsbehoven i relation till respektive grupp. Just målgruppsanpassning av budskap är ofta något som brister vid hanteringen av större händelser.

3. Gemensamma mål för hanteringen

Utifrån bilden av kommunikationsbehov och målgrupper från arbetet med antaganden, behöver ansvariga aktörer ställa sig frågan vad de vill uppnå med hanteringen. Livsmedelsfrågor utgör en av flera viktiga sakfrågor i formuleringen av mål. Återigen kan målen inte färdigställas i ett förberedande skede. De görs som en grund för att undvika att starta från noll i en tidspressad situation.

Mål för hanteringen som helhet bör innehålla kommunikationen som en integrerad del (se första punkten nedan). Dessa övergripande mål bör sedan brytas ned för att tydligare vägleda det fortsatta kommunikationsarbetet (se andra punkten nedan).

Mål för hanteringen i stort

Kommunikation som en integrerad del:

- * Vad vill vi uppnå i relation till berörda människors upplevelse av och reaktion på det inträffade?

Målen nedbrutna för kommunikationsarbetet

Vad vill vi att berörda människor

- * gör/inte gör?
- * känner/vet?

Även förberedda målsättningar behöver definieras av sakkunniga och kommunikatörer tillsammans.

Ett sätt att tänka i utformning av budskap, både i förberedelser och skarp hantering, är att dela upp dem i fyra pusselbitar:

Beskrivning av händelsen – summerad bild av händelseförlopp och konsekvenser utifrån allmänhetens perspektiv.

Råd och rekommendationer till berörda – det som ansvariga aktörer kommit fram till att berörda personer bör göra samt varför.

Aktörernas åtgärder och prioriteringar – vad ansvariga aktörer gör och varför.

Hänvisningar – vilken aktör som svarar på mer detaljerade frågor inom olika områden.

I händelse av en kärnkraftsolycka kommer många livsmedelsrelaterade frågor att uppstå och då är det viktigt att vara tydlig med vilka hot och risker som situationen medför. Allvarliga konsekvenser ska inte tonas ned så länge de är sanna. I faktarutan under nästa rubrik beskrivs några aspekter som kan vara värda att tänka på vid förberedelser av budskap just när det gäller ett scenario med nedfall av radioaktiva ämnen.

4. Tänkbara kanaler

Exakt vilka åtgärder som bör genomföras vid risk för eller efter ett utsläpp av radioaktiva ämnen är svårt att avgöra i förväg. Detta måste i stor utsträckning anpassas utifrån händelseförloppet i den faktiska situationen. Det som går att förbereda är vilka aktörer som kan komma att delta i kommunikationen av de gemensamma budskapen samt tänkbara kanaler för dialog med målgrupperna.

Ansvariga aktörer kan i ett förberedande skede utgå från frågorna:

- * Vilka aktörer kan komma att delta i kommunikationen av gemensamma budskap?
- * Hur kan ansvariga aktörer nå olika målgrupper på bästa sätt?

Att tänka igenom dessa frågor i förväg ger en grund som sedan kan användas för mer konkreta aktiviteter i syfte att nå de mål som definierats.

Budskapsformulering i situationer med stor osäkerhet

Vid en kärnkraftsolycka kommer det ta tid att få fram fakta, exempelvis om nedfallets omfattning och innehåll. En sådan inledande brist på bekräftad information är svårt att hantera och innebär risk för rykten, oro och obekräftade uppgifter.

I brist på bekräftad information kommer hanteringen inledningsvis i stor utsträckning att baseras på bedömningar. I budskapen blir det viktigt att bekräfta och förklara situationens osäkerhet samt klargöra hur denna osäkerhet hanteras av ansvariga myndigheter. Utmaningen är att bli konkret i kommunikationen i relation till olika målgruppers behov. Samtidigt är detta en av framgångsfaktorerna. En tydlig kommunikation av hotbilden måste alltid förmedlas tillsammans med en beskrivning av de åtgärder samhället vidtar, samt förslag på åtgärder som den enskilde kan vidta för sin egen och sina medmänniskors säkerhet.

Budskapsformulering vid hantering av komplexa frågor

När nedfallskartor och andra underlag finns, kommer dessa att behöva förklaras eftersom de innehåller ord, enheter och begrepp som till exempel överföringsfaktorer, gränsvärden, stråldos, dosrat, Becquerel (Bq) och millisievert (mSv). Underlag som på ett pedagogiskt sätt förklarar olika ord och begrepp, hur de hänger ihop och hur de används i hanteringen blir ovärderligt i den skarpa situationen och kan med fördel förberedas innan.

06

FÖRDJUPNING

I denna del av boken
finns mer detaljerade
beskrivningar av några
utvalda avsnitt.

OLIKA TYPER AV STRÅLNING

Den joniserande strålningen förekommer i form av alfa-, beta-, och gammastrålning.

ALFASTRÅLNING (α -strålning) utgörs av atomkärnor av helium och har en räckvidd på ett fåtal centimeter i luft. Alfastrålning stoppas redan av tunna skikt av fast material, exempelvis ett pappersark eller människans hud. Alfastrålningens korta räckvidd blir till ett allvarligt problem om ämnen som sönderfaller på detta sätt kommer in i kroppen. Detta beror på att den skada alfapartikelns orsakar blir mycket lokal i den vävnad där sönderfallet sker. Utanför kroppen är alfastrålningen ofarlig. Uran 238 och plutonium 239 är exempel på radioaktiva ämnen som avger alfastrålning.

BETASTRÅLNING (β -strålning) utgörs av elektroner som har en räckvidd på några meter i luft och någon centimeter i levande vävnad. Betastrålning stoppas av grova kläder eller till exempel en fönsterruta. Om radioaktiva ämnen sönderfaller inne i kroppen under det att de avger betastrålning, kan inre organ lokalt skadas på ungefär samma sätt som för alfastrålning. Skillnaden är att skadeområdet inte blir lika koncentrerat. Jod-131, cesium-137 och strontium-90 är exempel på radioaktiva ämnen som avger betastrålning.

GAMMASTRÅLNING (γ -strålning) är elektromagnetisk strålning med stor genomträngningsförmåga och uppstår som en följd av alfa- eller betasönderfall. Gammastrålningens stora genomträngningsförmåga gör att den kan påverka kroppen från stora avstånd. Skydd i form av väggar, särskilt de som innehåller tunga material som metall eller betong, stoppar dock det mesta av gammastrålningen. Jod-131, cesium-134 och cesium-137 är exempel på radioaktiva ämnen som avger gammastrålning.

BEGREPPET DOS OCH DE ENHETER SOM ANVÄNDS INOM STRÅLSKYDD

Det finns tre grundläggande storheter inom strålskydd.

ABSORBERAD DOS anger den mängd strålningsenergi som en bestrålad kropp tar upp per viktenhet. Den absorberade dosen används för att bilda sig en uppfattning om de deterministiska, det vill säga akuta/tidiga, strålskador som kan ha uppstått. Enheten är gray (Gy) vilket är samma sak som joule/kilogram.

EKVIVALENT DOS anger ett mått på stråldos som tar hänsyn till både mängden strålningsenergi och till olika strålslag. De olika strålslagen har olika biologisk effekt i relation till ett organ. Detta dosbegrepp används bland annat när man anger gränsvärden i relation till olika organ. Genom den ekvivalenta dosen görs en uppskattning av framtida stokastiska (sena) effekter. Enheten är sievert (Sv).

EFFEKTIV DOS anger ett mått på stråldos som tar hänsyn till mängden strålningsenergi (absorberad dos), strålslagets biologiska effekt (ekvivalent dos) och att olika vävnader och organ i kroppen har olika strålkänslighet. För att kunna uppskatta risker med strålning används organviktningsfaktorer så att en effektiv dos (motsvarande helkroppsdos) kan beräknas. Effektiv dos tar även hänsyn till ojämn exponering av kroppen. Enheten är sievert (Sv). Den effektiva dosen kan inte mätas med instrument. Det man normalt mäter och förenklat kallar dos eller dosrat är en storhet som benämns miljödosekvivalent, från vilken den effektiva dosen kan skattas.

SKADOR PÅ MÄNNISKA AV JONISERANDE STRÅLNING

När joniserande strålning träffar en cell i människokroppen överförs energi till cellen som då kan skadas eller dö. Beroende på om skadan uppkommer som en direkt följd av exponeringen eller inte, delas effekten av joniserande strålning upp i två kategorier.

DETERMINISTISKA HÄLSOEFFEKTER eller tidiga skador, är skador som kan uppstå över en viss tröskeldos. Med allvarliga deterministiska hälsoeffekter avses skador som är livshotande eller bestående. Deterministiska hälsoeffekter uppträder omedelbart eller inom några dagar till veckor efter exponeringstillfället. Symptom kan vara illamående, hudrodnader, ögonskador, nedsatt immunförsvar och sterilitet. Den blodbildande röda benmärgen är det enskilt mest kritiska av de strålkänsliga organen i kroppen. Allvarliga deterministiska hälsoeffekter kan, även för mycket svåra kärnkraftsolyckor, endast uppstå i närområdet kring kärnkraftverket. Konsumtion av kontaminerade livsmedel med aktivitetsnivåer enligt de tillåtna gränsvärdena efter en olycka kan inte leda till deterministiska hälsoeffekter.

