

Resursbehov för motåtgärder och sanering vid kärnenergiolyckor i svenskt jordbruk



2006 Räddningsverket, Karlstad
Avdelningen för stöd till räddningsinsatser
ISBN 91-7253-296-3

Beställningsnummer R79-277/06
Omslagsfoto: Sten Gustafsson/Myra
2006 års utgåva

Resursbehov för motåtgärder och sanering vid kärnenergiolyckor i svenskt jordbruk

Klas Rosén och Enok Haak
Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU

Räddningsverkets kontaktperson:
Karl-Erik Kulander, Enheten för beredskap mot farliga ämnen,
Telefon 054-13 50 72

Förord

En kärnenergiolycka är en allvarlig händelse som kan orsaka skador och väcka stor oro hos såväl konsumenter som enskilda brukare av jordbruksföretag. Därför är det viktigt att de som blir engagerade i en olycka med utsläpp av radioaktiva ämnen utbildas och övas i att handskas med denna situation. Det gäller bl a personal vid Statens Jordbruksverk (SJV), Statens Räddningsverk (SRV), och länsstyrelsernas lantbruksenheter. Denna personal skall planera för och i samarbete med drabbade jordbrukare utföra de motåtgärder som anses nödvändiga för att minska konsekvenserna av nedfall över jordbruksmark.

Beredskap vid olyckor av för samhället allvarlig karaktär, inte minst vid kärnenergiolyckor, innebär att vara beredd på det oväntade för att därmed i görligaste mån kunna minska konsekvenserna av en inträffad olycka. Utbildningar och övningar med detta syfte är viktiga grundstenar i beredskapen.

Vid en kärnenergiolycka är det berörd länsstyrelse som har ansvaret för räddningstjänsten och beslutar om skyddsåtgärder för allmänheten. Till sin hjälp har länsstyrelsen centrala myndigheter, vilka ger råd inom sina sakområden som underlag för beslut. Länsstyrelsernas ansvar gäller oavsett om det är en svensk eller utländsk kärnenergiolycka. Länsstyrelserna har dessutom ansvar för sanering efter utsläpp av radioaktiva ämnen från en kärnteknisk anläggning.

Statens strålskyddsinstitut (SSI) ansvarar för den nationella mätberedskapen, analyserar och bedömer stråldoser och risker samt ger råd och information till myndigheter och allmänhet. Det är Statens livsmedelsverk (SLV) som beslutar om gränsvärden och SJV som rekommenderar vilka motåtgärder som kan bli aktuella.

Denna skrift, *Resursbehov för motåtgärder och sanering vid kärnenergiolyckor i svenskt jordbruk*, är avsedd att användas av tjänstemän, på centrala myndigheter såsom SSI, Försvarets forskningsinstitut (FOI), SLV, SJV, SRV samt andra berörda. Nödvändiga ingrepp skall ske i samklang med och engagera enskilda jordbrukare så att dessa finner motåtgärderna meningsfulla och realistiska att genomföra. Vi har försökt att utforma skriften så tillämpbar för brukaren som möjligt. Den skall vara till hjälp som kunskapskälla och beslutsunderlag för såväl tjänstemän som drabbade jordbrukare. Samtidigt kompletterar den SRV-boken *Kärnenergiberedskap* (R79-218, 2000) och boken *Livsmedelsproduktionen vid nedfall av radioaktiva ämnen* (Andersson et al, 2002). Skriften har tillkommit med ekonomiskt stöd från SJV och SRV.

Skriften består av tre delar med bilagor. Den första delen utgör en introduktion till förståelse om vad som händer vid ett radioaktivt utsläpp över jordbruksmark i det omedvetna fallet, d v s om inga motåtgärder vidtas (kap 2). För fördjupning av kunskaper om hur tiden mellan nedfall och skörd påverkar kvarhållning av radionuklider i växande grödor hänvisas till litteratur i referenslistan. Avsnittet avslutas med nuklidöverföring via rotupptagning, främst för åren efter nedfall. Den andra delen, avsnitt 3-4, utgör behandling vid det medvetna fallet, motåtgärder (kap 3) och sanering (kap 4) för att reducera nuklidinnehåll i jordbruksprodukter. I tredje delen redovisas tillgängliga resurser för att kunna genomföra dessa åtgärder (kap 5).

Innehållsförteckning

1. Inledning	11
1.1 Allmän information.....	12
1.2 Jordbrukets radioekologi.....	14
1.3 Skogsbrukets och naturmarkers radioekologi	18
2. Faktorer som påverkar förorening av grödor och jordbruksmark	21
2.1 Årstidens betydelse	22
2.2 Uppfångning och kvarhållning på vegetation	22
2.2.1 Förorening av vallar	24
2.2.2 Förorening av stråsäd	25
2.3 Kvarhållning i mark	26
2.4 Rotupptagning åren efter nedfall.....	27
3. Motåtgärder	31
3.1 Undvika radioaktivitet före nedfall	32
3.2 Minska radioaktivitet under nedfallsåret.....	33
3.3 Minska radioaktivitet åren efter nedfall	34
4. Sanering och avfallshantering.....	36
4.1 Bortförsel och deponering av snölager	36
4.2 Bortförsel och deponering av vegetation	37
4.3 Bortförsel och deponering av ytlager jord.....	37
4.4 Biologisk sanering av mark via grödor	39
4.5 Plöjning	40
4.6 Hantering av förorenad stallgödsel	41
4.7 Hantering av förorenade djurprodukter.....	41
4.8 Sanering av markytor kring byggnader.....	42
4.9 Sanering av markytor för odling av grönsaker.....	42
5. Resurser för insatser vid nedfall.....	43
5.1 Personella resurser	43
5.2 Resurser av gödsel och kalk.....	45
5.2.1 Typ av jordarter.....	45
5.2.2 N-gödsling.....	45
5.2.3. K- och P-gödsling	46
5.2.4 Kalkning.....	48
5.2.5 Nuvarande handel med mineralgödsel och kalk.....	49

5.3 Maskinella resurser	50
5.3.1 Traktorer, skördetröskor och upptagare	52
5.3.2 Traktordrivna maskiner	54
5.3.3 Maskinanvändning vid radioaktivt nedfall.....	54
5.4 Övriga resurser	66
6. Slutsatser och perspektiv	69
Konsekvenser av nedfall	69
Specifika motåtgärder	70
Markanvändning	71
Resurser.....	71
Deponier.....	72
Lagar och förordningar	72
Kunskapsuppbyggnad	72
7. Erkännande	73
8. Referenser	74
9. Bilagor	79
9.1 Svenskt jordbruk och radioaktivt nedfall	79
Jordbrukssystem.....	79
Jordbruksområden	79
Åkerarealens användning	80
Växtodling.....	82
Betesmark.....	83
Vallodling.....	85
Spannmålsodling	87
Trädgårdsodling	88
Ekologisk odling	89
Utvecklingsstadier hos olika grödor.....	90
Djurhållning	92
9.2 Lista över motåtgärder i jordbruket.....	95

Resource requirement for countermeasures and decontamination for nuclear emergencies within Swedish agriculture

Summary

A nuclear emergency entails a radiological risk for humans and the environment and can in different ways increase societal vulnerability. The likelihood of such an emergency occurring is small but can, if it occurs, have serious consequences. Therefore, society places demands on emergency preparedness in order to avoid such emergencies or reduce their consequences. With regard to agriculture it means being able to reduce the transfer of radionuclides to crops and animal products. Knowledge and resources are therefore required for the implementation of suitable countermeasures to decrease this transfer and for suitable measures for radioactive waste disposal. The aim of this paper is to describe reliable and cost-effective countermeasures and resources for contaminated waste disposal in Swedish agriculture.

In the event of radioactive fallout, it might be desirable to avoid or prevent the contamination of agricultural products. Such countermeasures are of an acute nature and mean that husbandry on farms can continue. There should be emergency preparedness measures in place to cover wells and harvested fodder. The baling of grass harvests can be necessary both before and after fallout. In the latter case the grass bales are transported to certain deposit areas. If fallout takes place in the winter, and farm fields have a thick enough covering of snow, it can be possible to remove the contaminated surface layer of snow. For removal of snow on a large scale the use of snow clearing machines and transportation resources of the National Road Administration and the military will be necessary. All these countermeasures create waste problems.

After fallout, both agricultural soil and crops will be contaminated. The worst fallout situation is if deposition of radionuclides does not allow for continued land use. Agriculture is most sensitive to fallout during the growing season as the radionuclides are directly deposited on growing crops and partly absorbed by them. If contamination levels are acceptable there are countermeasures to implement for continued crop growth and animal husbandry.

Certain countermeasures entail the removal of contaminated crops as well as contaminated surface layers of soil. This requires large machine operations, especially for the removal of soil. The advantage with these methods is that deposited radionuclides are removed from the nutrient chains in agriculture. Decontaminated fields can relatively soon be used again for continued crop and animal production. However, decontamination requires specific areas

for the deposit of contaminated waste, within or outside farms at shorter or longer distances from decontaminated fields.

Radionuclides, which contaminate the ground surface and are not removed, will enter nutrient chains within farms. During normal farm management the greater amount will remain in soil and harvests remains, which will again enter a new nutrient chain. On animal farms harvest products are used as fodder. The next largest amount of radionuclides will be in this animal fodder, from which it will go back into the soil, mainly through animal manure. The smallest amount of radionuclides will reach humans via consumption of contaminated crop and animal products, and a very small amount of this will return to farm soil by sludge.

An effective countermeasure is to plough down the radionuclides. Ploughing reduces both external radiation and nuclide transfer to growing crops. Deep ploughing increases both these effects. Still more effective is to plough down the radionuclides by a certain skim and deep ploughing operation. Potassium fertilisation and liming are cost-effective countermeasures. These measures can be implemented relatively soon after fallout has occurred, as Swedish industries have the resources to produce and deliver large amounts of potassium fertiliser to agricultural concerns in Sweden.

Emergency preparedness is necessary to maintain and increase knowledge among stakeholders. They should cooperate with farmers for the planning and execution of cost-effective countermeasures.

Sammanfattning

En kärnenergiolycka utgör en radiologisk risk för människor och miljö och kan på olika sätt öka samhällets sårbarhet. Sannolikheten för att en sådan olycka skall inträffa är liten men kan om den inträffar få allvarliga konsekvenser. Samhället ställer därför krav på beredskap för att kunna undvika eller lindra dessa. För jordbrukets del gäller det att kunna minska överföring av radionuklider till grödor och djur. Kunskap och resurser för att kunna vidta lämpliga motåtgärder och för att kunna hantera radioaktivt nedfall är därför nödvändiga.

En hög kunskapsbas i radioekologi är en förutsättning för att myndigheter, producenter och konsumenter skall kunna bemästra situationen vid ett radioaktivt nedfall. SLU var tidigt ute med forskning av hur radionuklider uppför sig i mark/växsystem. Tjernobyloolyckan blev en allvarlig påminnelse om de förändringar i strålmiljön som kan inträffa inom lantbruket. Nedfallet av Cs-137 i slutet av april 1986 blev ett problem för jordbrukare i mellersta och norra Sverige. Även om den uppkomna situationen kunde bemästras var det angeläget att ytterligare utreda de kortsiktiga konsekvenserna och följa upp de långsiktiga konsekvenserna. Praktiska fältförsök och länsvis övervakning av Cs-137:s transport i betesmark och åkermark utfördes.

Vid hot om radioaktivt nedfall, kan det vara önskvärt att undvika eller hindra förorening av jordbruksprodukter. Dyliga åtgärder är av akut karaktär och medger att djurhållningen kan fortsätta. En beredskap för täckning av brunnar och skördat vallfoder bör finnas. Rundbalshantering av vallfoder kan bli aktuell både i hotskedet före nedfall och efter nedfall. I det senare fallet skall dessa rundbalar kunna deponeras för slutförvaring på lämplig plats. När nedfallet inträffar vintertid, och åkerfälten har ett tillräckligt tjockt lager snö, kan det vara möjligt att bortföra kontaminerat ytlager snö. För bortförsl av snö i stor skala kan vägverkets och militärens resurser av snöröjningsmaskiner och transportfordon bli nödvändiga att utnyttja.

Radionuklider som når marken har ett kretslopp, inomgårds via mark, växter och djur och ett annat utomgårds via konsumtion. Vid normal drift på en gård finns merparten av radionukliderna kvar i förorenad mark och i skörde-rester som går in i ett nytt kretslopp. På djurgårdar används skördeprodukter till djurfoder. Den näst största delen av radionukliderna ingår i detta djurfoder. Merparten av dessa går via naturgödsel tillbaka till marken. Den minsta delen radionuklider går via animalier och vegetabilier till livsmedelskonsumtion. En mycket liten del av dessa återgår till jordbruket via röttslam.