STOKASTISKA HÄLSOEFFEKTER är sena skador, också kallade slumpmässiga skador, exempelvis cancer, som i de flesta fall uppträder lång tid efter exponeringstillfället. Det kan dröja allt från ett fåtal år upp till fyrtio år eller mer. Skadans allvarlighetsgrad ändras inte med stråldosen, men sannolikheten för en skada ökar med stråldosen. Studier på personer som fått höga stråldoser visar att sambandet mellan stråldos och risken att drabbas av cancer ökar linjärt. Kunskaperna om effekter vid låga stråldoser är begränsade. I det system för strålskydd som tillämpas idag utgår vi från hypotesen att det även vid mycket låga doser finns ett linjärt samband mellan stråldos och risk för slumpmässiga skador (linear-no-threshold model, LNT).

RADIOAKTIVA ÄMNEN SOM HAR STÖRST PÅVERKAN FÖR LIVSMEDEL EFTER EN KÄRNKRAFTSOLYCKA

I kapitlet **Utgångspunkter** beskrivs att de radioaktiva ämnen som är av störst betydelse för livsmedelsproduktionen vid en kärnkraftsolycka är jod och cesium. Nedan följer en mer utförlig beskrivning av dessa radioaktiva ämnen. Även strontium beskrivs nedan. Beräkningar för svenska kärnkraftverk visar dock att problemen med cesium förväntas överstiga problemen med strontium.

Jodisotoper, i synnerhet jod-131

Av de olika jodisotoper som förekommer i ett utsläpp från en kärnteknisk anläggning är jod-131 den viktigaste att beakta. Jod-131 sänder ut både gamma- och betastrålning vid sönderfall. Ämnet har låg ångbildningstemperatur och frigörs därför enkelt från kärnbränslet i den havererade reaktorn. Det är också lätttröligt i naturen och tas lätt upp i olika näringskedjor hos växter och djur.

Jod-131 som fallit ned på bete överförs snabbt till mjölken hos mjölkkor som går ute. Om inga åtgärder vidtas kan kontaminerade mjölkprodukter nå konsumenten inom några få dagar. Jod-131 tas upp i sköldkörteln hos människan relativt snabbt efter man har ätit. Detta för att jod är i sig är nödvändigt för syntes av sköldkörtelhormoner, vilka i sin tur är med i regleringen av flertalet vitala funktioner i människokroppen. Genom att äta jod-tabletter innehållande icke radioaktivt jod (stabil jod) så kan man förhindra eller minska upptaget av radioaktivt jod i sköldkörteln. Jodtabletter används dock främst som en skyddsåtgärd vid risk för inhalation av radioaktivt jod.

Eftersom den fysikaliska halveringstiden för jod-131 är så kort som åtta dagar är problemen jämförelsevis snabbt övergående. Efter två och en halv månad finns endast cirka en tusendel kvar av den ursprungliga mängden. Det är därför viktigt att initialt förhindra att jordbruksprodukter når livsmedelskedjan till dess att jod-131 har sönderfallit till acceptabla nivåer.

Även jod-132 förekommer efter ett utsläpp. Denna jodisotop uppstår då tellur-132 sönderfaller. Eftersom jod-132 har en fysikalisk halveringstid på några få timmar och tellur-132 har en halveringstid på cirka tre dagar, kommer dessa radionuklider att hamna i jämvikt. Detta innebär i praktiken att jod-132 minskar med samma halveringstid som tellur-132 samt finns kvar så länge som tellur-132 finns kvar.

Övriga jodisotoper som kommer ut i samma omfattning som jod-131 har betydligt kortare halveringstider än jod-131 och har därför försumbar betydelse för åtgärder kopplade till livsmedelsproduktion.

Nuklider med mer än 10 dagars halveringstid, i synnerhet cesium-134 och cesium-137

Radioaktivt cesium i form av cesium-134 och cesium-137 är de radioaktiva ämnen som på sikt kommer att utgöra det största problemet för produktion och hantering av livsmedel. Båda cesiumisotoperna sänder ut beta- och

gammastrålning vid sönderfall och halveringstiderna är 2 år respektive 30 år. Beroende av nedfallets storlek, markförhållanden och jordbruksinriktning kan åtgärder för att ta hand om radioaktivt cesium behöva vidtas under ett flertal år efter utsläppet.

Cesium tillhör de så kallade alkalimetallerna, det vill säga samma kemiska grupp som kalium och har likartade kemiska egenskaper. Eftersom kalium återfinns i alla celler så kommer också en stor andel cesium att ansamlas där. Det betyder att radioaktivt cesium kan återfinnas i musklerna hos djur som föds upp för köttproduktion, men även i musklerna hos människor. Cesium överförs också, precis som jod, till mjölken hos mjölkkor och andra lakterande djur som går ute och betar på marker där ett nedfall har skett.

Till kategorin med gamma- och betastrålande nuklider med mer än 10 dagars halveringstid hör ytterligare några radionuklider som kan bli aktuella att mäta i livsmedel efter en kärnkraftsolycka.

Exempel är:

- * cesium-136 (halveringstid 13 dagar)
- * barium-140 (halveringstid 13 dagar)

Dessa två radioaktiva ämnen kommer dock, på grund av sin korta halveringstid, ha mindre betydelse än cesium-134 och -137.

Strontiumisotoper, i synnerhet strontium-90

Strontium har liknande egenskaper som kalcium då de båda tillhör de alkaliska jordartsmetallerna. Detta betyder att om man får i sig radioaktivt strontium så kommer det att lagras på samma ställen i kroppen som kalcium, det vill säga i skelettet. Det radioaktiva strontiumet hamnar då nära benmärgen där det kan förorsaka skador på kroppens blodbildande organ. Den fysikaliska halveringstiden för strontium-90 är 29 år och den biologiska halveringstiden ännu längre, vilket leder till att problemet med denna radionuklid blir långvarig. Strontium-89, som också förekommer i ett utsläpp, har en fysikalisk halveringstid på 50 dagar. Problemet med denna radionuklid blir därför kortvarigare. Båda dessa radionuklider är svåra att mäta eftersom de avger lite respektive ingen gammastrålning.

För att strontium ska frigöras från kärnbränslet krävs en högre temperatur än för jod och cesium. Enligt haverianalyser för ett svårt haveri vid de svenska kärnkraftverken frigörs strontium i mycket mindre omfattning än cesium och jod.

PROCEDUREN FÖR GENOMFÖRANDE AV EU:S FÖRORDNING OM GRÄNSVÄRDEN VID HÄNDELSE AV KÄRNTEKNISK OLYCKA

Gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel antogs på nationell nivå i många Europeiska länder efter olyckan i Tjernobyli 1986. Dessa nationella gränsvärden varierar från land till land. För att skapa enhetliga gränsvärden inom EU finns EU-gemensamma gränsvärden på förhand fastställda, för att göras tillämpliga vid händelse av en kärnteknisk olycka (Rådets förordning (Euratom) 2016/52 om gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel och foder efter en kärnenergiolycka eller annan radiologisk nödsituation och om upphävande av rådets förordning*). Dessa gränsvärden bör tillämpas på livsmedel och foder som har ursprung i unionen, eller importeras från tredjeländer på grundval av platsen och omständigheterna för kärnenergiolyckan eller annan radiologisk nödsituation. Se tabell 2a, 2b och 3 nedan. (Samma tabeller förekommer i avsnittet som början på sidan 27 om Gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel och foder.)

EURATOM

– Europeiska atomenergigemenskapen är ett samarbete kring kärnteknik mellan Europeiska unionens medlemsstater.

I händelse av en olycka i en kärnteknisk anläggning eller annan radiologisk nödsituation, ska EU-kommissionen skyndsamt anta en genomförandeförordning som gör gränsvärdena tillämpliga. Beslutet tas på ett möte med ständiga kommittén för växter, djur, livsmedel och foder, där medlemsstaterna finns representerade (*Standing Committee on Plants, Animals, Food and Feed; Section Novel Food and Toxicological Safety, PAFF NFTOX*).

Eftersom situationen efter ett radioaktivt nedfall förändras med tiden kommer EU-kommissionen kontinuerligt följa läget. Giltighetstiden för den första genomförandeförordningen efter en kärnenergiolycka eller annan radiologisk nödsituation, bör inte överskrida tre månader. Förordningen och gränsvärdena uppdateras av kommissionen enligt principen för optimering, vilket innebär att stråldosen ska begränsas så långt det är rimligen möjligt med hänsyn tagen till ekonomiska och samhällsliga faktorer.

Ändringarna av gränsvärdena utgår då från principen om optimering och väger denna mot olika faktorer. Faktorerna kan vara nedfallets storlek och utvecklingen av den faktiskt uppmätta nivån av radioaktiva ämnen och hur de överförs till olika livsmedel. Översynen av gränsvärden kan innebära både en höjning eller en sänkning, men också leda till att ursprungliga gränsvärden fortsätter att gälla. En höjning av EU-gränsvärdena kan dock endast göras om den radiologiska olyckan förorsakat en så utbredd kontaminering av livsmedel eller foder inom EU, att resonemanget och antagandena** som ligger till grund för gränsvärdena i förordning 2016/52 inte längre är giltiga, till exempel vid brist på livsmedel. EU-kommissionen kan endast utföra en höjning av gränsvärdena efter samråd med den expertgrupp som avses i artikel 31 i fördraget.