Efter nedfall blir såväl mark som grödor förorenade. Det värsta som kan inträffa är att nedfallet blir så stort att jordbruksdriften inte kan fortsätta. Jordbruket är som känsligast vid nedfall under växtperioden då radionuklider uppfångas och delvis kvarhålls av växande gröda. Mellan extremfallen, att ingen åtgärd är nödvändig respektive inställd jordbruksdrift, finns det många motåtgärder som kan vidtas för att växtodling och djurhållning skall kunna fortsätta. Motåtgärder kan vidtas före nedfall, under nedfallsåret och åren efter nedfall.

Vissa motåtgärder innebär att förorenad gröda bortförs och även förorenat yttligt markskikt. Detta kräver stora maskinella insatser, särskilt för borttagning av markskikt. Fördelen med dessa metoder är att deponerade nedfallsnuklider tas bort från näringskedjor. Sanerade fält kan relativt snart användas för växt- och djurproduktion. Sanering kräver emellertid att särskilda platser kan disponeras för att deponera det förorenade avfallet, inomgårds eller utomgårds på kortare eller längre avstånd från sanerade fält. I det senare fallet krävs tillstånd för transport och deposition från statliga och kommunala myndigheter.

En effektiv åtgärd att reducera nuklidinnehållet i odlade grödor är att plöja ned nedfallet. Plöjning minskar såväl extern strålning som fortsatt nuklidöverföring till grödor under de år som följer. En djupare plöjning ökar båda dessa effekter. Ännu effektivare är att plöja ned radionukliderna utgör skum- och djupplöjning. Särskilda plogar har konstruerats för att placera ytkontaminerat skikt på ett större djup i markprofilen, cirka 50 cm. En sådan nedplöjning kan tillämpas i begränsad utsträckning men utgör ett bra alternativ till sanering av fält.

I ett konventionellt jordbruk tillämpas en skiftesanpassad växtproduktion där tillförsel av stallgödsel och lättlöslig mineralgödsel kompletterar tillgängliga näringsresurser i matjord och alv. Ett bra näringstillstånd främjar en lägre nuklidöverföring till odlade grödor. Efter ett nedfall och kontaminering av jordbruksmark är det därför viktigt att beakta näringstillståndet i marken och att snabbt kunna inköpa gödselmedel och kalk. Cesium har ungefär samma egenskaper som stabilt kalium och strontium som stabilt kalcium. Tillförsel av lättlösligt kaliumgödsel (förbjudet i ekologisk odling) och förbättrat kaliumtillstånd reducerar rotupptaget av Cs-137, kalkning och förbättrat kalktillstånd reducerar rotupptagningen av Sr-90. Industrin har resurser att framställa och leverera stora mängder kaliumgödsel och kalk till jordbruket.

Övriga resurser och möjligheter att agera vid ett nedfall av radionuklider är värda att beakta. Nuvarande lagar och förordningar för att djur skall ha tillgång till vatten och rekreationsmarker liksom bestämmelser för transport av levande djur skall i princip följas efter ett nedfall. Det finns oklarheter om hur kontaminerat avfall skall klassas, transporteras och deponeras. Hur deponier skall utformas är inte helt klarlagt för olika typer av avfall såsom snö, gräs, spannmål, jord och övrigt avfall från jordbruket. Det behövs en genomgång och utfärdande av nya lagar och bestämmelser för hur radioaktivt nedfall från jordbruket skall hanteras på säkrast möjliga sätt.

Engelsk titel: Resource requirement for countermeasures and decontamination for nuclear emergencies within Swedish agriculture

Nyckelord: Kärnenergiolycka, Sanering, Motåtgärder, Resursbehov, Jordbruk, Radionuklider, Radioaktivt nedfall, Radioaktivt avfall, Cesium, Jod, Strontium

1. Inledning

Ett radioaktivt nedfall utgör en radiologisk risk för människor och miljö och kan på olika sätt öka samhällets sårbarhet. Den stråldos som befolkningen inom ett kontaminerat område kan få, kommer dels från yttre strålning av det radioaktiva ämnet, som finns på marken eller i luften, så kallad extern strålning och dels från inre strålning. Den inre strålningen är förorsakad av inandning av kontaminerad luft och intag av livsmedel. Den kallas för intern strålning. Livsmedel från kontaminerad jordbruksmark kan via handeln nå konsumentledet relativt snabbt och medföra internstrålning av människor utanför det kontaminerade området (se Figur 1).

I det handlingsprogram som togs fram under Riokonferensen 1992, Agenda 21, betonas att miljön och naturen skall användas på ett hållbart och långsiktigt sätt för att även kunna brukas av framtida generationer. En hållbar utveckling är en utveckling som tillgodoser våra behov idag utan att äventyra kommande generationers möjlighet att tillgodose sina behov. Detta görs även genom att vi skapar säker strålmiljö och bra beredskap för medborgarna i landet.

En säker strålmiljö bör enligt regeringens bedömning innebära bland annat att :

- Stråldoser begränsas så långt det är rimligt eller möjligt.
- Den högsta sammanlagda årliga stråldosen som individer sysselsatta i verksamhet med strålning (inom sjukvården, kärnkraftsindustrin eller något annat område) får utsättas för är 50 mSv under enstaka år, men högst 100 mSv under 5 på varandra följande år. Högsta tillåtna stråldos som kärnkraften får ge allmänheten, vid normal drift, är 0,1 mSv per person och år.
- Allvarliga tillbud och haverier i kärntekniska anläggningar förebyggs. Spridning av radioaktiva ämnen till omgivningen förhindras eller begränsas om ett haveri skulle inträffa.
- Åtgärder vidtas i takt med att eventuella risker identifieras. SSI är miljömålsansvarig myndighet för målet ”säker strålmiljö” och har tagit fram ett antal uppföljningsbara delmål. Räddningsverket är en sektormyndighet med ansvar inom området skydd mot olyckor, där ett av fem miljösektormål är att ”minimera risken för kärnenergiolyckor och minska konsekvenserna av sådana olyckor”. Statens Kärnkraftinspektion (SKI) har här framför allt en förebyggande roll och ansvar för tillsyn av all kärnteknisk verksamhet.
- Myndigheterna skall planera och vidta förberedelser för att förebygga, motverka och begränsa identifierad sårbarhet och risk i drabbade områden (SFS 2002:472, 4§).

- Myndigheterna skall särskilt samverka med länsstyrelserna i deras roll som områdesansvarig myndighet, samt samverka med kommuner och näringsidkare.
- Länsstyrelsen skall ansvara för sanering efter utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftverk (SFS 2003:778).

Vid nedfall på jordbruksmark kan restriktioner och olika slags motåtgärder behöva införas för att förhindra eller minska överföring av radionuklider till växande grödor och levande djur. Som en första åtgärd kan stallning av nötkreatur bli nödvändig i ett akut skede, om möjligt före ett befarat nedfall. Stor vikt bör läggas vid de åtgärder som kan sättas in vid nedfall under växtperioden. Före återanvändning av förorenad jordbruksmark kan det på kortare eller längre sikt bli nödvändigt att ändra brukning och växtföljd samt att öka tillförsel av kaliumgödsel och kalk. De motåtgärder som kan behöva sättas in beror på det radioaktiva nedfallets storlek och sammansättning och på dess fördelning såväl regionalt som lokalt. Vissa jordbruksområden, eller enskilda gårdar, kan vara känsligare än andra för överföring av radionuklider till gröda.

Huvudsyftet med denna skrift är att klarlägga vilka resurser som krävs för att vidta olika motåtgärder samt när dessa skall sättas in. Vidare skall klarläggas vilka avfall som uppkommer och hur dessa skall hanteras vid sanering och bortförsl. Ett annat syfte är att visa på vilka lämpliga motåtgärder det finns för att undvika eller minska nuklidöverföring till livsmedel via jordbruksprodukter. I denna skrift behandlas främst radionukliderna cesium (Cs-134 och Cs-137) samt strontium (Sr-90) och jod (I-131).

Bakgrund i rapporten utgör en beskrivning av svenskt jordbruk, mark, växtodling, djurhållning och struktur, samt en genomgång av viktiga faktorer som påverkar överföringen av radionuklider till växt- och djurprodukter. Personella och maskinella resurser beskrivs ur ett radioekologiskt perspektiv liksom aktuell tillgång av mineralgödsel och kalk för behandling av kontaminerade fält.

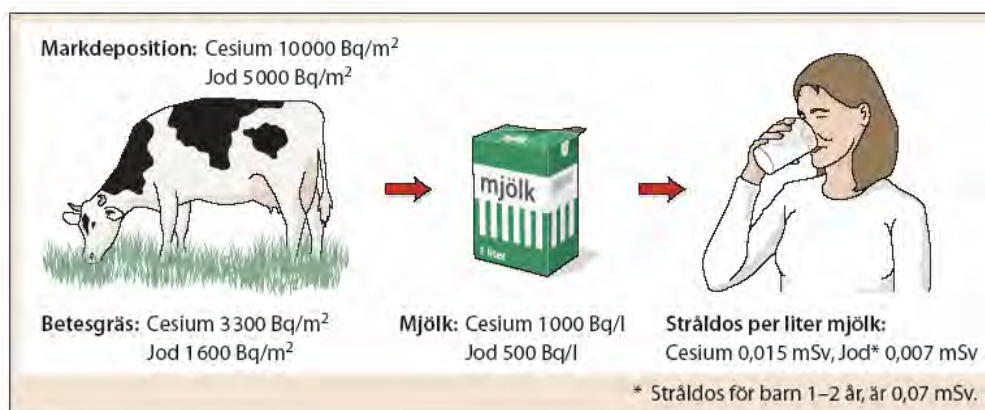
1.1 Allmän information

Radioekologi omfattar kunskap om radioaktiva nuklidens nedfall och transport inom olika ekosystem och näringskedjor. Radioekologi är ett tvärvetenskapligt ämne som har både grundläggande och tillämpad karaktär. Det indelas ofta i terrestrisk radioekologi och akvatisk/marin radioekologi. Den terrestra radioekologin kan i sin tur indelas i jordbrukets radioekologi, skogens radioekologi och naturmarkers radioekologi.

En hög kunskapsbas i radioekologi är en förutsättning för att myndigheter, producenter och konsumenter skall kunna bemästra situationen vid ett radioaktivt nedfall. Huvudprincipen som gäller är att oönskade radioaktiva ämnen skall stoppas så nära utsläppskällan som möjligt. Odling och skötsel av olika grödor blir det led där motåtgärder i första hand skall sättas in för att minska flödet av radioaktiva ämnen till livsmedel efter ett nedfall.

SLU har, till uppgift eller ansvar för, att förmedla kunskap som kan användas för beslut eller rekommendationer om åtgärder så att oönskade radioaktiva ämnen inte i onödan överförs till livsmedel via olika näringskedjor. SLU ingår i den nationella beredskapen för strålskydd som beredskapslaboratorium när en händelse inträffar med joniserad strålning, såsom radioaktiva ämnen eller nukleära material. Detta medför att SLU skall kunna bistå SSI med mätteknisk kompetens i beredskapssyfte såsom mätningar av kontaminerade prover.

Som ett exempel på radioaktiva ämnens spridning kan näringskedjan *foder - ko - mjölk - människa* nämnas, som uppvisar ett mycket snabbt flöde av radionuklider. Den intar på flera sätt en särställning inte minst vad gäller överföring av jod och cesium, se Figur 1, (Andersson et al, 2002). Mjölk och mjölkprodukter är viktiga basfödoämnen och står för ca 15 % av människors energi- och näringsintag. Det tar normalt bara någon till några dagar innan mjölken når konsumenterna efter det att korna betat av kontaminerat gräs. Näringskedjan *grönsaker - människa* - är också en snabb och kort kedja. Grönsaker odlade på friland har en stor bladyta och kan fånga upp stora delar av ett radioaktivt nedfall. Skördas och säljs dessa grönsaker färskt när de konsumenterna inom en kort tidsperiod.



Figur 1. Skiss av näringskedjan betesgräs - ko - mjölk - människa. En tredjedel av nedfallet antas här finnas i betesgräset. Med cesium och jod avses Cs-137 resp. I-131, (Andersson et al, 2002).

Andra viktiga näringskedjor, som efter ett radioaktivt nedfall överför Cs-137 och Sr-90, både på kort och lång sikt, är *foder - djur - kött - människa*, samt *säd - bröd - människa* (Andersson et al, 2002). Nedfall strax före skörd ger relativt stora överföringar till vallfoder och spannmål. På sikt och redan efter första odlings säsongen kommer rotupptagning från förorenad mark att bli viktig. Halterna av radionuklider blir då lägre, men kan vid stora nedfall bli högre än gällande gränsvärden, om inga motåtgärder vidtas.