Förordning 2016/52 ger också möjlighet till medlemsländerna att i motiverade fall begära att tillfälligt få avvika från gränsvärdena för radioaktiva ämnen i

* Euratom nr 3954/87 och kommissionens förordningar (Euratom) nr 944/89 och (Euratom) nr 770/90

** Resonemanget bakom de förberedda gränsvärdena i 2016/52 baserar sig särskilt på en referensnivå av 1 mSv per år för ökningen av en enskild persons effektiva dos vid intag av livsmedel och på antagandet att 10 % av de livsmedel som konsumeras årligen är kontaminerade (andra antaganden gäller dock för spädbarn under ett år).

särskilda livsmedel eller foder som konsumeras på dess territorium. Genom genomförandeförordningar bör det fastställas för vilka livsmedel och foder undantagen gäller, vilka typer av radionuklider som berörs samt det geografiska tillämpningsområdet och varaktigheten för undantagen. För att underlätta läsningen i denna fördjupningsdel följer här samma tabeller som finns i avsnittet [Gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel och foder](#).

TABELL 2A

Gränsvärden som ska gälla i EU vid händelse av en kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation inom EU **för livsmedel enligt nedan**. Rådets förordning (Euratom) 2016/52.

ISOTOPGRUPP / LIVSMEDELSGRUPP	LIVSMEDEL (BQ/KG) (A)			
	SPÄD-BARNMAT (B)	MJÖLK-PRODUKTER (C)	ANDRA LIVSMEDEL FÖRUTOM MINDRE VIKTIGA (D)	FLYTANDE LIVSMEDEL* (E)
Summan av radioaktiva strontiumisotoper, i synnerhet Sr-90 gäller även för jod	75	125	750	125
Summan av jodisotoper, i synnerhet I-131	150	500	2 000	500
Summan av alfastrålande isotoper av plutonium och transplutonier, i synnerhet Pu-239 och Am-241	1	20	80	20
Summan av alla andra nuklider med mer än 10 dagars halveringstid, i synnerhet Cs-134 och Cs-137 (F)	400	1 000	1 250	1 000

(A) Värdena för koncentrerade eller torkade produkter ska beräknas på grundval av den ätfärdiga produkten. Medlemsstaterna får utfärda rekommendationer om villkoren för utspädning för att säkerställa att gränsvärdena i denna förordning respekteras.

(B) Spädbarnsmat definieras som livsmedel avsedda för spädbarn under de tolv första levnadsmånaderna, vilka till fullo uppfyller näringskraven för denna människogrupp och saluförs i detaljhandeln i förpackningar som är tydligt märkta som sådana.

(C) Mjölkprodukter definieras som produkter som faller under följande KN-nummer, inklusive i förekommande fall senare justeringar: 0401 och 0402 (utom 0402 29 11).

(D) Mindre viktiga livsmedel och de tillämpliga motsvarande värdena anges i bilaga II i Rådets förordning (Euratom) 2016/52.

(E) Flytande livsmedel så som de definieras i nummer 2009 och i kapitel 22 i Kombinerade nomenklaturen. Värdena har beräknats med hänsyn till förtäring av kranvatten och samma värden får tillämpas för dricksvatten enligt beslut av behöriga myndigheter i medlemsstaterna.

(F) Radioaktivt kol (C-14), tritium och kalium-40 är inte inkluderade i denna grupp.

* FLYTANDE LIVSMEDEL

Samma värden får tillämpas för dricksvatten enligt beslut av behöriga myndigheter i medlemsstaterna.

TABELL 2B

Gränsvärden som ska gälla i EU vid händelse av en kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation inom EU **för mindre viktiga livsmedel** (huvudsakligen kryddor) enligt förteckningen i punkt 1, i bilaga II i Rådets förordning (Euratom) 2016/52.

ISOTOPGRUPP	(BQ/KG)
Summan av strontiumisotoper, i synnerhet Sr-90	7 500
Summan av jodisotoper, i synnerhet I-131	20 000
Summan av alfastrålande isotoper av plutonium och transplutonier, i synnerhet Pu-239 och Am-241	800
Summan av alla andra nuklider med mer än 10 dagars halveringstid, i synnerhet Cs-134 och Cs-137(G)	12 500

(G) Radioaktivt kol (C-14), tritium och kalium-40 är inte inkluderade i denna grupp.

TABELL 3

Gränsvärden som ska gälla i EU vid händelse av en kärnteknisk olycka eller annan radiologisk nödsituation inom EU **för djurfoder**. Gränsvärden syftar på summan av cesium-134 och cesium-137. Rådets förordning (Euratom) 2016/52.

FODER FÖR	BQ/KG(H) (I)
Svin	1 250
Fjäderfä, lamm, kalvar	2 500
Övriga	5 000

(H) Dessa värden ska medverka till att gränsvärdena för livsmedel inte överskrids; ensamma garanterar de inte detta under alla förhållanden, och minskar inte kravet på kontroll av radioaktivitetsnivån i animaliska produkter avsedda som livsmedel.

(I) Dessa värden ska tillämpas på foder färdigt för konsumtion.

AVSTÅND DÄR DET KAN BLI PROBLEM MED PRODUKTION OCH HANTERING AV LIVSMEDEL

Som beskrivits i avsnittet **Geografiska områden där livsmedel kan kontamineras** tar vissa livsmedel upp mer av de radioaktiva ämnena än andra och når konsumenten på kort tid. Därför kommer troligtvis områden där åtgärder behöver genomföras vara olika stora för olika typer av livsmedel.

I rapport "2017:27 Översyn av beredskapszoner" (SSM 2017) finns en sammanställning av avstånd från utsläppskällan där det kan uppstå problem med produktion och hantering av livsmedel, se tabell nedan. Avståndet bygger på de gränsvärden för försäljning av livsmedel som enligt EU-förordningen 2016/52 införs efter ett radioaktivt nedfall. Spridningsberäkningar är utförda för ett stort antal väderfall för de så kallade dimensionerande händelserna och är ett underlag till beredskapsplaneringen kring de svenska kärnkraftverken. Värdena gäller om 90 procent av förekommande väderfall beaktas. Det innebär att det finns en sannolikhet att angivna avstånd i tabellen kan komma att överskridas i ett fåtal väderfall.



TABELL 6

Sammanfattning av avstånd från utsläppskällan där det kan uppstå problem med produktion och hantering av livsmedel.

NUKLIDGRUPP	VÄL FUNGERANDE (km)	FUNGERANDE (km)	EJ FUNGERANDE (km)
Dricksvatten från ytvattentäkter med liten utspädning (0,5 m djup)			
Jod	~40	~60	>500
Cesium	~1	~15	>500
Strontium	-	-	~250
Transuraner	-	-	~2
Dricksvatten från ytvattentäkter med stor utspädning (10 m djup)			
Jod	~6	~10	>500
Cesium	-	~1	~250
Strontium	-	-	~25
Transuraner	-	-	-
Mjök			
Jod	~300	~350	>500
Cesium	~25	~300	>500
Strontium	-	~3	>500
Nötkött (inklusive ren)			
Cesium (bete)	~200	>500	>500
Strontium (bete)	-	-	~250
Cesium (naturbete)	~200	>500	>500
Strontium (naturbete)	-	~3	>500
Fläskkött			
Cesium	~25	~300	>500
Strontium	-	-	~30
Viltkött (älg och rådjur)			
Cesium (100 kBq/m ²)	~2	~35	>500
Cesium (10 kBq/m ²)	~25	~300	>500
Spannmål			
Cesium	~25	~300	>500
Strontium	-	~3	>500
Bladgrönsaker			
Cesium	~200	>500	>500
Strontium	-	~35	>500
Potatis			
Cesium	-	~3	~350
Strontium	-	-	~250

Tabellen gäller för händelser med väl fungerande, fungerande och ej fungerande konsekvenslindrande system. "-" innebär att åtgärdsnivån inte överskrids.

Variationen mellan djurtyper och t.ex. på svamptillgång i skogen medför ett intervall på den markbeläggning som krävs för att uppnå en koncentration i viltkött i nivå med gränsvärdet.

STRÅLNINGSMÄTNINGAR

Nationella övervakningssystem

Sverige har tre olika mätsystem i kontinuerlig drift i landet. Ett av systemen har som huvudsyfte att mäta strålningen vid en svensk kärnkraftsolycka, men alla tre system kan ge värdefulla data vid en sådan händelse.

Nationellt nät med gammastationer

Strålsäkerhetsmyndigeten (SSM) ansvarar för detta system som har som huvudsyfte att detektera nedfall av radioaktiva ämnen från utländska kärnkraftsolyckor. Gammastationerna mäter dosrat en gång varje timme och larmar om dosraten överskrider vissa förutbestämda nivåer.

Fasta mätstationer kring respektive kärnkraftverk

Mätstationerna har som syfte att upptäcka, verifiera och följa ett utsläpp från ett svenskt kärnkraftverk och är utplacerade inom indikeringszonen (ut till 50 km från kärnkraftverket). Mätstationerna är utspridda på ett 30 tal platser med en förtätning närmast kärnkraftverket. Mätstationer som befinner sig på längre avstånd från kärnkraftverket är huvudsakligen placerade vid brandstationer eller i befolkningstäta områden. Stationerna rapporterar dosrat en gång per timme under normal drift och var 10:e minut vid larmdrift. Mätdata kan även användas som underlag till dosuppskattningar till befolkningen efter ett utsläpp. Strålsäkerhetsmyndigheten (SSM) och länsstyrelserna i kärnkraftsläna delar ansvar för driften för mätstationerna men systemet ägs av SSM.

Luftfilterstationer

Vid luftfilterstationerna filtreras cirka 2 000 m³ luft per timme genom partikel-filter. Filtren byts två gånger per vecka och analyseras sedan på laboratorium för att undersöka luftkoncentrationen av olika radioaktiva ämnen. Stationerna är mycket känsliga och har som huvudsyfte att upptäcka alla typer av utsläpp av radioaktiva ämnen till atmosfären. Luftfilterstationerna har även utrustning för att samla in gasformig jod och radioaktivt regnvatten. Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI) driver luftfilterstationerna på uppdrag av SSM som också finansierar denna verksamhet.

Mätorganisation vid länsstyrelser och kommuner

Samtliga länsstyrelser i Sverige ska enligt förordningen (2003:789) om skydd mot olyckor upprätthålla ett program för räddningstjänst och sanering för händelser med utsläpp av radioaktiva ämnen från kärntekniska anläggningar. I programmet ska det bland annat ingå en planering för strålningsmätningar för att kunna identifiera och kvantifiera ett eventuellt nedfall av radioaktiva ämnen.

I de tre kärnkraftsläna är organisationen för strålningsmätningar extra utbyggd. Mätningarna genomförs av personal från länets räddningstjänster och innefattar tre huvudsakliga typer av mätning/provtagning. Under ett utsläpp mäts dosraten via de ovan nämnda fasta mätstationerna som mäter gammastrålning runt kärnkraftverket.

I händelse av ett utsläpp tar man även luftprover för att bedöma koncentrationer av olika radioaktiva ämnen i utsläppet. Luftproverna skickas till ett laboratorium för gammaspektrometrisk mätning. Efter att utsläppet upphört övergår man till dosratsmätning med personal längs olika slingor i indikeringszonen som sträcker sig ut till 50 km från kärnkraftverket. Detta görs för att skapa en bild av nedfallets utbredning och tillhörande dosratsnivåer. Mätresultaten används i första hand för att bedöma behovet av skyddsåtgärder för allmänheten.

Strålsäkerhetsmyndighetens nationella organisation för expertstöd

Strålsäkerhetsmyndigheten har inom beredskapsområdet till uppgift att upprätthålla och leda en nationell organisation för expertstöd vid radiologiska nödsituationer. Organisationen utgörs av laboratorier vid centrala myndigheter, universitetsinstitutioner samt ett privat företag som har kvalificerad kompetens inom strålningsmätningar och avancerade mätesurser. I dagligt tal kallas dessa laboratorier för SSM:s beredskapslaboratorier. Organisationen upprätthålls genom avtal mellan SSM och respektive organisation. Genom regelbunden övning och utbildning samt tillförsel av utrustning säkerställs en god mätförmåga inom organisationen. Organisationens huvudsakliga syfte är att stödja krishanterande myndigheter med mätdata och beslutsunderlag. Det finns ett stort antal olika mätrelaterade uppgifter som kan delas in i följande huvudsakliga områden:

Mätning av aktivitetsnivåer och dosrat i omgivningen

Det är viktigt att kunna identifiera vilka radioaktiva ämnen som nedfallet består av och att kunna kvantifiera dessa nuklider. Detta görs bland annat med avancerade detektorer av halvledartyp som kalibreras för att ge mätresultat i aktivitet per kvadratmeter. Tillsammans med dosratsmätningar kan resultaten ge information om framtida doser, aktivitetens avklingning och möjlig påverkan på livsmedelskedjan på kort och lång sikt.

Mobil mätning av aktivitetsnivåer och dosrat i omgivningen

Inom organisationen finns flera specialutrustade bilar med mätsystem som kan mäta dosrat och aktivitet kontinuerligt under färd. Detta är ett mycket effektivt sätt att kartlägga ett nedfalls utbredning eller för att söka efter strålkällor i omgivningen. Genom Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) kan mobila mätningar genomföras från flygplan utrustade med mycket känsliga detektorer. Detta är ett kraftfullt och effektivt sätt att genomföra en storskalig kartläggning av nedfallet.

Mätning av aktivitet i prover

Flertalet beredskapslaboratorier har avancerad utrustning i fasta laboratorier för mätning av radioaktivitet i prover. Det kan röra sig om prover på mark, gräs och luft för att uppskatta markbeläggningen och luftkoncentrationer eller prover på vatten, mjölk och kött för att uppskatta överföring av aktivitet till livsmedelskedjan.

Mätning av aktivitetsinnehåll i kroppen

Flera av beredskapslaboratorierna har utrustning för att mäta innehållet av radioaktiva ämnen i kroppen på människa. Detta kan göras i så kallade helkroppsmätare med känsliga detektorer i rum avskärmade med bly eller järn. Det kan även göras genom mätning på urin- eller faecesprover.

En annan viktig mätmetod är att mäta innehållet av radioaktiv jod i sköldkörteln. Mätningar av radioaktivitet i kroppen behöver göras av eller i nära samarbete med sjukvården och används för att uppskatta doser från intag eller inandning av radioaktiva ämnen.

Dosberäkningar och strålskyddsbedömningar

Personal inom den nationella organisationen för expertstöd har även expertis inom dosberäkningar och strålskyddsbedömning. Detta är en viktig uppgift som de har vid sidan om strålningsmätningar.

Mätning av livsmedel

Tidigare beskrivna mätresurser som finns att tillgå på nationell, regional och kommunal nivå är inte dimensionerade för att i händelse av en olycka med nedfall av radioaktiva ämnen även klara en storskalig mätning på livsmedel. Det är därför viktigt att en god förmåga att mäta livsmedel byggs upp i händelse av att en ny kärnkraftsolycka drabbar Sverige.

Strålningsmätningar som kan behövas i den egna kontrollen behöver därför livsmedelsföretagen själva ansvara för att de blir genomförda. Detsamma gäller för livsmedelskedjans kontrollmyndigheter när det gäller kontroll av livsmedel, till exempel att utföra mätningar för att undersöka efterlevnaden av de gränsvärden som satts för radioaktiva ämnen i olika livsmedel.

Vissa nationella mätresurser skulle kunna användas för mätning av livsmedel som ett led i själva kartläggningen av nedfallets omfattning och innehåll. Detta kan exempelvis handla om att beräkna hur radioaktiva ämnen överförs i livsmedelskedjan - från markbeläggning till grödor/foder och vidare till kött- och mjölkprodukter. Genom att mäta på livsmedelsprodukter får myndigheterna bekräftat hur väl de beräkningar som görs utifrån markbeläggningar stämmer överens med halter som uppmätts i livsmedlet. Detta kan innebära att tidigare råd och rekommendationer kan behöva ändras eller kompletteras.

ÖVERFÖRINGSFAKTORER

Graden av överföring av radioaktiva ämnen från ett led i livsmedelskedjan till ett annat kan uttryckas genom så kallade överföringsfaktorer. Överföringsfaktorn beskriver relationen mellan radioaktivitet i en råvara eller livsmedel och omgivande radioaktivitet. Överföringsfaktorerna ger riktvärden som är praktiska att använda, till exempel för att uppskatta aktivitetskoncentrationen i mjölk utifrån djurets dagliga aktivitetsintag.

Överföringsfaktorn är dock specifik för en given situation och ett givet livsmedel/råvara samt gäller för ett konstant innehåll av det radioaktiva ämnet i exempelvis mark eller djurfoder. Eftersom informationen om djurens diet, totala foderintag och aktivitetskoncentrationen i olika betesväxter är svår att ta reda på är det i princip omöjligt att göra en exakt bestämning av de olika stegen i överföringen från deposition till ett livsmedel. Därför är det viktigt att förstå att överföringsfaktorn bara ger en grov uppskattning och inte en fullständig bild av verkligheten.

Det finns flera olika sätt att ange överföringsfaktorer (F), här beskrivs de tre vanligast förekommande:

1) Förhållandet mellan halten av ett radioaktivt ämne i mjölken (m) och djurets dagliga intag av det radioaktiva ämnet (exempelvis foder eller betesgräs):

$$F_m = \frac{\text{Aktivitetskoncentration i mjölk (Bq/l)}}{\text{Djurets dagliga aktivitetsintag (Bq/dag)}}$$

Uttrycket är lämpligt att använda vid kontrollerade utfodringsbetingelser då det dagliga intaget av foder är känt liksom halten av radioaktiva ämnen i fodret. För kor som går på bete skulle en ungefärlig beteskonsumtion kunna uppskattas.


2) Motsvarande förhållandet mellan halten av ett radioaktivt ämne i djurprodukten (f) (exempelvis kött) och djurets dagliga intag av det radioaktiva ämnet (i exempelvis foder eller betesgräs):

$$F_f = \frac{\text{Aktivitetskoncentration i kött (Bq/kg)}}{\text{Djurets dagliga aktivitetsintag (Bq/dag)}}$$

3) Ett alternativ till 1 och 2 ovan är att använda den enkla faktorn där man delar halten i livsmedlet och depositionen på det område som livsmedlet tagits från (t ex Bq per kilo livsmedel delat med Bq per kvadratmeter mark där det odlats. Detta kan exempelvis gälla överföring från mark till växtprodukter (F_g), eller kött (F_{ag}):

$$F_g = \frac{\text{Aktivitetskoncentration i växt (Bq/kg torrsvikt)}}{\text{Markdeposition (Bq/m}^2\text{)}}$$

$$F_{ag} = \frac{\text{Aktivitetskoncentration i kött (Bq/kg)}}{\text{Markdeposition (Bq/m}^2\text{)}}$$

 **För mer läsning:** I rapporten [Motåtgärder i växtodlingen efter ett nedfall av radioaktivt cesium vid olika nedfallsnivåer och årstider \(Jordbruksverket, rapport 2008:27\)](#), finns mer att [läsa om överföringen mellan olika led i livsmedelskedjan.](#)

SPRIDNING AV RADIOAKTIVA ÄMNEN I MARK

Vid depositionen fångas delar av nedfallet upp av vegetationen och transporteras vidare antingen in i växten eller vidare till marken genom inverkan av regn och/eller vind. De radioaktiva ämnen som tagits upp av växter överförs förr eller senare till marken via transport till rötterna eller via förnafall (blad, stjälkar etcetera). När förnan bryts ner av mikroorganismer blir de radioaktiva ämnena tillgängliga för växtupptag igen.