Kunskap och resurser, personella och maskinella, behövs för att vidmakthålla en god beredskap inför eventuella kommande kärnenergiolyckor eller annan spridning av joniserad strålning. Många personer kommer att engage-

ras i arbetet vid en olycka. Mätningar av radioaktiviteten, eller annan spridning av radionuklider i luftprover, kommer att vara intensiv de första dyggen efter ett nedfall. Mark- och växtprover måste mätas innan nedfallssituationen är helt klarlagd, (Rosén, 1997). Prover av livsmedel kommer att mätas med avseende på radioaktiva ämnen redan under de första dagarna efter nedfallet. Växtprover kommer att samlas in och mätas med avseende på främst radiocesium och radiojod men även radiostrontium. Detta kräver en omfattande provberedskap med provbehandling och en stor mätkapacitet.

Enligt den sk ansvarsprincipen gäller det att den som har ansvar för en verksamhet under normala förhållanden ska ha motsvarande ansvar under kris- och krigssituationer. Därmed förblir SJV och SLV de sektor- och expertmyndigheter som de normalt är och svarar följaktligen för de föreskrifter och rekommendationer som från centralt håll kan behövas avseende jordbruksproduktionen.

Utöver sin samordnande roll svarar SSI för mätorganisationen och ger andra myndigheter beslutsunderlag om nedfallssituationen och strålskyddsmässiga aspekter. I mätorganisationen ingår de nationella beredskapslaboratorierna som vid händelse av en kärnenergiolycka skall ställa sin mätutrustning till förfogande för mätning av olika prover från lantbruket; exempelvis mjölk-, vatten-, växt- och jordprover. För provtagning och transport av lantbrukets prover, till beredskapslaboratorierna, ansvarar frivilligorganisationerna; Riksförbundet Sveriges Lottakår (Lottakåren), Sveriges Kvinnliga Bilkåristers Riksförbund (Kvinnliga Bilkåren) och Svenska Blå Stjärnan (Blå Stjärnan). En utvidgning av denna provtagningsberedskap till att bli nationell skall genomföras under de närmaste åren.

1.2 Jordbrukets radioekologi

De faktorer som främst har betydelse för mark/växtöverföring av radionuklider på längre sikt, är jordart och mullhalt samt kalium- och kalktillstånd för Cs-137 respektive Sr-90, samt vilken grödfördelning och vilken djurhållning som bedrivs. Detta gäller såväl på den enskilda gården som totalt för den kontaminerade regionen.

SLU var tidigt ute med forskning om hur radionuklider uppför sig i mark/växsystem. Verksamheten startade relativt snart efter atombombningen i Hiroshima och Nagasaki 1945, och utökades i början av 1960-talet efter de större kärnvapensprängningarna. Tyngdpunkten för forsknings- och försöksverksamheten har legat på överföring av fissionsnuklider till livsmedel via olika näringskedjor. Samtidigt används radionuklider som spårämnen i växtnäringsstudier, med hjälp av nuklidteknik, oftast i samarbete mellan f d institutionen för radioekologi och olika avdelningar vid institutionen för markvetenskap, (Edvarson et al, 1965; Fredriksson et al, 1969 I och II; Haak & Lönsjö, 1975). Även samarbetet med Försvarets forskningsanstalt (FOA) var betydande i början av svensk radioekologisk verksamhet (SFREK, 2004).

Undersökningar före Tjernobyl. Sedan slutet av 1950-talet har fissionsprodukter studerats. Särskilt de långlivade nukliderna Cs-137 och Sr-90. Efter inledande laboratorie- och kärlförsök, för att identifiera de markfaktorer som påverkar rotupptagning av dessa nuklider, startades små parcellförsök för att utvärdera faktorernas betydelse under fältbetingelser. Flera 5-6 årliga småparcellförsök utfördes på olika platser i landet med start i slutet av 1950-talet, där olika matjordsskikt samt ett övre alvskikt, kontaminerades med Sr-90 (Fredriksson et al, 1961).

När de atmosfäriska kärnvapenproven kulminerade i början av 1960-talet anlades en särskild fältstation vid Uppsalanäs. Dit koncentrerades småparcellförsök med Cs-137 och Sr-90. Ett större antal matjordstyper kontaminerades och placerades på sandalv och leralv i ram- och lysimeterförsök. Nära Uppsala övertogs två 10-åriga betesförsök från Statens jordbruksförsök belägna på naturlig betesmark respektive kulturbetesmark. Småparceller ytdeponerades med Cs-137 och Sr-90. I dessa försök registrerades nuklidöverföringen under en 20-årsperiod. Inverkan av årsmån och olika jordars växtnärsstatus samt effekter av kaliumgödsling och kalkning undersöktes (Eriksson, 1977; Eriksson et al, 1990).

Efterhand organiserades en omfattande radioekologisk verksamhet. Nedfallet från kärnvapenproven varierade från år till år. Detta föranledde landsomfattande bevakning av överföringen av Cs-137 till spannmåls- och vallgrödor under några år. När kärnvapenproven upphört undersöktes hur kvardröjande och ackumulerat nedfall överfördes till dessa grödor på två utvalda studiegårdar i Uppsalatrakten.

Genom samarbete med FOA, Edvarson m fl, undersöktes hur ytdeponerat I-131 överfördes till betesgräs och till mjölk hos betande kor vid Grindsjön, söder om Stockholm. Genom samarbete med SSI, Lindell m fl och dåvarande Veterinärhögskolan, Ekman m fl, undersöktes nuklidöverföring till betesgräs och mjölk på en särskild försöksstation vid Kungsängen, SLU. Även naturlig strålning i mark och olika grödor studerades under en lång följd av år (Eriksson & Fredriksson 1981, Eriksson & Rosén 2000).

Vid normaldrift av kärnkraftverk sprids små mängder av fissionsnuklider och transuraner. En reaktorolycka kan, som visats senare, medföra okontrollerade utsläpp och utgöra en potentiell risk ur strålskyddssynpunkt. På Uppdrag av SSI startades därför ett nytt lysimeterförsök vid Uppsala-Näs 1976. Försöket avsågs bilda underlag för bedömning av rotupptagning av Pu-239 och andra transuraner under fältbetingelser (Eriksson, 1982).

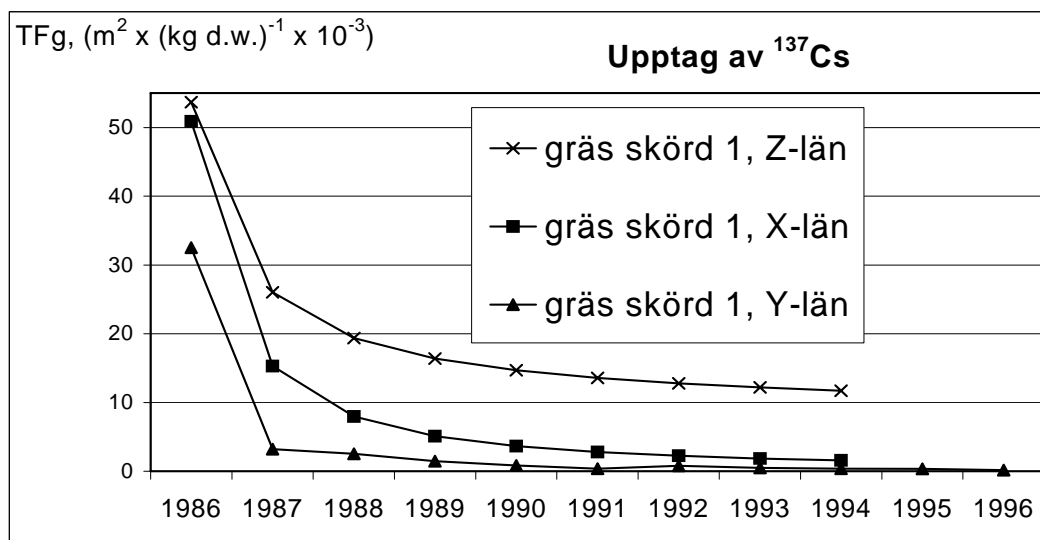
Spårämnesteknik har utvecklats och använts i jordbruksforskning vid SLU. I ett projekt, stött av Naturvårdsverket (SNV), har ramförsök med Cd-109 och Cd-115 utnyttjats för att studera detta miljögifts mark/växtöverföring, senare kompletterat med kärlförsök. Studier av placering av märkta ämnen i marken för att simulera inverkan av jordbearbetningsåtgärder på nuklidfördelningen i markprofilen har utförts. I ett annat större projekt, i samarbete med markvetenskap, har med hjälp av spårämnesteknik, vårstråsäds upptagning av kalcium, fosfor och kalium från matjord och alv undersökts i 35 försök på olika platser i landet. Mot bakgrund av denna forskning i radioekologi

(Eriksson, 1977) och sistnämnda projekt med hjälp av spårämnesteknik (Haak, 1978) genomfördes, på uppdrag av dåvarande Lantbruksstyrelsen och SSI, rapportserien "Beredskap mot kärnkraftolyckor och återställande av jordbruksmark". Uppgiften var att utreda konsekvenserna på sikt av en större deposition av Cs-137 och Sr-90 på jordbruksmark, från året efter ett nedfall och 30 år framåt, samt att uppskatta effektiviteten av tänkbara motåtgärder för att reducera skadeverkningar. Baserad på officiell jordbruksstatistik och överföringskvoter mark/växt för Cs-137 och Sr-90, kalkylerades nuklidöverföringen till livsmedel och konsumenter via de två näringskedjorna *mark-grödor-vegetabilier* och *mark-grödor-djur-animalier*. Slutrapport för de nio "kärnkraftslänen" har redovisats (Haak, 1983).

Undersökningar efter Tjernobyl. Tjernobylolyckan blev en allvarlig påminnelse om de förändringar i strålmiljön som kan inträffa inom lantbruket efter ett reaktorhaveri. Det nedfall av Cs-137 som föll över Sverige i april 1986 blev ett problem för många lantbrukare i de östra delarna av mellersta och norra Sverige. Även om den uppkomna situationen snart kunde bemästras i det akuta skedet var det angeläget att utreda och följa upp de långsiktiga konsekvenserna av denna olycka. Praktiska fältförsök och länsvis miljöövervakning av Cs-137:s transport i betesmark och åkermark har utförts på flera platser inom de mest förorenade områdena.

Med dessa försök har överföring av Cs-137, Cs-134 och i vissa fall I-131, från nedfall till vallgräs och spannmålskärna, mera ingående än tidigare kunnat studeras och utvärderas under praktiska fältbetingelser, liksom effekter av K-gödsling, kalkning och jordbearbetning. Dessa studier bidrog till ett större underlag för beräkning av radiocesiums överföring till livsmedel via olika näringskedjor såväl på lång som kort sikt. Överföringsdata från Gävleborgs, Västernorrlands och Jämtlands län är redovisade i tre artiklar (Figur 2), (Rosén, et al 1996a, 1996b; Rosén, et al 1998). På fasta försöksplatser inom drabbade områden har dessutom studier av migration i markprofilen gjorts under mer än 10 år (Rosén, 1999).

Efter Tjernobyl har en mera detaljerad översikt av "djurprodukternas förorening" för samtliga jordbruksområden (Eriksson & Andersson, 1994) utvärderats. I samarbete mellan FOA och SLU utarbetades tre delrapporter I, II och III under 1994 med huvudtiteln "Beräknade effekter av radioaktivt nedfall på jordbruksproduktionen i Sverige". Syftet var att belysa olika aspekter på konsekvenserna av radioaktiva nedfall i jordbruket särskilt sådana som härrör från kärnvapensprängningar. De omfattar beräkningar för landets 8 olika jordbruksområden. Beräkningarna, som presenteras i del II och del III baseras på en särskilt utvecklad datamodell (Eriksson, 1994). Del I behandlar möjligheter att reducera extern dos genom senareläggning av fältarbeten samt därav betingade effekter på jordbruksproduktionen (Ulv-sand & Lönsjö, 1994) och del II jordbruksgrödornas förorening (Eriksson et al, 1994).



Figur 2. Uptag av Cs-137 i gräs från olika fasta försöksplatser i Gävleborgs- (X), Västernorrlands- (Y) och Jämtlands län (Z), efter Tjernobylnedfallet i Sverige under 10 år (Rosén et al, 1996). TFG är överföringsfaktor.