Jordarnas lerhalt, mullhalt, näringsstatus, pH värde och rotfördelning har stor inverkan på rotupptaget av radioaktiva ämnen. I mineraljordar, särskilt i lerjordar, är rotupptaget av cesium klart lägre än i organogena jordar. Lerjordar kan vara så täta att de effektivt stoppar all genomrinning. Vätskan tenderar då istället att rinna längs med de täta ytorna tills annat, mer genomsläppligt material nås. Cesium fixeras mycket hårt till lermineral. Fixeringsförmågan minskar i ordningen: **lerjord > mjälajord > mojord > sandjord > organogen jord.**

Jordpartiklar med radioaktiva ämnen kan transporteras med ytvattenströmmar till nya platser där de deponeras. Stora mängder partiklar i olika vattendrag kan därför avsättas på olika marker, sjöar och i översvämningsområden.

Förnanerbrytning, grävande djur (exempelvis daggmaskar) som lever i marken, liksom plöjning och harvning, påverkar löslighet och fördelning av radioaktiva ämnen i marken. Den omrörning som åstadkoms ökar kontakten med markpartiklarna och leder till att olika radioaktiva ämnen binds mer eller mindre hårt till markpartiklarna. Omrörningen påverkar också den vertikala fördelningen av de radioaktiva ämnena och sänker deras koncentration när de späds ut i en större jordmassa. Positivt laddade radioaktiva joner, som cesium-joner och strontium-joner, attraheras av de negativt laddade ytorna på mineral- och humuspartiklar. Detta innebär att de radioaktiva jonerna blir olika hårt bundna men fortfarande tillgängliga för växtupptag genom jonbyte. Cesium kan också med tiden fixeras (bindas hårt) i lermineralens kristallstruktur och blir därmed inte längre tillgängligt för växtupptag annat än genom vittring, vilket är en mycket långsam process. Till följd av dessa bindningar till markpartiklarna migrerar särskilt cesium endast långsamt ner genom markprofilen och läckaget genom marken ut till vattendragen blir litet.

Strontium bildar ganska starka komplex med markens organiska material. Migrationsstudier har visat att strontium rör sig snabbare genom jordprofilen än cesium, särskilt i sandiga jordar, även om migrationshastigheten är låg. Upptaget i växter är större för strontium än för cesium. Detta beror på att strontium är kemiskt närbesläktat med kalcium, samt att strontium inte binds lika hårt i marken som cesium. Strontium fixeras inte till lermineral som cesium gör. Generellt är upptaget för strontium i växter större på grovkorniga jordar, såsom sandjordar, än på lerjordar eller organogena jordar. I organogena jordar är överföringen av cesium effektivare än den för strontium, då strontium kan bindas hårdare till de organiska markpartiklarna genom komplexbildningar.

FAKTORER SOM PÅVERKAR HALTER AV RADIOAKTIVA ÄMNER I DJUR

Via kontaminerat foder kan djur få i sig radioaktiva ämnen som tas upp i mage och tarm och transporteras vidare ut i kroppen. Därmed kan muskler (kött) och mjölk bli kontaminerade. En rad förhållanden påverkar hur mycket av olika radioaktiva ämnen som absorberas och tas upp i djurets olika organ och vävnader. Nedan beskrivs några avgörande faktorer.

Nedfallets innehåll

JOD i bete och foder är i löslig form och absorberas snabbt och nästan fullständigt från de övre delarna av mag-tarmkanalen till blodet.

CESIUM absorberas i djurens mag-tarmkanal, företrädesvis i tunntarmen. Andelen som absorberas kan ligga på cirka 50–80% och ibland mer. Med blodet förs ämnet snabbt ut i djurkroppen. Vid jämviktstillstånd beräknas 85% av kroppens totala innehåll av cesium-137 finnas i muskulaturen, 5% i benvävnaden och resten i andra organ eller vävnader.

Lakterande djur utsöndrar en del av det absorberade cesiumet i mjölken (i storleksordningen 10%), värpande höns utsöndrar cesium i äggen och alla djurslag ackumulerar cesium i sina muskler.

STRONTIUM i födan absorberas främst i tunntarmen. Absorptionsgraden varierar mellan 5 och 25% hos vuxna idisslare, medan absorptionen kan vara 100% hos unga diande eller mjölkutfodrade djur. Strontium ansamlas företrädesvis i benvävnaden och cirka 95% av kroppens innehåll (av det som absorberats) återfinns där.

Mjölk, och även i viss mån kött, är potentiella strontiumkällor i människans kost. Man brukar räkna med att ungefär 5% av radioaktivt strontium i födan utsöndras med mjölken.

Djurslag

Olika djurslag ansamlar radioaktiva ämnen i olika hög grad. Idisslare absorberar i allmänhet mindre av intagen cesiummängd än vad icke-idisslare gör. Skillnader mellan djurslagen förklaras bland annat av skillnader i fodertyp/diet (se nedan), fodersmältning och fodrets uppehållstid i mag-tarmkanalen, men även av fysiologiska skillnader. Mindre djur har en snabbare ämnesomsättning, vilket gör att även radioaktiva ämnen omsätts och utsöndras snabbare, samtidigt som djuret äter mer i förhållande till sin kroppsvikt, och därmed får i sig mer av radioaktiva ämnen.

Foder och bete

Bete och vallfoder förväntas i allmänhet ha högre halter av radioaktiva ämnen än andra fodermedel, exempelvis spannmål, vid samma nedfallsnivåer. Val av fodermedel är således avgörande för den totala överförda mängden radioaktiva ämnen till djur.

För djur som tillskottsutfodras under en del av dygnet, ges ofta vallfoder i form av ensilage och en mindre del kraftfoder. Andelen tillskottsfoder styrs av betestillgång och djurbeläggning samt betets näringsinnehåll och smaklighet. Hur stor del av dygnet som djuren erbjuds bete är givetvis också avgörande.

Djurens kroppsvikt och produktionsnivå har betydelse för hur mycket de äter totalt. Man brukar räkna med en beteskonsumtion för mjölkkor på 1–3 kg torrsubstans per 100 kg levande vikt och dygn. Man kan utgå från en betydligt lägre konsumtion i de fall betesdriften endast har karaktären av motionsbete. Om ett djur kontinuerligt tillförs foder med en viss kontamineringsgrad stiger halten i mjölk och kött gradvis upp till en jämviktsnivå. För att uppnå jämvikt i mjölk tar det relativt kort tid medan det i nötkött kan ta flera månader. Läs mer ovan i avsnitt om jämviktsnivå.

Betesbeteende

Innehållet av radioaktiva ämnen kan skilja mellan olika växtarter på samma mark, och även mellan olika delar av samma växt. Djurens sätt att beta bestämmer vilka växter och vilken del av växten som konsumeras. Nötkreatur sliter av betesgräset med tungan. De kan då få med mycket av den nedre delen av växten och även förna, rötter och jordpartiklar kan följa med. I vissa fall betar även nötkreatur mer selektivt och väljer de övre delarna av växten. Generellt kan man dock säga att nötkreatur betar mindre marknära än exempelvis får, som biter eller gnager av växterna mycket nära markytan.

På naturbete har djurens val av växtarter och växtdelar stor betydelse för hur mycket de får i sig av radioaktiva ämnen. Hjorddjur (exempelvis älgar, rådjur och renar) är i allmänhet mycket mer selektiva i sitt betesval än nötkreatur och får. Det är därför svårt att uppskatta hur mycket av radioaktiva ämnen de får i sig, även om man vet hur mycket som finns i de enskilda växtarterna. Radioaktiva ämnen kan vara bundna till partiklar i jorden. Jordkonsumtion (frivillig konsumtion av jord eller ofrivillig med jordbemängt foder) kan därför påverka djurens intag av radioaktiva ämnen efter ett nedfall. Radioaktivt cesium som är bundet till jordpartiklar har dock lägre biotillgänglighet än det som finns i växterna. En fullvuxen ko kan konsumera cirka 0,75 kg jord om dagen.

Ålder, tillväxt, produktionsintensitet och fysisk aktivitet

Överföringen påverkas av djurets ålder och tillväxt. Unga, växande individer äter mer och tar därför upp radioaktiva ämnen snabbare. Å andra sidan är ämnesomsättningen högre och utsöndringen går därför också snabbare. Enligt vissa undersökningar, dock inte alla, har yngre djur högre halter av radioaktivt cesium i muskulaturen än äldre när de äter samma föda. Även produktionsintensitet påverkar ämnesomsättningen och därmed upptag och utsöndring av radioaktiva ämnen.

Djurets fysiska aktivitet kan ha en viss inverkan på överföringen av radioaktivt cesium. På grund av en högre blodgenomströmning anses såväl upptag som utsöndring av radioaktivt cesium vara snabbare i aktiva muskler än i inaktiva. På sikt skulle därmed inaktiva muskler i ett djur få en högre cesiumkoncentration än aktiva. Norska studier på lamm har också visat att utsöndringen av cesium gick snabbare när djuren motionerades.