Efter Tjernobylyolyckan har radioekologigruppen på SLU deltagit i flera projekt. Dels i EUs och Nordisk Kärnsäkerhetsforsknings (NKS) projekt och dels i svenska projekt, med stöd från Statens Jordbruksverk (SJV), Statens Livsmedelsverk (SLV), Statens Strålskyddsinstitut (SSI), Försvarets högskola (FHS) och Försvarets Forskningsinstitut (FOI), (Andersson m fl, 2002).

Av den åkermark, som för närvarande utnyttjas för växtproduktion i svenskt jordbruk, dvs 2,5 miljoner hektar, används ca 0,6 miljoner hektar till salu-grödor och 1,9 miljoner till fodergrödor. Dessutom utnyttjas ca 0,6 miljoner hektar som betesmark. Således används ca 75 % av åkermarken och all betesmark till foderproduktion. Detta betyder att merparten av den totala växtproduktionen passerar djurledet. Av naturliga skäl har därför en stor del av verksamheten vid jordbrukets radioekologi, SLU, ägnats åt undersökningar av nuklidtransport till djurprodukter. Djurprodukternas förorening behandlas i del III av ovannämnda rapportserie (Eriksson & Andersson, 1994).

Flera studier efter Tjernobylyolyckan har visat att s k heta partiklar, större fragment med hög koncentration av radionuklider, kan deponeras och få lokal betydelse för överföring av radioaktivitet till människa (Salbu, B., 2001).

1.3 Skogsbrukets och naturmarkers radioekologi

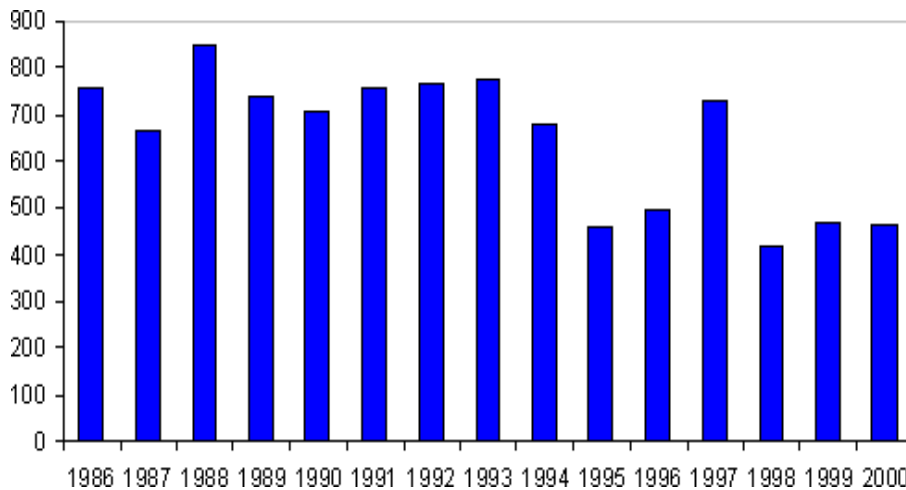
Det finns likheter mellan hur Cs-137 uppträder i jordbruksekosystem och andra terrestra s k "halvnaturliga" ekosystem, men också viktiga skillnader. Skogsmark är mer skiktad och oftast mer näringsfattig med lägre pH och sämre kaliumstatus än åkermark. Höga halter av organiskt material finns främst i ett övre mullskikt som inte binder Cs-137 på samma sätt som lerpartiklar i mineraljordar på åkermark (Fawaris & Johansson, 1995; Johanson, 1996). Motåtgärder är svåra att sätta in i skogsekosystem till skillnad från egentliga jordbrukssystem.

Större delen av trädens aktiva rötter finns i mullskiktet, som ger ett relativt stort bidrag till trädens näringsupptagning, främst av kväve, kalium och fosfor (von Fircks et al, 2002). Detta mullskikt, särskilt dess övre del, står via ovanjordiskt blad- och barravfall i livlig biocirkulation med växande skog. Som regel är överföringen av Cs-137 högre till barrträd än lövträd. (Brandtberg, 2001). Hur Cs-137 uppför sig i svenska skogsekosystem har efter Tjernobylyolyckan undersökts i några doktorsarbeten vid SLU (Fawaris, 1995; Nylén, 1996; Vinichuk, 2003).

Annan "halvnaturlig" icke skogbärande mark, som utnyttjas till bete för t ex renar, getter och får, har som regel också ett ytskikt, som kvarhåller Cs-137 i växttillgänglig form (Andersson et al, 2001). Som regel är överföringen av Cs-137 till kärlväxter, inklusive bärris samt till svamp relativt hög. Detta medför en hög överföring till djurprodukter som älgkött, rådjurskött och renkött. Halten av Cs-137 i dessa djurprodukter varierar med skjutning/slakttid under året (Åhman, 1994; Johanson, 1996).

Bär och svamp: Svamp är en heterogen grupp där överföringsfaktorn från mark till fruktkropp eller ätbar produkt kan variera, från 0,05 för arterna kantarell och Karl Johan upp till mellan 1 och 2 för sandsopp och rynkad tofsskivling. Svamp är den produkt som totalt orsakar den största överföringen av Cs-137 från skogen till människan. Det finns en liten del av Sveriges befolkning som plockar och äter stora mängder svamp. Dessutom äter rådjur och älgar, men även andra idisslare, avsevärda och helt okontrollerade mängder av svamp, (Johanson, 1996).

Älgkött: Varje år skjuts det ca 100 000 älgar i Sverige varav ca 40 000 i de sex värst Cs-137drabbade länen. Halterna av Cs-137 i älgar är mycket högre än i tamboskap som i Sverige vanligen betar på kulturbeten. Däremot har får och kor som går på skogs- eller fjällbete (Andersson et al, 2001) som regel relativt likartade halter av Cs-137 som älg i samma område.



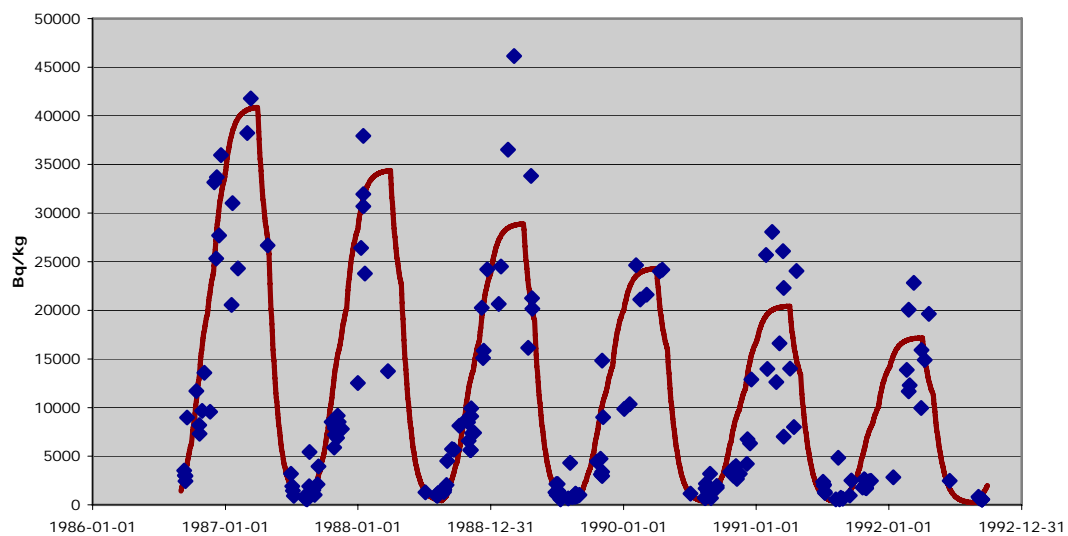
Figur 3. Upptag av Cs-137 i älg åren 1986 – 2000 i Heby kommun i Uppland, (Johanson, 2003).

Det är alltså skogsekosystem som genererar de höga halterna av Cs-137 på längre sikt (Avila, 1998). Halterna i älgköttet har årligen sedan 1986 studerats i Heby kommun, de har varierat från 750 Bq/kg 1986 till 500 Bq/kg år 2000, Figur 3 (Johanson, 2003).

Rådjurskött: Det skjuts mellan 200 000 – 300 000 rådjur varje år i Sverige. Vid en medelslaktvikt på 10 kg blir detta 2-3 miljoner kg totalt. Detta är ungefär lika mycket som den slaktade mängden renkött. Rådjuren utnyttjar andra växter än älg och äter relativt mycket svamp. Detta gör att halterna av Cs-137 i rådjurskött är ungefär dubbelt så höga som i renkött (Johanson, 1996). Halterna i rådjurskött varierar mycket under året och är som högst under september.

Renkött: Renskötsel bedrivs i dag i 51 samebyar och har en koppling till många kulturyttringar. Renen, renskötseln och naturen är ett centralt intresse för renhållande samer. Inom varje sameby finns flera renskötsselföretag vilka ofta består av en eller flera renägare. Antalet renar 1998 var i Jämtlands län 41 088; Västerbottens län 53 849 och Norrbottens län 139 000. Totalt i hela landet fanns det 277 150 st renar, (SCB, 2000). Mätningar av renkött och renlav startade efter atombombssprängningarna på 1960-talet. Efter Tjernobylyckan har mera omfattande mätningar gjorts liksom åtgärder för att reducera överföringen av Cs-137 till renkött, Figur 4, (Åhman & Åhman, 1994).

Cs-137 i renar från Vilhelmina norra sameby 1986-1992



Figur 4. Halten av Cs-137 i renkött vid olika delar av året, under åren 1986 till 1992. Från Vilhelmina sameby, (Åhman & Åhman, 1994).

2. Faktorer som påverkar förorening av grödor och jordbruksmark

Jordbruksmiljön är komplex i många avseenden. Den utformas av klimat och markförhållanden och påverkas av djurhållning. Produktionen genomlöper olika faser under året i takt med grödornas utveckling. Från vintervila över vårens och sommarens vegetativa utveckling till grödornas mognad vid skörd. Överföring av radionuklider till livsmedel påverkas av grödslag och användning. Från spannmålsgrödor och grönsaker överförs nukliderna via vegetabilier till konsumenter. Från förorenade fodergrödor, som användes till uppfödning av husdjur, överförs nukliderna via animalier till konsumenterna.

Eftersom biologiska processer inte skiljer mellan en radioaktiv och närbesläktad stabil nuklid följer de samma vägar i växter och djur. Cesium har ungefär samma egenskaper och spridningsvägar som stabilt kalium, strontium som stabilt kalcium. Människan tar praktiskt taget upp allt cesium och ungefär en tredjedel av det strontium som finns i kontaminerat livsmedel. Radiocesium och radiostrontium överförs snabbt via direktdeposition till gräs och vallfoder och vidare till mjölk och människa, där det fördelas i kroppens mjukvävnader. Intagen radiojod binds huvudsakligen i sköldkörteln, medan Sr-90 anrikas i benvävnader.

Viktiga faktorer vid bedömningen av effekten och storleken av radionuklidens vidaretransport till livsmedel är:

- Årstid för nedfallet och dess storlek samt grödornas utvecklingsstadium
- Grödornas bladriktedom och yta mot atmosfären samt deras utveckling och tillväxt under säsongen, bestämmer deras förmåga till uppfångning och kvarhållning av ett nedfall
- Biologisk rörlighet i mark och växter
- Markens egenskaper och näringsstatus påverkar transporten under de följande åren efter ett nedfall
- Husdjurens absorption i mag-tarmkanalen samt utsöndring med urin och fasta exkrementer
- Fördelningen till olika organ och vävnader i djurkroppen
- Djurslag, ålder, tillväxtintensitet och fysisk aktivitet
- Under sommartid är djurens betning och deras intag av kontaminerade jordpartiklar viktig
- Förekomst av heta partiklar

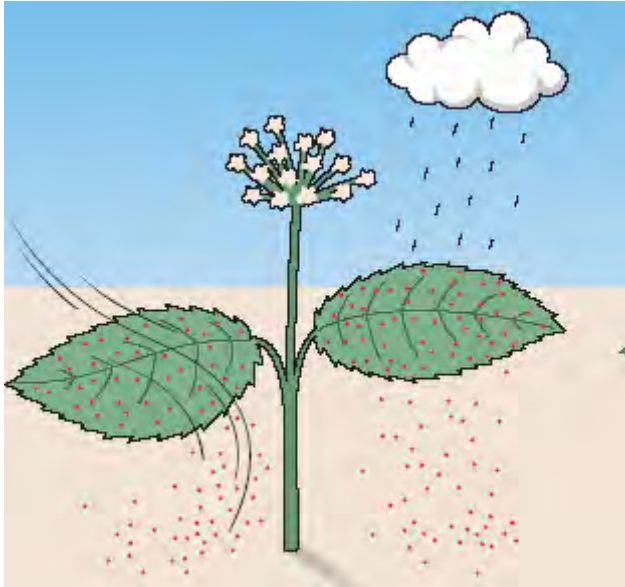
2.1 Årstidens betydelse

Vid nedfall under växtperioden förorenas grödorna direkt. Tidpunkten för det radioaktiva nedfallet, vinter, vår, sommar eller höst, blir avgörande för grödornas förorening och skördevärde. Särskilt stor är skillnaden mellan förorening av skördeprodukter vid nedfall under växtperioden jämfört med den vid nedfall under grödornas viloperiod.

Tidsperioden från nedfall fram till skördetillfälle, påverkar både nuklidhalt och totalt nuklidinnehåll, dels genom att grödans tillväxt späder ut nuklidhalten och dels genom förlusterna av uppfångat material från gröda till mark. De senare sker genom direkt bladavfall och genom avspolning av nuklider från vegetationen med nederbörd. Generellt minskar nuklidhalten mer, eftersom denna avtar med såväl grødtillväxten som förlusterna, än det totala nuklidinnehållet som endast påverkas av förlusterna. Vid prognoser, där man tar hänsyn till såväl lokala som årsmånsbetingade förhållanden, bör man beakta detta när man kalkylerar förväntad nuklidhalt respektive förväntat totalt nuklidinnehåll vid aktuell skördetidpunkt. Prognosmodeller om vilka halter, av exempelvis cesium, som kan förväntas vid skördetiden, bör utvecklas för att underlätta för framtida beslut.

2.2 Uppfångning och kvarhållning på vegetation

Växande grödors bladriktedom och exponerad yta i förhållande till grönmassa varierar under växtperioden. Detta gör att uppfångningen efter ett nedfall av radionuklider kan variera mellan 10 % till 90 %. Den är oftast lägre vid torrdeposition än våtdeposition, men nedfall med regn är som regel vanligast i vårt humida klimat. Grödor med stora blad, som exempelvis sallad och spenat, har en större uppfångningsförmåga än gräsvegetation. Uppfångningen är totalt sett relativt låg vid växtperiodens början för att sedan öka med tillväxten av biomassa och bladyta. Om nedfallet kommer strax före skörd av slåttervall kan den procentuella och totala uppfångningen bli hög även om halten per viktsenhet skulle vara måttlig, Figur 5.



Figur 5. Under nedfall blir uppfångning och kvarhållning av radioaktiviteten avgörande för hur mycket som överförs till djur och människa (Andersson et al, 2002).

Överslagsmässigt brukar man räkna med att den del av depositionen som kvarhålls i grödan fram till skörd kan variera mellan 5-25 %. Som jämförelse kan nämnas att av Tjernobylnedfallet kvarhölls i gräsvall ca 5 % av det Cs-137 som deponerades i Uppsalatrakten år 1986. Detta representerar kvarhållning i vall av nedfall före växtperiodens början.

Användning av förorenade beten och vallar är den kritiska inkörsporten för överföring av radionuklider till djurledet. Nedfallets tidpunkt under växtperioden torde bli avgörande för om vallgrödan kan användas som djurfoder eller måste kasseras. Om nedfallet kommer i början av betessäsongen eller strax före första vallskörden kan stora problem uppstå omedelbart för produktionen av såväl mjölk som nötkött. Vinterfodret är då oftast slut och djurägaren måste ta ställning till om han kan låta sina djur gå ute på bete eller inte. Om nedfallet återigen kommer före spannmålsskörden kan det få svåra följder för den fortsatta utfodringen av djur under vinterperioden. Ett stort nedfall vid en känslig tidpunkt kan komma att kräva särskilda åtgärder för att minska konsekvenserna.

För undersökning av fall som kan inträffa har nedan sex alternativa nedfallstidpunkter valts. De har fått beteckningen T1, T2, T3, T4, T5 och T6. De återfinns inom intervallen, dagnummer 120 till 245, och representerar betydelsefulla moment för såväl växtodlings- som djurhållningsverksamheten under växtperioden. Exemplet gäller Mellansverige.

*T1. Tidpunkt ca 3 veckor före betessläppningen av djur (omkr 1 maj).
"Tjernobylnedfallet".*

T2. Tidpunkt samtidig med betessläppningen (omkr 22 maj).

- T3. Tidpunkt under betesperioden, 3 veckor efter betessläppningen, (omkr 12 juni)
nära perioden för vallfoderskör, under försommaren.*
- T4. Tidpunkt under betesperioden, 7 veckor efter betessläppningen, (omkr 10 juli)
efter den första vallfoderskörden.*
- T5. Tidpunkt under betesperioden, 10 veckor efter betessläppningen, (omkr 1 augusti)
före en eventuell andra vallfoderskör och före spannmålsskördens början.*
- T6. Tidpunkt nära sockerbetskör och potatisskör (omkr 1 september).*

Tidpunkterna ovan kan sammanbindas och transformeras till att representera fem olika tidsperioder.

Period A (1/5 – 22/5)	T1 – T2. Betecknar då den del av jordbrukaråret som börjar med vårens ankomst och slutar med att betesgången inleds samt fortsätter.
Period B (22/5 – 12/6)	T2 – T3. Perioden kännetecknas av ökande vegetativ tillväxt hos foderväxter och beten. Kapaciteten för uppfångning av nuklidnedfall ökar. Skördeperiod nr 1.
Period C (12/6 – 10/7)	T3 – T4. Under skördeperiod nr 2, är foderväxternas tillväxt maximal. Kapaciteten för uppfångning av nedfall är självfallet också hög.
Period D (10/7 – 1/8)	T4 – T5. Tillväxt av spannmåls- och fodergrödor.
Period E (1/8 – 1/9)	T5 – T6. Skörden av en andra eller tredje vallskörd och av spannmålen samt tillväxt av potatis och betor.

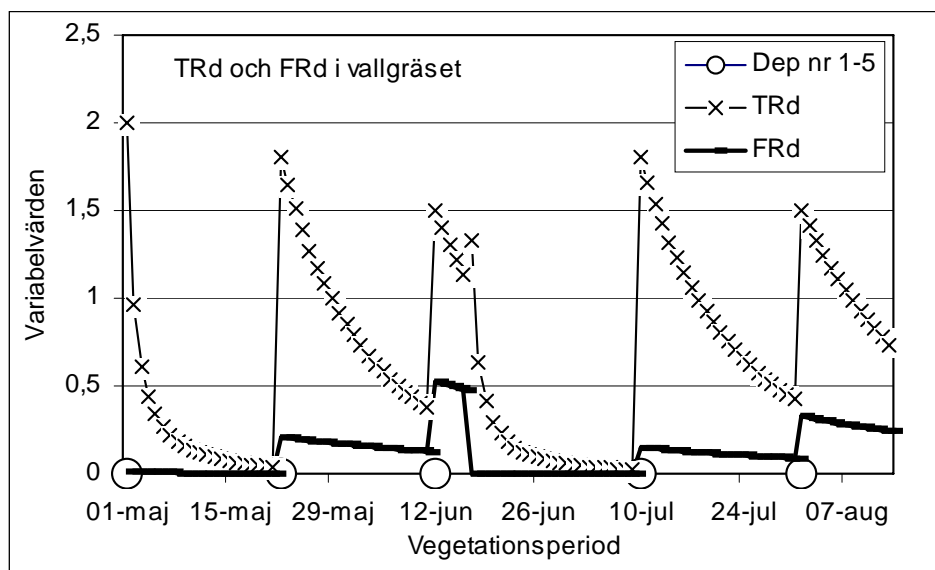
2.2.1 Förorening av vallar

Utveckling och tillväxt av vallgröda under växtperioden ökar i stort sett exponentiellt från början av maj till mitten av juni för en första skörd, samt från mitten av juni till slutet av augusti för en andra och eventuellt en tredje skörd. Detta är typiskt för en vegetativ utveckling och tillväxt.

Det förväntade resultatet av nedfallen vid dessa 5 tidpunkter (T1-T5), med avseende på uppfångning och kvarhållning av cesiumet i det växande gräset ovan stubbhorisonten, återges i Figur 6 med hjälp av två parametrar för nuklidöverföring, TRd och FRd. TRd representerar normerad cesiumhalt i växt, Bq per kg ts, dividerat med nedfallet, Bq per m², (enhet, m² per kg ts). FRd utgör fraktionen av kvarhållet cesiumnedfall i grödan (TRd * kg ts per m²).

TRd-värdet i de fem alternativa nedfallen är initialt relativt högt, Figur 6. Emellertid kommer tillväxten hos grödan och förlust av deponerat cesium från gräs till mark att reducera detta. Kvarhållen fraktion av nedfallet, FRd, i den växande grödan förändras långsammare på grund av tillväxt och ut-

spädning. Den är relativt låg under de initiala utvecklingsskedena, men når upp till 50 % strax före första skörd och till 30 % strax före en andra skörd.



Figur 6. Tendenserna i de förväntade cesiumnedfallens (Dep nr 1-5= T1-T5) uppfångning och kvarhållning i vallgräset beskrivs genom TRd och FRd under perioderna A – E.

Att kunna kalkylera effekten av nedfallstidpunkten på vallskördens användbarhet för vinterutfodring, är av stor betydelse för avgörande om skördat material skall kunna användas för vinterutfodring av mjölkkor eller köttdjur, eller måste kasseras. Med hänsyn till ovanstående illustration i förändringar av TRd och FRd kan två olika prognoser formuleras:

Prognos 1 bygger på skattning av nedfallets sannolika storlek och sammansättning, grödans sannolika kapacitet till uppfångning och nedgång i kvarhållning på grund av förluster till marken, samt på utspädning genom tillväxt fram till skörd. Resultatet av ett sådant förfarande framgår av Figur 6 ovan.

Prognos 2 bygger på grödans verkliga uppfångning, sådan som denna bestäms genom provtagning och aktivitetsmätning av växande gröda på grundval av data över aktuella grödors experimentellt kända tillväxt, uppfångningsförmåga, förluster till mark och slutligt nuklidinnehåll.

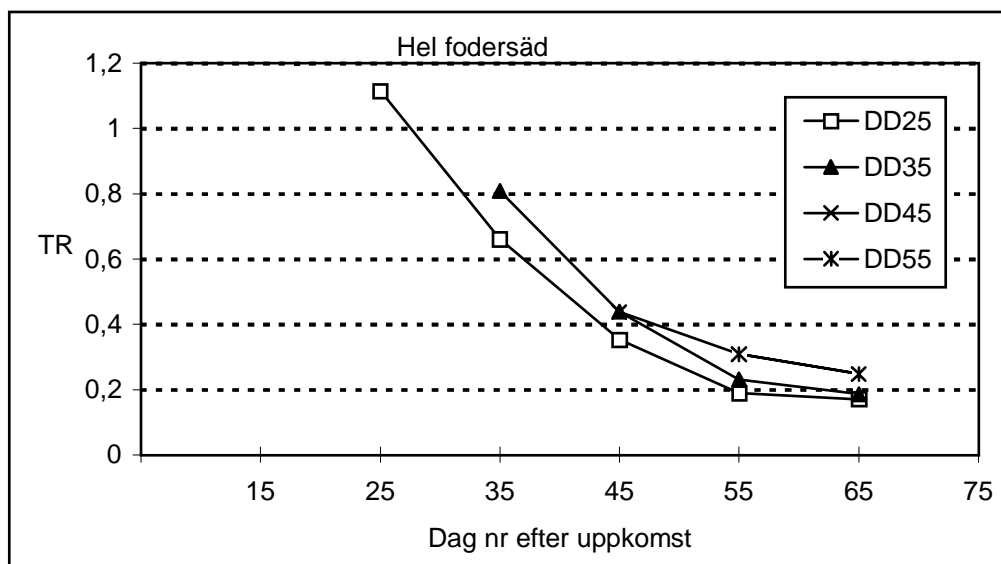
Prognos 2 bör vara snabbare och ge tillförlitligare data för bedömning av eventuella åtgärder än prognos 1, eftersom fler fältmässiga data och mer av kännedom om lokala förhållanden på enskilda gårdar kan utnyttjas vid tolkningen av de mätdata som är möjliga att erhålla.

2.2.2 Förorening av stråsäd

Att kunna kalkylera effekten av nedfallstidpunkten på stråsädesgrödors uppfångning och kvarhållning av radionuklider och då särskilt kärnans innehåll

vid skörd, är givetvis av stor betydelse för att kunna avgöra om denna skall kunna användas för vinterutfodring av husdjur eller måste kasseras.