Tiden

Allteftersom halterna av radioaktiva ämnen ändras i bete och foder ändras även halterna i djuren. Som beskrivits tidigare bestäms växternas innehåll av radioaktiva ämnen i stor utsträckning av hur och när på året de blev kontaminerade, hur de tillväxer eller vissnar, om de betas och så vidare. Detta medför att innehållet i djurens föda ändras med tiden. För fritt betande djur ändras också dieten med årstiderna vilket kan påverka intaget av radioaktiva ämnen. Vintertid då installerade djur utfodras med skördat foder blir radioaktiva halten relativt konstanta.

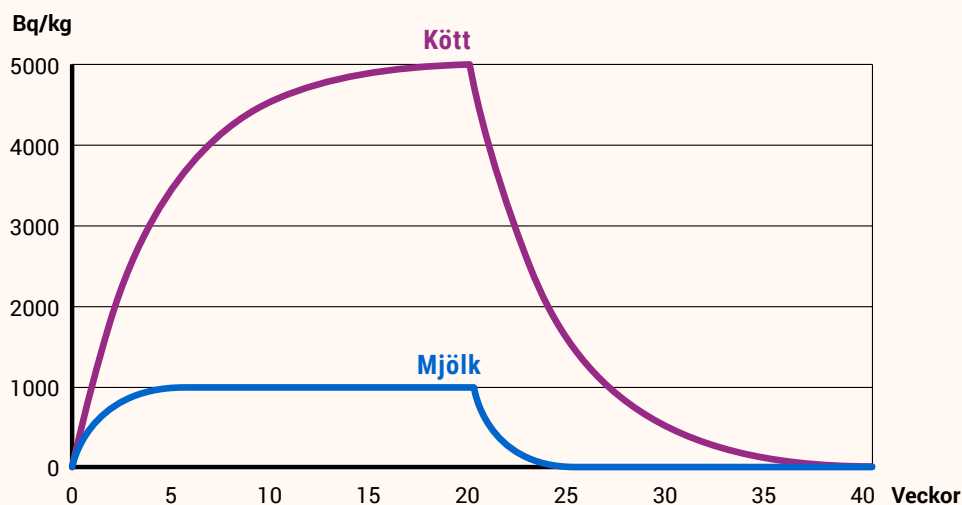
Jämviktsnivåer

För djur som under en längre tid äter foder där halten av radioaktiva ämnen i princip är konstant, uppnås efter en tid en jämviktsnivå där aktiviteten i köttet och mjölken inte längre ökar. Hur snabbt denna jämvikt inställer sig i djurkroppen beror på nuklidens biologiska och fysikaliska halveringstider. Att uppnå jämvikt för strontium tar exempelvis längre tid än för cesium.

Exempel på tid för att uppnå jämviktsnivå:

- * Cesium i mjölk: 3-4 veckor.
- * Cesium i nöt- och griskött: 3-4 månader.

Om man ersätter det radioaktiva fodret med icke radioaktivt foder sker det omvända och mängden radioaktiva ämnen minskar då med den effektiva halveringstiden. Det går lika fort eller långsamt att minska intaget av radionukliderna i djurkroppen som det tar att bygga upp halten. Att minska cesiumhalten genom att utfodra med rent foder har med framgång utnyttjats för att sänka halterna i exempelvis ren inför slakt.



Figur 17 / Exempel på utvecklingen av halten cesium-137 i kött respektive mjölk från ko om kon först utfodras med kontaminerat foder och sedan, från vecka 20, utfodras med rent foder. Jämvikt uppnås fortare i mjölk.

OLIKA TYPER AV LIVSMEDELSPRODUKTION OCH DERAS KOPPLING TILL ÅRSTID OCH GEOGRAFI

Tabellerna nedan innehåller gamla uppgifter och ska främst ses som exempel på de variationer som finns mellan typ av produktion, årstid och geografiska områden i Sverige. Det har hänt mycket inom utvecklingen av jordbruket sedan perioden 1977–1991. Jordbruksverket samt berörda länsstyrelse kan om aktuellt ge djupare information om de produktionsförhållanden som nu råder.

TABELL 7A

Tidpunkt för sådd och skörd – mediantidpunkter och variationsvidder åren 1977–1991.

		GÖTALANDS SÖDRA SLÄTTBYGDER	SVEALANDS SLÄTTBYGDER	NEDRE NORRLAND
SÅDD	Höstraps, Höstrybs	19/8 (12/8–24/8)	11/8 (5/8–18/8)	–
	Höstvete	20/9 (11/9–27/9)	15/9 (8/9–23/9)	–
	Vårvete, Korn	14/4 (25/3–1/5)	7/5 (27/4–18/5)	24/5 (3/5–5/6)
	Havre	21/4 (3/4–9/5)	8/5 (25/4–19/5)	22/5 (2/5–3/6)
	Potatis	6/5 (19/4–26/5)	20/5 (11/5–29/5)	25/5 (14/5–2/6)
SKÖRD	Slåttervall (första skörd)	10/6 (30/5–3/7)	24/6 (15/6–5/7)	4/7 (1/7–14/7)
	Korn	18/8 (5/8–9/9)	4/9 (21/8–20/9)	17/9 (3/9–6/10)
	Höstvete	27/8 (17/8–22/9)	29/8 (16/8–11/9)	–
	Vårvete	4/9 (19/8–1/10)	12/9 (14/8–3/10)	–
	Potatis	22/9 (12/9–29/9)	21/9 (9/9–26/9)	17/9 (7/9–22/9)

Källa: Jordbruksverket

TABELL 7B

Betesperiodens början och slut **för mjölkkor**.

LÄN	BETESPERIOD FÖR MJÖLKKOR
Blekinge • Skåne Södra delarna av Kalmar och Hallands län	5/5–15/9
Jönköping • Kronoberg • Gotland • Västra Götaland Norra delarna av Kalmar och Hallands län	10/5–15/9
Stockholm • Uppsala • Södermanland Östergötland • Örebro • Västmanland	15/5–1/9
Värmland • Dalarna • Gävleborg Västernorrland • Jämtland	20/5–1/9
Västerbotten • Norrbotten	10/6–15/8

Källa: Jordbruksverket



LITTERATURLISTA

- Alskog, E. 1992. Lokala undersökningar i jordbruket efter Tjernobylyolyckan 1986. I. Överföring av radiocesium från betesmark till mjölk i Gävleborgs län 1987. Inst. för Radioekologi ISSN0280-7963. ISRN SLU-REK-R-69-SE. Rapport SLU-Rek-69.
- Alskog, E. 1992. Lokala undersökningar i jordbruket efter Tjernobylyolyckan 1986. II. Undersökningar i Gävleborgs län 1986-88. Inst. för Radioekologi ISSN0280-7963. ISRN SLU-REK-R-70-SE. Rapport SLU-Rek-70.
- Andersson, K.G., Rantavara, A., Roed, J., Rosén, K., Skipperud, L. & Salbu, B. 2000. NKS/BOK-1.4, A Guide To Countermeasures for Implementation in the Event of a Nuclear Accident Affecting Nordic Food-Producing Areas. NKS-16, August 2000. NKS/BOK-1.4, Risø, pp 1-76. ISBN 87-7893-066-9.
- Andersson, K. G., Hove, K., Hänninen, R., Kostianen, E., Lauritzen, B., Loe, R., Roed, J., Rosén, K., Salbu, B. & Saxén, R. 2001. HUGINN, A late-phase nuclear emergency exercise. Ed. B. Lauritzen. Report from the NKS/BOK-1.4 project group Countermeasures in Agriculture and Forestry. NKS 23. Risø National Laboratory, Denmark. ISBN 87 7893 073 1. pp. 1 104.
- Andersson, I., Tegglöf, B. & Elwinger, K. 1990. Transfer of 137Cs from grain to eggs and meat of laying hens and meat of broiler chickens, and the effect of feeding bentonite. Swedish J. Agric. Res. 20, 35-42.
- Andersson, I., Ulvsand, T., Hansson, J. & Dolby, C. M. 1993. Byggnader för animalieproduktion. Inventering, beskrivning och beräkning av skyddsfaktorer för joniserande strålning. Effekter på strålnivån i byggnader genom saneringsåtgärder. FOA rapport. C 40306 4.3. FOA ABC-skydd, Umeå.
- Andersson, I., Steen Svendsen, L. & Gustafsson, B. 1999. The care of farm animals in emergency situations. Management, slaughter, carcass destruction, and risk of contagion. Survey of literature, practical experience, legislation and information related to emergency preparedness, response and mitigation. Case histories. Forskningsrapport. ISBN 91 70 97 062 9. ÖCB (Överstyrelsen för civil beredskap), Stockholm.
- Andersson, I., Lönsjö, H. & Rosén, K. 2001. Long-term studies on transfer of 137Cs from soil to vegetation and to grazing lambs in a mountain area in Northern Sweden. J. Environmental Radioactivity 52, 45-66.
- Andersson, P. et al. 2007. Strålmiljön i Sverige. SSI rapport 2007:2. ISSN 0282-4434. Stockholm: Statens strålskyddsinstitut.
- Bengtsson, G.B. & Wetlesen, A. 1992. Reduksjon av radionuklider i matvarer. I. Radioaktivt nedfall fra Tsjernobyl-ulykken. Folger for norsk landbruk, naturmiljø og matforsyning. (Red: T.H. Garmo & T.B.Gunnerød), 129-147. Slutrapport fra NLFVs forskningsprogram om radioaktivt nedfall 1988-1991. Norges landbruksvitenskaplige forskningsråd. Trondheim/Ås.
- Bengtsson, S.B., Eriksson, J., Gärdenäs, A.I., Vinichuk, M. & Rosén, K. (2013). Accumulation of wet-deposited radiocaesium and radiostrontium by spring oilseed rape (*Brassica napus* L.) and spring wheat (*Triticum aestivum* L.). Environmental Pollution, 182, 335-342. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.035>
- Bengtsson, S.B., Gärdenäs, A.I., Eriksson, J., Vinichuk, M. and Rosen. K.. 2014. Interception and retention of wet-deposited radiocaesium and radiostrontium on a ley mixture of grass and clover. Science of the Total Environment, 497-98, 412-419. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971401136X> - af0005
- Bergman, R., Preuthun, J. & Rosén, K. 1999. Avvägningsproblem för beslutsfattande vid radioaktivt nedfall. Försvarets Forskningsanstalt, FOA-R-99-01356-861-SE. Användarrapport, Umeå.
- Bjäresten I., Rosén K., Jönsson B. 2009. Erfarenheter och motåtgärder inom jordbruket i Jämtlands län efter Tjernobylnedfallet, 1986-1992. SLU, Institutionen för mark och miljö, Rapport vol 3. ISBN 978-91-86197-66-7. sid 1-124. Uppsala.
- Dahlgaard, H. (red.) 1994. The transfer of radionuclides through Nordic ecosystems to man. Elsevier Science B. V., Amsterdam.
- Enander, A. 2000. Psykologiska reaktioner vid radioaktivt nedfall från en kärnenergiolycka – ett svenskt beredskapsperspektiv. Förvarshögskolans ledarskapsinstitutions rapport F:13.