Figur 7 visar att grödor genomlöper en med vall liknande utveckling med tiden, beroende på föroreningens utspädning genom tillväxt och förluster till mark. Dessutom visar Figur 7 utvecklingen hos helsädesprov som liknar den hos axprov. Detta kan utnyttjas i prognosystem 2 som ett medel för att erhålla exaktare besked om kärnans förväntade cesiumhalt vid skörden och på så sätt vinna tid till förberedelse av åtgärder.



Figur 7. Reduktion av TRd-värden med tiden i fodersäd, på grund av grödans tillväxt och förluster till mark. Depositioner 25, 35, 45 och 55 dagar efter spannmålets uppkomst.

I korthet utnyttjas dessa prognoser för att med hjälp av tidigt uttagna prover av grödan, och tillsammans med andra tillgängliga data, förutsäga kärnans cesiumhalt i kommande skörd. Prognos 2, som analogt även kan användas vid depositioner av Sr-90, kan med hjälp av ett datorprogram anpassas till känd situation. Med dataprogrammet görs en kalkyl för att beräkna, t ex cesiumhalten i bruksvaran foderspannmål efterföljande vinterhalvår, liksom cesiumhalten i svinkött som producerats med spannmål som bas. På liknande sätt kan prognoser utarbetas för olika växt- och djurprodukter (Eriksson, 1994). En heltäckande prognosmetodik kräver emellertid mer utvecklingsarbete. Framst gäller det de omedelbara insatserna på fältet.

2.3 Kvarhållning i mark

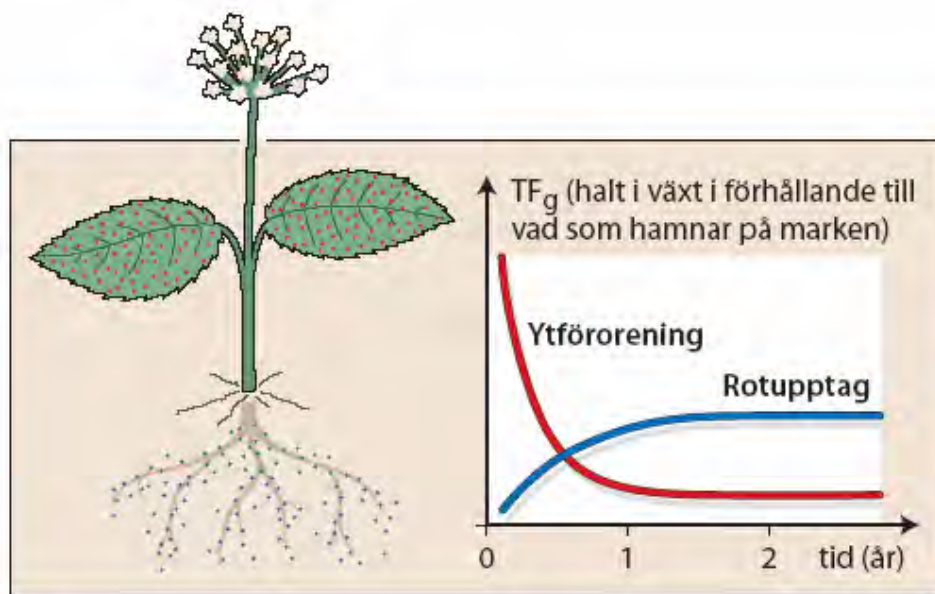
Med tiden omfördelas de radioaktiva ämnena från markytan, först till ytnära skikt och sedan med tiden till allt djupare skikt av markprofilen. Denna process styrs av markens egenskaper och biologiska processer. På oplöjd mark börjar denna process redan vid markytan. På mark som plöjs efter nedfallet, placeras och inblandas radionukliderna inom plogskiktet. Viktiga faktorer

för utlakning och vertikal omfördelning är i båda fallen jordens textur samt halt och typ av lermineral, Figur 8.

Maskar och mikroorganismer kan bidra till vertikal omfördelning inom rotzonen. Trots vertikal omfördelning blir emellertid den övervägande delen av cesium- eller strontiumnedfallet kvar i rotzonen under en mycket lång tid. Så blir också fallet på plöjd mark, även om fördelningen ändras drastiskt vid första plöjningstillfället. Den totala nedtransporten av radionuklider genom utlakning, betingad av överskottsvattnet, dvs nederbörd - avdunstning, är alltid snabbare för strontium än cesium. Migration av cesium är större i mulljordar än i mineraljordar (Rosén et al, 1999).

2.4 Rotupptagning åren efter nedfall

Grödors förorening från radioaktiva ämnen åren efter nedfall sker till huvuddelen via rotupptagning, men kan också förekomma som regnstänk upp på växande gröda, Figur 8. Jordarnas lerhalt, mullhalt, näringsstatus, pH-värde och rotfördelning har stor inverkan på rotupptagningen av radionuklider. Mineraljordar, särskilt lerjordar som fixerar cesium, visar en klart lägre upptagning av radiocesium än mulljordar. Cesium fixeras mycket hårt till lermineral. Fixeringsförmågan minskar i ordningen: lerjord > mjälajord > mojord > sandjord > mulljord.



Figur 8. En principskiss av det första året som domineras av direktdeposition på gröda och mark samt de följande åren som domineras av rotupptag, (Andersson et al, 2002).

Cesium är jämförelsevis lättillgängligt för rotupptagning på mulljordar. Generellt kan man säga att en höjning av pH-värdet genom kalkning reducerar upptaget av Sr-90 och en höjning av kaliumhalten genom kaliumgödning reducerar upptaget av radiocesium. Mulljorden är mer känslig för överföring av cesium än av strontium. I tabell 1 ges en översikt av genomsnittliga vär-

den på överföring, TFG, för tre olika jordtyper, lerjord, sandjord och mulljord. Tabellen visar värden för rotupptagning av Cs-137 och Sr-90, för året efter ett nedfall hos de fem vanligaste grödorna.

Tabell 1. Överföringsfaktorer, TFG, för Cs-137 och Sr-90, $m^2 (kg\ ts)^{-1} \times 10^{-3}$, året efter nedfall (Eriksson, 1994).

Gröda	Cs-137			Sr-90		
	Lerjord	Sandjord	Mulljord	Lerjord	Sandjord	Mulljord
Spannmål	0,05	0,2	2,0	0,5	1,0	0,5
Vall	5,0	10	100	10	20	10
Kulturbete	5,0	10	100	10	20	10
Naturbete	10	20	200	20	40	20
Potatis	0,3	1,2	12	1,0	2,0	1,0

För att illustrera den relativa betydelsen av grödor och jordtyper har i det följande ett modellområde representerande mellansvenska jordbruksbygder använts i en kalkyl över nuklidtransport till foder och livsmedel. Området omfattar 100 ha av vilket 38 ha utgjordes av jordbruksjord. Av denna användes i driften 32,2 ha. Den genomsnittliga produktionen på jordarna har antagits vara den i tabell 2.

Tabell 2. Årliga skördar hos huvudgrödorna i modellområdet (32,2 ha), i kg torrsvikt per ha samt procentuellt utnyttjande av de tre jordtyperna, (Haak et al, 2000).

Gröda	Lerjord	Mulljord	Sandjord
Brödsäd	3000	3000	3000
Vallhö	6000	6000	6000
Fodersäd	3000	3000	3000
Kulturbete	5500	5500	5500
Naturbete	3500	3500	3500
Potatis	4000	4000	4000
Utnyttjande	60 %	15 %	25 %

I modellen användes genomgående nedfallsenheten MBq per kvadratmeter, för både Cs-137 och Sr-90. I kalkylen har nuklidernas ekologiska halveringstid i markmiljön satts till 20 år under de första 30 åren efter nedfallet.

För gräsmarkerna förlängdes den ekologiska halveringstiden för nuklidöverföringen till vegetationen från 1-2 år i början efter nedfallet till 20 och ända upp till 40 år efter 30 års förlopp (Eriksson, 1995). Vidare har kalkylerats med en överföring av cesium och strontium från foder till mjölk av 0,008 respektive 0,0013 dagar per liter. Särskilda kaliumgödslings- och kalkningsåtgärder ingår inte i denna kalkyl. Däremot har den årliga normala gödslingen beaktats samt den normala plöjningsrutinen av bl a vallbeståndet. Den senare antages medföra att det temporära vallbestånd som drabbats av nedfallet blir högst 4-årigt och genom plöjning reduceras det med 25 % årligen, vilket i motsvarande grad minskar nuklidtransporten till grödor och mjölk. 11 200 MBq Cs-137 och 4 880 MBq Sr-90 överförs till grödorna och 450 respektive 30 MBq till mjölk.

Tabell 3 understryker att överföringen av nedfallscesium till livsmedel, inom det utvalda modellområdet, har en huvudkälla bland de tre jordtyperna, nämligen mulljordarna. Omkring 90 % av cesium i grödor och mjölk kommer således från dessa, 15 % av arealen, samtidigt som 50-60 % av cesiumet kan härledas från naturbeten på dessa jordar. 3 % av arealen svarar således för överföringen av omkring 60 % av den totala cesiummängden i foder och livsmedel. Strontiumöverföringens huvudkälla utgörs av naturbetesmarkerna, som svarar för omkring 70 % av strontium i mjölk.

Tabell 3. Beräknad relativ överföring av Cs-137 och Sr-90, i % av den totala överföringen till grödor och mjölk, under en 30-årsperiod efter nedfallet i modellområdet. I tabellen redovisas nuklidernas ursprung, dels från de ingående jordtyperna och dels från ingående grödor, (Haak et al, 2000).

Gröda	Lerj.	Mullj.	Sandj.	Totalt	Lerj.	Mullj.	Sandj.	Totalt
	60 %	15 %	25 %	100 %	60 %	15 %	25 %	100 %
	<u>Cs-137 i grödor, % av totalt</u>				<u>Cs-137 i mjölk, % av totalt i mjölk</u>			
Brödsäd	0,08	0	0,10	0,18	-	-	-	-
Vallhö	1,38	27,83	1,68	30,89	1,14	22,90	1,39	25,43
Fodersäd	0,23	1,00	0,33	1,56	0,09	0,37	0,13	0,59
Kulturbete	0,31	6,14	0,37	6,82	0,34	6,80	0,42	7,56
Naturbete	2,73	54,49	3,20	60,52	3,03	59,90	3,49	66,42
Potatis	0	0	0,12	0,12	-	-	-	-
Totalt	4,74	89,46	5,80	100,00	4,60	89,87	5,43	100,00
	<u>Sr-90 i grödor, % av totalt</u>				<u>Sr-90 i mjölk, % av totalt i mjölk</u>			
Brödsäd	1,78	0	1,19	2,97	-	-	-	-
Vallhö	6,56	6,56	7,92	21,04	5,77	5,77	7,00	18,54
Fodersäd	5,08	0,57	3,76	9,41	2,31	0,23	1,57	3,94
Kulturbete	1,44	1,44	1,75	4,63	1,73	1,73	2,07	5,52
Naturbete	19,14	19,14	23,21	61,49	22,40	22,40	27,20	72,00
Potatis	0	0	0,46	0,46	-	-	-	-
Totalt	34,00	27,71	38,29	100,00	32,03	30,13	37,84	100,00

3. Motåtgärder

Såväl grödor som mark blir kontaminerade vid ett radioaktivt nedfall i jordbruket. Motåtgärder av olika slag kan därför bli nödvändiga att vidta. Som bäst kan vanliga brukningsåtgärder räcka, t ex nedplöjning av nedfallet. Det värsta som kan hända är om nedfallet blir så stort att jordbruksdriften inte kan fortsätta på enskilda gårdar inom det drabbade området. Mellan dessa två extremfall som medför ingen åtgärd respektive inställd jordbruksdrift, finns det många motåtgärder som kan vidtas för att växtodling och djurhållning skall kunna fortsätta. De mest användbara har i många fall anknytning till normal drift av ett konventionellt jordbruk men innebär ingrepp i växtodling och husdjursskötsel, Figur 9.



Figur 9. Motåtgärder vidtas för att minska överföringen av radioaktiva ämnen via näringskedjan till människan. Några är att utfodra djuren med rent foder eller cesiumbindare, andra är att plöja ner radioaktiviteten som då späds ut i en större jordvolym (Andersson et al, 2002).

Generellt gäller, för alla ingrepp i pågående växt- och djurdrift att kostnaden för insatta motåtgärder samtidigt skall vägas mot den ekonomiska nyttan av vad dessa ger. I linje härmed har den internationella strålskyddskommissionen, International Commission on Radiological Protection (ICRP, 1990), utfärdat allmänna rekommendationer som lyder:

1. Motåtgärder är berättigade att användas när de förväntas ge mer nytta än skada.
2. Kriteriet för att införa restriktioner och motåtgärder skall vara att de ger optimalt skydd för befolkningen.
3. Om jordbruksarbetet stoppas p g a hög strålrisk måste strålningsnivån ha reducerats till acceptabel nivå innan motåtgärder vidtas.

Åtgärder kan vara motiverade att vidtas vid olika tidpunkter. Om nedfallet kommer vintertid eller före odlingsäsongen har man längre tid på sig att anpassa sig till situationen. Så är också fallet när man efter första odlingsäsongen ska besluta om utformning av växtodlingen för nästa säsong. Om nedfallet kommer strax innan odlingsäsongens början finns det fortfarande möjligheter att förbättra situationen genom ändrat val av gröda, ändrad gödsling och ändrad jordbearbetning. Under denna korta period blir det fråga om snabba beslut som kan få avgörande inverkan på årets produktionsresultat för enskilda gårdar.

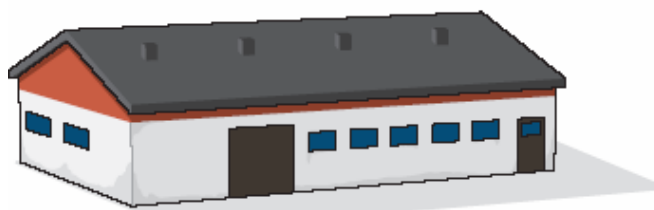
Syftet med detta avsnitt är att ge en översikt av motåtgärder som kan vidtas för att undvika eller minska radioaktivitet i växt- och djurprodukter, vid tidpunkter före nedfall och efter nedfall. Efter nedfallet ligger tyngdpunkten på åtgärder under odlingsäsongen, men även delvis på åtgärder inför kommande år. NKS-rapport Tema Nord (1994); IAEA (1994); Rosén K (1997); Lochard et al (1998); Frech & Gerber (1995).

3.1 Undvika radioaktivitet före nedfall

Det kan vara önskvärt att i förväg, dvs vid hot om nedfall, undvika eller hindra förorening av jordbruksprodukter. Sådana åtgärder vidtas för att minska de följder som annars kan befaras vara oundgängliga. Åtgärderna är av akut karaktär och medger om dessa genomförs i tid, att djurhållningen kan fortsätta. Även fortsatt växtodling kan lättare möjliggöras, om än i modifierat skick. Efter stora nedfall kan förorenad mark antingen behöva saneras eller disponeras om för annan produktion än för livsmedel.

Hotbilden i en sådan situation är att ett utsläpp, t ex någonstans i Europa, har ägt rum och att ett radioaktivt moln inom någon eller några dagar förväntas nå Sverige. Under ett sådant hotskede är givetvis osäkerheten mycket stor såväl för fortsatt djurhållning som växtodling. Stallning av mjölkkor blir oftast den mest akuta åtgärden. För djurdrift kan det vara motiverat att minska ventilationen i stall- och foderutrymmen då det radioaktiva molnet förväntas komma in i området. Luftburna radionuklider kan annars onödigt sugas in i foder och djurutrymmen (Rosén, 1997).

Tiden för insatser under ett sådant hotskede är givetvis kort. Om nedfallet beräknas ske inom några dagar kan det vara möjligt att snabbt skörda okontaminerad vallvegetation. Om nedfallet beräknas ske under mognadsstadier för spannmål kan det vara möjligt att tidigarelägga skörden. En annan åtgärd kan vara att täcka över skördade produkter som tillfälligt måste förvaras utomhus. Det okontaminerade fodret kan sedan utnyttjas och möjliggöra att djurhållningen lättare kan fortsätta, Figur 10.



Ställa in betesdjur.



Täcka över grödor.

Figur 10. I hotskedet innan ett förväntat nedfall kommit kan djur stallas in och eventuella grödor eller mindre markytor täckas över (Andersson et al, 2002).

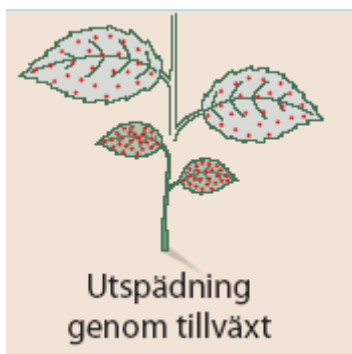
Markytans utseende varierar med årstiden och kan vara mer eller mindre ojämn på olika fält. Om marken är plöjd tiden före ett befarat nedfall kan det vara lämpligt att utjämna denna. En jämn markyta erbjuder alltid större möjlighet att placera ett tunt kontaminerat ytskikt djupare i markprofilen för att reducera den yttre strålningen från nedfallet och samtidigt minska nuklidöverföringen till därefter besädd gröda. Om nedfallet är så stort att marken måste saneras genom att ta bort ett ytskikt kan bortförd jordvolym begränsas, gynnsamt ur såväl arbets- som bördighetssynpunkt.

3.2 Minska radioaktivitet under nedfallsåret

Efter nedfall kan ett flertal åtgärder vidtas för att minska konsekvenserna. Som alltid, gäller det att nuklidöverföringen till grödor och djur inte får bli större än att producerade livsmedel kan användas för humankonsumtion. Vilka åtgärder som skall vidtas beror på när nedfallet inträffar och hur lång tid efter nedfallet som grödan skall skördas. Beten och vallar är som regel känsligast för kontaminering, men även stråsäd kan vara känslig i sena utvecklingsstadier. Provtagning och bestämning av nuklidhalter i växande grödor blir ofta nödvändig före val av motåtgärd och avgör när denna skall sättas in.

Vid ett nedfall under odlingssäsongen blir valet av åtgärder, utöver att undersöka nedfallets storlek och sammansättning, i hög grad beroende på det utvecklingsstadium som respektive grödor har vid nedfallstidpunkten. Om nedfallet kommer i ett tidigt utvecklingsstadium måste man snart ta ställning till om förorenad gröda måste tas bort eller plöjas ner. Om grödan plöjs ner innebär detta att nedfallsnukliderna inblandas i en större jordvolym, för radiocesium även en ökad fixering till mineraljord, särskilt till lermineral, som därigenom blir mindre tillgängligt för rotupptagning. Före plöjning kan förorenad mark kaliumgödslas och kalkas för att ytterligare minska rotupptagningen.

Vid lägre nedfall kan skörden senareläggas tills att en acceptabel förorening föreligger och sedan skördas och användas som djurfoder. Under tillväxten sker en utspädning av den radioaktiva halten i grödan, Figur 11. Valet mellan dessa olika alternativ betingas av nedfallstidpunkten och underlättas om en snar nedfallsprognos blir tillgänglig.



Figur 11. I vissa fall kan man låta en kontaminerad gröda tillväxa en längre period än normalt. Då minskar halten på grund av utspädning när grödan växer. Halten blir då mindre per kg (Andersson et al, 2002).

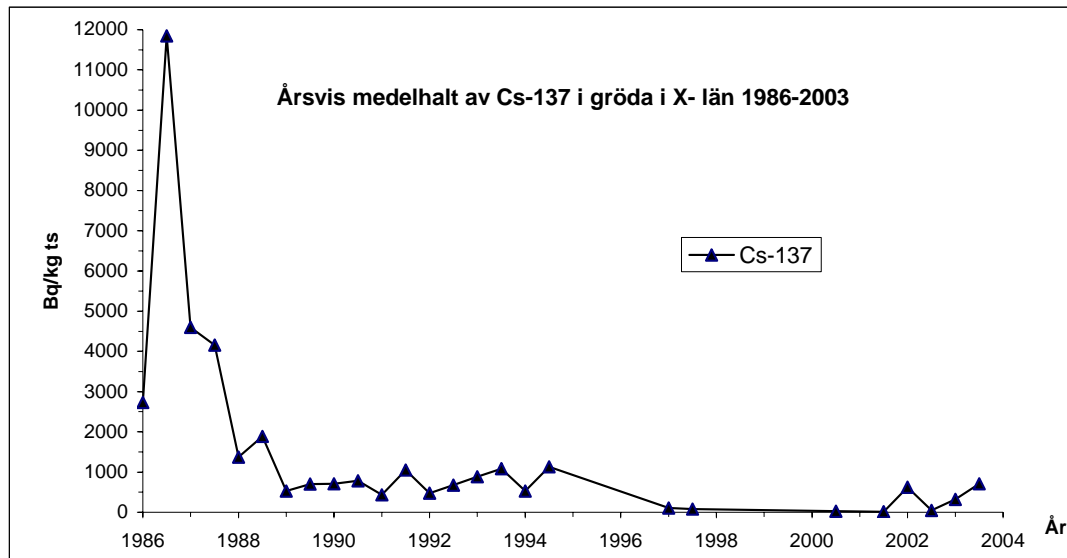
I vissa fall kan man låta en kontaminerad gröda tillväxa en längre period. Det sker då en minskning. Duger inte grödorna som vegetabiliska livsmedel kan de ibland skördas för att användas som djurfoder, t ex kan brödspannmål användas som foderspannmål. Vid för hög förorening måste grödan kasseras, slås av och transporteras bort från åkern eller bli kvar på fältet för att senare plöjas ner. Inför nästa odlingssäsong kan åtgärder ofta vidtas för att marken skall kunna användas för livsmedelsproduktion. Om så inte är fallet kan jordbruksdriften ändras, t ex till odling av industrigrödor eller energigrödor. Alternativt måste produktionen temporärt upphöra genom att marken läggs i träda.

3.3 Minska radioaktivitet åren efter nedfall

Det är givetvis alltid önskvärt att reducera nuklidöverföring till jordbruksprodukter och livsmedel även åren efter ett nedfall. Det kan då vara motiverat att ta bort nedfallsårets grödor och/eller skörderester från fälten. Detta blir svårare om nedfallet kommer sent under odlingssäsongen. Nedfallets storlek får avgöra vad som bör tas bort eller vilka skördeprodukter som eventuellt bör nedplöjas.

Ändrad markanvändning kan komma ifråga vid omfattande nedfall av radioaktiva ämnen. Det kan bli nödvändigt att ändra på växtodling och djurhållning på enskilda gårdar som drabbats av radioaktivt nedfall. På gårdar med endast växtodling kan det vara motiverat att övergå till enbart produktion av stråsäd och använda denna för t ex produktion av etanol. På gårdar med mjölkproduktion kan det vara motiverat att plöja ned vallarna och övergå till enbart fodersädsodling. Vallodling kan behöva uteslutas under något eller några år, se utvecklingen för vall- och betesgräs efter Tjernobylolyckan, Figur 12.

För att helt undvika att radioaktivitet når växt- och djurprodukter efter ett stort nedfall är övergång till helt annan produktion ett alternativ, eller att för en tid lägga förorenad mark i träda. Odling av energiskog kan bli ett alternativ som man har anledning att överväga. Nedfallet plöjs ner och brukas in i matjordsskiktet eller placeras på större djup för att ytterligare reducera extern strålning. Vid fortsatt konventionell jordbruksdrift har åtgärder som återkommande kalkning och årlig kaliumgödsling en reducerande effekt på nuklidöverföringen till odlade grödor.



Figur 12. Cesiumhalten i vall- och betesgräs vid normaldrift med gödsling och plöjning efter Tjernobylnedfallet i X-län, 1986-2003 (Carlsson, A., 2004).

I bilaga 2 finns de åtgärder listade som i olika situationer kan vara aktuella inom jordbruket efter ett radioaktivt nedfall. Vissa åtgärder kan vara svårare att genomföra än andra beroende på nedfallssituationen.

4. Sanering och avfallshantering

Vissa motåtgärder med syfte att reducera överföring av radionuklider till växtprodukter, innebär som berörts ovan att förorenad gröda bortförs. Detta kan kräva stora maskinella insatser, vilket ännu mer gäller om ett förorenat ytlager jord dessutom måste bortföras. Fördelen är att deponerade nedfallsnuklider tas bort från näringskedjor. Sanerade fält kan relativt snart användas för växt- och djurproduktion, ibland redan under samma odlingssäsong. Samtidigt är det av stor vikt, att redan på planeringsstadiet välja saneringsmetoder, som inte i onödan orsakar allvarliga markskador.

Storleken på nedfallet och när det inträffar bestämmer om det blir nödvändigt att vidtaga åtgärder som leder till att sanera kontaminerade fält, liksom i vilken omfattning som saneringsåtgärder i så fall skall sättas in. Olika sätt att ta bort och deponera förorenat material behandlas i detta avsnitt medan resurser för gödning och kalkning, maskinella resurser för avfallshantering liksom resurser för att öka beredskapen efter en kärnenergiolycka behandlas i nästa avsnitt.