- Eriksson, Å., Lönsjö, H. & Karlström, F. 1994. Beräknade effekter av radioaktivt nedfall på jordbruksproduktionen i Sverige. II. Jordbruksgrödornas förorening, Rapport SLU REK 73. Institutionen för radioekologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Eriksson, Å. & Andersson, I. 1994. Beräknade effekter av radioaktivt nedfall på jordbruksproduktionen i Sverige. III. Djurprodukternas förorening. Rapport SLU REK 75. Institutionen för radioekologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Eriksson, Å., Rosén, K. & Haak, E. 1998. Retention of simulated fallout in agricultural crops. I. Experiments on leys. Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-80.
- Eriksson, Å., Rosén, K. & Haak, E. 1998. Retention of simulated fallout nuclides in agricultural crops II. Deposition of Cs and Sr on grain crops. Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-81.
- Europaparlamentets och Rådets förordning (EU) 2017/625 av den 15 mars 2017 om offentlig kontroll och annan offentlig verksamhet för att säkerställa tillämpningen av livsmedels- och foderlag-stiftningen och av bestämmelser om djurs hälsa och djurskydd, växtskydd och växtskyddsmedel.
- Falkheimer, J., Heide, M., Larsson L., 2009. Kriskommunikation.
- Finck, R. & Bjurman, B. 1988. Uppdamning av radioaktiva ämnen vid lantbruksarbete. FOA rapport C 20679 9.2. Stockholm.
- Forsberg, S. 2000. Behavior of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in agricultural soils – influence of ageing and soil type on availability, migration and plant uptake. Sveriges Lantbruksuniversitet, Agraria 212, Uppsala.
- Forslund, K. & Jones, B. 1987. Cesiumomsättning hos lamm. FAKTA/Veterinärmedicin Nr 1. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Eriksson, Å. & Rosén, K. 2000. Naturlig radioaktivitet i svenska odlade jordar och grödor. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift. Årg. 139, nr 5, s. 1-41.
- Haak, E. 1983. Långsiktiga konsekvenser av radioaktiv beläggning i jordbruket II. Transport av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr från mark till jordbruksprodukter i olika län (M, L, N, O, P, H, F, B och C). Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-57, Uppsala.
- Haak, E., Eriksson, Å., Lönsjö, H. & Rosén, K. 1986. Överföring av cesium-137 till jordbruksprodukter i Skåne och Blekinge efter en kärnenergiolycka. Rapport från institutionen för radioekolog, SLU-REK-82, Uppsala.
- Hadders, G. & Nilsson, E. 1987. Skörd av foder som drabbats av radioaktivt nedfall. JTI-rapport 87. Swedish Institute of Agricultural Engineering, Uppsala.
- Hedrenius, S. & Johansson, S. 2013. Krisstöd vid olyckor, katastrofer och svåra händelser. Förlag Natur Kultur Akademisk. (ISBN 9789127135611).
- Herlin, A. H. & Andersson, I. 1996. Soil ingestion in farm animals. A review. Inst. för jordbrukets biosystem och teknologi. Sveriges lantbruksuniversitet, Rapport 105, 1-35.
- Howard, B. J., Voigt, G., Segal, M. G. & Ward, G. M. 1996. A review of countermeasures to reduce radioiodine in milk of dairy animals. Health Physics 71, 661-673.
- IAEA. 2010. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Technical report series no. 472.
- IAEA. 2015. The Fukushima Daiichi Accident. <https://www-pub.iaea.org/books/iaeabooks/10962/the-fukushima-daiichi-accident>.
- IAEA. 2017. Arrangemang för offentlig kommunikation vid beredskap och beredskapsåtgärder inför och under nukleära och radiologiska nödsituationer.
- ICRP. 2012. Compendium of dose coefficients based on ICRP publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41 (Suppl.)

Isaksson, M. 2010. Grundläggande strålningsfysik. 2:3 uppl. Lund: Studentlitteratur. (ISBN: 9789144066196)

Isaksson, M. och Rääf, C. 2017. Environmental Radioactivity and Emergency Preparedness. 2 uppl. Boca Raton: Taylor and Francis LLC. (ISBN: 9781482244649)

Iwagami, Sho; Tsujimura, Maki; Onda, Yuichi; Sakakibara, Koichi; Konuma, Ryohei; Sato, Yutaro. Measurement of dissolved Cs-137 in stream water, soil water and groundwater at Headwater Forested Catchment in Fukushima after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. EGU General Assembly 2016, held 17-22 April, 2016 in Vienna Austria, id. EPSC2016-10885

Jarvis N. J., Taylor A., Larsbo M., Etana A. & Rosén K. 2010. Modelling the effects of bioturbation on the re-distribution of 137Cs in an undisturbed grassland soil. European Journal of Soil Science. Volume 61 (1): 24-34.

Kommissionens förordning (EG) 1609/2000 av den 24 juli 2000 om upprättandet av en förteckning över produkter som är undantagna från rådets förordning (EEG) nr 737/90 om villkoren för import av jordbruksprodukter med ursprung i tredje land efter olyckan vid kärnkraftverket i Tjernobyl.

Kommissionens genomförandeförordning (EU) 2016/6 av den 5 januari 2016 om särskilda villkor för import av foder och livsmedel med ursprung i eller avsända från Japan efter olyckan vid kärnkraftverket i Fukushima och om upphävande av genomförandeförordning (EU) nr 322/2014.

Kostiainen, E., Hänninen, R., Rosén, K., Haak, E., Eriksson, Å., Nielsen, S.P., Keith-Roach, M. & Salbu, B. (2002). Transfer Factors for Nuclear Emergency Preparedness. Report from the NKS/BOK-1.4 project group Countermeasures in Agriculture and Forestry. Project; BOK-1.4, Report no: NKS-78, December 2002. Risø, 1-104. (ISBN: 87-7893-134-7).

Lantbruksstyrelsen 1987. Lantbruksverket och Tjernobyl. Lägesrapport mars 1987. Lantbruksstyrelsen, Jönköping.

Larsson, L. 2008. Kris och lärdom. Kriskommunikation från Tjernobyl till Tsunamin. Studier i kommunikation och medier. Utgivare Örebro universitet, Medie- och kommunikationsvetenskap, ISBN: 978-91-7668-578-5.

Lehto, J. 1994. Cleanup of Large Radioactive-Contaminated Areas and Disposal of Generated Waste. Ed. Lehto, J. Final Report of KAN 2 Project, NK. Tema Nord 1994:567. Copenhagen.

Livsmedelsverket. 1987. Statens livsmedelsverks kungörelse med föreskrifter om åtgärder för att begränsa intaget av radioaktiva ämnen genom livsmedel. SLV FS 1987:4.

Lönsjö, H., Haak, E. & Rosén, K. 1990. Effects of remedial measures on the long-term transfer of radiocesium from soil to agricultural products as calculated from Swedish field experimental data. Proc. FAO/IAEA/UNEP/WHO International Symposium on Environmental Contamination Following a Major Nuclear Accident, 16-20 October 1989, Vienna, Austria. pp 151-162.

Magnusson, M. & Andersson, I. 2000. Livsmedelsindustrins beredskap och eventuella agerande vid ett radioaktivt nedfall - En enkätundersökning, FOA Rapport FOA R 00-01516 861 SE.

Mascanzoni, D. 1983. En traktors skärningsförmåga med avseende på strålningen från en med 137Cs belagd markyta. I: Långsiktiga konsekvenser av radioaktiv beläggning i jordbruket. Rapport från institutionen för radioekologi, SLU-REK-55, Uppsala.

Moberg, L. 1991. Effects of potassium fertilization on caesium transfer to grass, barley and vegetables after Chernobyl. The Chernobyl fallout in Sweden. Results from a research programme on environmental radiology. The Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.

Murakami, M., Sato, A., Matsui, S., Goto, A., Kumagai, A., Tsubokura, M., Ochi, S. 2017. Communicating with Residents About Risks Following the Fukushima Nuclear Accident. Asia Pacific Journal on Public Health, 29. Doi: 10.1177/1010539516681841

- Myndigheten för samhällsskydd och beredskap. 2013. Gemensamma grunder för samverkan och ledning. Publikationsnummer: MSB777 - december 2014. ISBN: 978-91-7383-507-7.
- Myndigheten för samhällsskydd och beredskap. 2018. Kriskommunikation för ökad effekt vid hantering av samhällsstörningar. En vägledning om att integrera kommunikation i samverkan och ledning. Publikationsnummer: MSB1266. ISBN: 978-91-7383-869-6.
- Möre, H. 1997. Mätningar av ¹³⁷Cs och ⁹⁰Sr i konsumtionsmjölk mellan 1991 och 1996. SSI rapport 97:02. Statens strålskyddsinstitut.
- National Diet of Japan. 2012. The official report of The Fukushima Nuclear Accident Independent Investigation Commission. Executive summary. Tokyo, Japan
- Nisbet, A. F., Jones, A.L., Turcanu, C., Camps, J., Andersson, K.G., Hänninen, R., Rantavaara, A., Solatie, D., Kostiainen, E., Jullien, T., Pupin, V., Ollagnon, H., Papachristodoulou, C., Ioannides, K. & Oughton, D. 2009. Generic handbook for assisting in the management of contaminated food production systems in Europe following a radiological emergency. EURANOS (CAT1)-TN(09)-01.
- NKS. 1997. Från jord till bord. Nordisk kärnsäkerhetsforsknings rapport NKS/EKO 3.4(97)TR1, dec. 1997. ISBN 87 7893 041 3.
- Nylén, T. 1996. Uptake, turnover and transport of radiocaesium in boreal forest ecosystems. pp. 1-41. FOA R 96 00242 4.3 SE, Uppsala.
- Pröhl, G., Ehlken, S., Fiedler, I., Kirchner, G., Klemm, E. & Zibold, G. 2006. Ecological half-lives of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in terrestrial and aquatic ecosystems. Journal of Environmental Radioactivity 91, 41-72.
- Ravila, A. 1998. Radiocesium in the forest and forest industry. pp. 1-61. Dissertation. Lund University, Lund.
- Roed, J., Andersson, K. G., Rantavaara, A., Hänninen, R., Saxén, R., Hansson, S. Ö., Salbu, B., Skipperud, L., Preuthun, J., Svensson, K., Rosén, K., Finck, R., Bennerstedt, T. 2001. Agricultural Countermeasures in the Nordic Countries after a Nuclear Accident. Eds. M. Brink & B. Lauritzen. Project; BOK-1.4, Report no: NKS-51, Risø, ISBN: 87 7893 104 5. pp. 1-33
- Rosén, K., Eriksson, Å. & Haak, E. 1996. Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden. I. County of Gävleborg. The Science of the Total Environment, 182, 117-135.
- Rosén, K. 1996. Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden. II. Marginal and semi-natural areas in the county of Jämtland. The Science of the Total Environment, 182, 135-145.
- Rosén, K., Haak, E. & Eriksson, Å. 1998. Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden. III. County of Västernorrland. The Science of the Total Environment, 209, 91-105.
- Rosén, K. 1997. Underlag för utarbetande av myndigheternas rekommendationer till lantbrukare i händelse av en kärnenergiolycka - Efter ett larm, men före nedfallet av radioaktiva ämnen. Rapport SLU REK 79. Institutionen för radioekologi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Rosén K. & Eriksson J. 2008. Motåtgärder i växtodlingen efter ett nedfall av radioaktivt cesium vid olika nedfallsnivåer och årstider. Rapport 2008:27. ISSN 1102-3007, ISRN SJV-R-08/27-SE. Jordbruksverket, sid 1-110. Jönköping.
- Rosén K., Eriksson J., George M. R. 2018. Motåtgärder i växtodlingen efter ett nedfall av radioaktivt strontium vid olika nedfallsnivåer och årstider. Inst. för mark och miljö. SLU. Jordbruksverket.
- Rosén, K. & Haak, E. 2006. Resursbehov för motåtgärder och sanering vid kärnenergiolyckor i svenskt jordbruk. Räddningsverket, sid 1-96, Karlstad.
- Rosén, K., Haak, E. & Eriksson, Å. (1998). Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden. III. County of Västernorrland. Sci. Total Environ., 209, 91-105.

Rosén K., Villanueva J. L.G., Sundell-Bergman S., Solatie D., Kostiaainen E., Turtiainen T., Roos P., Pálsson S. E., Skuterud L., Thørring H., Skipperud L. and Mrdakovic Popic J. 2012. Natural Radionuclides in Meadow and Pasture land in the Nordic countries. NKS-265, p 1- 58. ISBN 978-87-7893-338-6. Electronic report, June 2012 Risø.

Rosén, K., Öborn, I. & Lönsjö, H. 1999. Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl fallout in Sweden 1987-1995. Journal of Environmental Radioactivity 46:1, 45-66.

Rosén K. and Vinichuk M. 2016. Interception and transfer of wet-deposited ¹³⁴Cs to potato foliage and tuber. Journal of Environmental Radioactivity 151, 224-232.

Rosén K. and Vinichuk M. 2014. Potassium fertilization and ¹³⁷Cs transfer to grass and barley in Sweden after the Chernobyl fallout. Journal of Environmental Radioactivity, 130, 22-32.

Rådets förordning (Euroatom) 733/2008 av den 15 juli 2008 om villkoren för import av jordbruksprodukter med ursprung i tredjeland efter olyckan vid kärnkraftverket i Tjernobyl.

Rådets förordning (Euratom) 2016/52 av den 15 januari 2016 om gränsvärden för radioaktiva ämnen i livsmedel och foder efter en kärnenergiolycka eller annan radiologisk nödsituation.

Salbu, B., Skipperud, L., Andersson, K., Roed, J., Rosén, K. & Kostiaainen, E. 2001. "Countermeasures in agricultural radiology", NKS homepage <http://www.nks.org/>

Sandberg, E., Moberg, L., Brasch, A., Bengtsson, Å., Johansson, J. Å. & Holmgren, S. 1996. Tjernobyl – tio år efteråt. Vår Föda nr 3, 1996, Livsmedelsverket, Uppsala, s. 4-12.

SCB. 2016. Jordbruksstatistisk årsbok 2016 med data om livsmedel. Sveriges officiella statistik. Statistiska centralbyrån, Örebro.

SOU 1995:22. Radioaktiva ämnen slår ut jordbruk i Skåne. Scenario och överväganden om påfrestningar i det framtida samhället. Delbetänkande av Hot- och riskutredningen. Stockholm. Fritzes. 1995. ISBN 91 38 13894 8.

SSM. 2017. Översyn av beredskapszoner. SSM rapport 2017:27. Stockholm: Strålsäkerhetsmyndigheten.

Strålskyddsnytt nr 1 2006, årgång 14, Tema: Tjernobyl 20 år. Stockholm. Statens strålskyddsinstitut.

Turtiainen T., Brunfeldt M., Rasilainen T., Skipperud L., Valle L., Popic J. M., Roos P., Sundell-Bergman S., Rosén K. and Weimer R. 2014. Doses from natural radioactivity in wild mushrooms and berries to the Nordic population. NKS-294, p 1-40. ISBN 978-87-7893-370-6. Electronic report, January 2014 Risø

Ullsund T. & Lönsjö H. 1994. Beräknade effekter av radioaktivt nedfall på jordbruksproduktionen i Sverige. I. Dosbesparing vid sanering av arbetsmoment i relation till effekter på skördeutfallet. Rapporten utgiven av FOA ABC-skydd C40325-4.3. Umeå.

Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2013 Report

Volume I. Annex A (Levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident after the 2011 great east-Japan earthquake and tsunami)
http://www.unscear.org/docs/publications/2013/UNSCEAR_2013_Annex-A-CORR.pdf

UNSCEAR 2014. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation: United

UNSCEAR 2015. Developments since the 2013 UNSCEAR report on the levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident following the great east Japan earthquake and tsunami. White paper.
http://www.unscear.org/docs/publications/2015/UNSCEAR_WP_2015.pdf

UNSCEAR 2016. Developments since the 2013 UNSCEAR report on the levels and effects of radiation exposure due to the nuclear accident following the great east Japan earthquake and tsunami. White paper.
http://www.unscear.org/docs/publications/2016/UNSCEAR_WP_2016.pdf

UNSCEAR 2018. Evaluation of data on thyroid cancer in regions affected by the Chernobyl accident. White paper.

http://www.unscear.org/docs/publications/2017/Chernobyl_WP_2017.pdf

UNSCEAR 2011. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation: United

Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 2008 Report

Volume II. Annex D. Health effects due to radiation from the Chernobyl accident.

Vinichuk M., Dahlberg A. and Rosén K. 2011, book chapter 14. Cesium (¹³⁷Cs and ¹³³Cs), Potassium and Rubidium in Macromycete Fungi and Sphagnum Plants. Source: Radioisotopes - Applications in Physical Sciences. ISBN 978-953-307-510-5. Edited by: Nirmal Singh. Publisher: In Tech, October 2011

Weimer R.N., Sundell-Bergman S., Sonesten L., Wikenros C. and Klas Rosén. 2016. Modelling ¹³⁷Cs concentrations in moose (1986-2012) from areas highly contaminated by the Chernobyl fallout. Journal of Environmental Radioactivity. 160, 112-122. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0265931X16301199> - aff3

Åhman, B. 2005. Utveckling, övervakning och åtgärder när det gäller radioaktivt cesium i renar efter Tjernobylolyckan. SSI rapport 2005:17

Åhman, B. 2007. Modelling radiocaesium transfer and long-term changes in reindeer. Journal of Environmental Radioactivity.