Radionuklider har ett kretslopp inomgårds via mark och djur och ett kretslopp utomgårds via konsumtion. Vid normal drift på en gård finns det mesta av radionukliderna kvar på åkern, i marken och i skörderester. Skörderesterna återgår till marken och går in i ett nytt kretslopp. På djurgårdar används skördeprodukter till djurfoder. Den näst största delen av radionuklider ingår i detta djurfoder. Merparten av dessa radionuklider går via naturgödsel tillbaka till marken. Den minsta delen radionuklider går via animalier och vegetabilier till livsmedelskonsumtion. En mycket liten del av dessa radionuklider återgår till jordbruket som röttslam.

4.1 Bortförel och deponering av snölager

Effektivitet upp till 90 %, men åtgärden skapar avfall.

När nedfallet inträffar vintertid, och åkerfält har ett tillräckligt tjockt lager snö, är det en stor fördel om man snabbt kan ta bort kontaminerad snö. Åtgärden är akut och måste ske innan nästa snöfall eller töperiod. En stor andel av nedfallet kan tas bort eftersom detta kvarhålls inom ett ganska tunt ytskikt av snö. Om snön smälter före åtgärd så når nedfallsnukliderna snart markytan. I vissa fall kan radionuklider samlas upp i svackor på fälten och där ge en högre överföring till gröda inom detta område.

Om åtgärden lyckas, kan nedfallsnukliderna nästan kvantitativt förhindras att nå marken. Stora volymer förorenad snö måste dock bortföras med traktordrivna frontlastare eller med andra snöröjningsmaskiner och transporteras iväg med lastbilar för tippning i sjöar och hav eller på andra anvisade platser på kommunens mark. Transporten längs vägar liksom platser för deponering kräver tillstånd från myndigheter. Ett annat alternativ är att lägga upp snön i högar vid åkerkanten. Platser bör väljas med omsorg så att inte kontaminerat smältvatten förorenar nya marker. Åtgärden kan tillämpas i stor skala och bör prioriteras för bördig jordbruksmark på slättbygder.

Borttagning av snö kring brukningscentrum, kring gårdsbyggnader och bostadshus, inom det drabbade nedfallsområdet måste åtgärdas snarast.

4.2 Bortförel och deponering av vegetation

Effektivitet upp till 90%, men åtgärden skapar avfall.

Bortförel av förorenade grödor efter nedfall reducerar kontamination av markytan på betesmark och vallar, även av stubb och grässvål. Kvarhållning av radionuklider på växande grödor, innan dessa genom avspolning når marken, har ofta en halveringstid av 2-3 veckor. Så snabbt borttagande som möjligt är därför önskvärt. Hög aktivitet och extern bestrålning kan medföra att borttagandet emellertid måste uppskjutas någon eller några veckor.

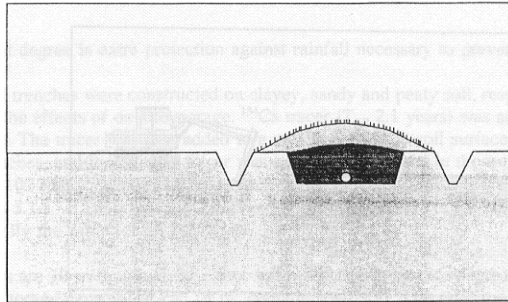
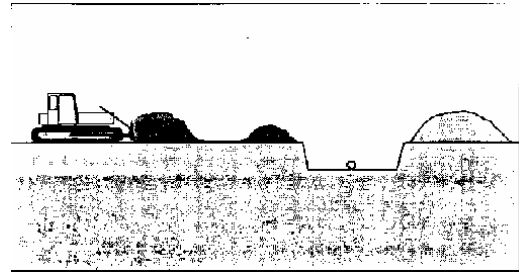
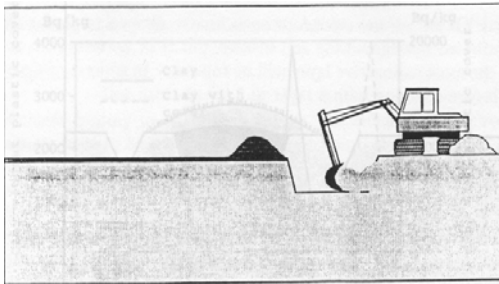
På fält med tät vegetation kvarhålls nedfallsnuklider effektivt. Nedfall på vallar och stråsäd i vegetativ utveckling, kan medföra att upptill 80-90 % av nedfallsnukliderna kan avlägsnas. Så låg stubbhöjd som möjligt bör eftersträvas vid stora nedfall, till skillnad från situationen vid lägre nedfall, då högre stubbhöjd kan medföra att bortförd vallskörd med lägre nuklidhalt kan användas för utfodring under kommande utfodringsperiod.

Borttagning av vegetation som skall kasseras, måste förberedas genom att en närbelägen uppläggningsplats anordnas, där den kontaminerade växtmassan kan deponeras, packas och komposteras. Detta bör ske relativt snart efter deponering. Effektiva maskiner och traktorer bör finnas tillgängliga lokalt. Åtgärden kan i så fall tillämpas i relativt stor skala. Deponering av bortförd, förorenad vegetation torde oftast kunna ske vid hörn eller kanter av kontaminerade fält eller i närheten av dessa. En viktig fråga är om dessa högar senare skall transporteras till särskilda deponier eller få ligga kvar för all tid.

4.3 Bortförel och deponering av ytlager jord

Effektivitet upp till 90 %, men åtgärden skapar avfall.

När nedfallet har inträffat får man avgöra om jordbruksmarken kan användas som tidigare, om någon eller några av beskrivna motåtgärder måste sättas in eller om marken måste saneras ytterligare. Vid större nedfall blir den första åtgärden oftast att ta bort förorenad vegetation och deponera. Den andra åtgärden blir därefter att ta bort och deponera ytlagret av förorenad jord. Ibland kan dessa båda åtgärder kombineras.



Figur 13. Bilderna visar hur det skulle kunna vara möjligt att skrapa av jord och deponera den på eller i närheten av åkern (Lehto et al, 1994).

När det radioaktiva nedfallet nått markytan, efter att ha spolats av från växande grödor eller i värsta fall direkt deponerats på bar mark, blir nedfallet kvar i ett yt nära jordskikt. Man måste kunna uppskatta hur tjockt jordlager som ska behöva bortföras. Vid torr väderlek och mark utan vegetation, kan bevattning bli nödvändig för att förhindra eller starkt minska damning vid hanteringen av ytlagret kontaminerad jord. Ett exempel på hur en deponi av kontaminerad jord kan skapas på en åker, visas i Figur 13. Deponering av kontaminerade ytskikt av jord kräver stora områden av jordbruksmark för deponering. Att transportera bort kontaminerad jord några längre sträckor för att skapa deponier på exempelvis kommunens deponianläggningar blir troligen mycket svårt att genomföra i stor skala, (IAEA, 1989).

Den svåraste situationen är om nedfallet sker på plöjd mark som är ojämn. Borttagning av en stor fraktion av matjordslagret som då erfordras, blir både kostsam och arbetskrävande. Under förvarningsskede till befarat nedfall kan det därför vara adekvat att sladda och jämna ut den plöjda marken, som en säkerhetsåtgärd före det befarade nedfallet inträffar. Detta kan vara aktuellt främst för vissa mindre arealer där specialgrödor odlas, såsom trädgårdsgrödor. Den bästa situationen är då att den plöjda marken utjämnats redan efter höstplöjningen föregående år. Markytan är då jämn på våren. Detta medför att ett tunnare jordlager kan avlägsnas, än om marken bara är plöjd och sladdad.

Situationen är gynnsammare på gräsbevuxen mark. På vallar kan både vegetation och ett tunt ytlager av jord avskalats med maskiner, som annars används för produktion av färdiga gräsmattor. Frontlastare kan också vara möjlig att använda. Avskalad jord lastas i vagnar och bortförs med traktorer. Man bör se till att avstånden för transport inte blir så stora, utan att man kan använda gårdens maskiner i så stor utsträckning som möjligt. Det är emellertid fråga om stora volymer. Ett 5 cm ytlager jord som täcker ett hektar,

har en volym av 500 m³ och kan väga upp till ett tusen ton. Denna metod är begränsad då det inte finns många tillgängliga maskiner, samtidigt som den är mycket tidskrävande. Metoden bör därför prioriteras för speciella marker.

Deponering av kontaminerade ytskikt av jord och eventuell vegetation kräver stora områden för deponering. Diken längs hela ytterkanten av det kontaminerade fältet kan bli nödvändiga att gräva. Detta område för deponering tar bort jordbruksmark. Transporterna blir omfattande inom det enskilda fältet. Det måste röra sig om höga kontaminationsnivåer för att bortförel av förorenad jord skall rekommenderas. Begränsade arealer av värdefull jordbruksmark kan bli aktuell att sanera, om växtodlingen inte annars kan fortsätta som tidigare. En viktig fråga är om dessa högar senare skall transporteras till särskilda deponier eller få ligga kvar för all tid.

Hur deponier skall utformas och om de skall täckas över är inte helt klarlagt för olika typer av avfall såsom snö, gräs, spannmål, andra specialgrödor, jord och övrigt avfall från lantbruket.

4.4 Biologisk sanering av mark via grödor

Effektivitet upp till 30%, men åtgärden skapar avfall.

Metoder för att använda grödor till att ta upp radionuklider och på så sätt sanera jordar, har undersökts i ett antal kärlförsök i USA och efter Tjernobylyckan i flera europeiska länder. Till exempel, har upprepad odling av en speciell typ av klöver, Ladino-klöver, undersökts i kärlförsök (Nishita et al, 1958). En första gröda bortförde 4,42 och 0,13 % av Sr-90 respektive Cs-137. Under 516 dagar bortförde nio på varandra följande klövergrödor ca 24 % Sr-90 och ca 1 % Cs-137.

Då odling i fält medför mycket lägre upptag per yta räknat än i kärlförsök, synes dock denna metod som regel inte ha någon större potential för tillämpning under praktiska betingelser. Odling av baljväxter, kanske främst klöver med stort kalcium- och kaliumupptag under några år, kan vara ett möjligt alternativ i varje fall för biologisk sanering av Sr-90, men knappast av Cs-137. Bortförel och deponering av växtprodukter med för högt nuklidinnehåll kräver samtidigt plats för kompostering och upplag.

Efter Tjernobylyckan har flera olika metoder för att både sanera och minska upptag i grödan studerats. Olika korn- och vetesorter har i försök provats för att se vilka som tar upp minst cesium. För några få sorter har man kunna reducera upptaget till ca 30 %, (Øhlenschleagern et al, 1993). Som alternativ kan energigrödor användas för att sanera kontaminerad mark eller ersätta traditionell odling, till exempel odling av salix, solros och olika energigräs.

4.5 Plöjning

Plöjning är en normal åtgärd i jordbruket. Plöjning innebär att jorden delvis vänds ned och växtrester inblandas i matjorden. Detta medför en strukturförbättring och en bättre rotmiljö för nästa gröda. Plöjning minskar såväl extern strålning som fortsatt nuklidöverföring till grödor under de år som följer efter ett nedfall. Årlig upprepad plöjning på samma fält ökar effektiviteten. Upprepade plöjningar 2-3 st samma år har visat sig vara effektivt. Efter Tjernobylolyckan prövades detta på flera olika fält i de värst drabbade länen (Rosén et al, 1996). Om öppen mark har jämn yta före ett nedfall blir nedplöjningen av ett kontaminerat ytskikt effektivare, som tidigare berörts. Det finns i huvudsak tre olika sätt att plöja ner ett ytligt kontaminerat markskikt. Vi benämner metoderna: Höstplöjning, Djupplöjning samt Skum- och djupplöjning. Höstplöjning och djupplöjning av vallar är vanligen effektivare i att reducera mark/växtöverföring än djupplöjning av öppen mark.

Höstplöjning: Effektivitet 30-50 %.

Plöjning av åkermark till 20-30 cm djup är en normal åtgärd på hösten. Man vänder ner ogräs och skörderester och underlättar vårbruket nästa år. Efter ett nedfall plöjer man ned radionukliderna som blir mindre tillgängliga för rotupptagning. Nuklidfördelningen blir som regel djupare för vallar än för öppen jord. Nackdelen med normal plöjning till 20-30 cm djup är att nedfallet fortfarande finns kvar i matjordsskiktet. Det är i detta skikt som huvuddelen av de näringssökande rötterna finns.

Plöjning och även harvning, liksom för övrigt all jordbearbetning, under efterföljande år ökar kontakten av nuklider med mineraljord. Detta gäller särskilt Cs-137 på vallar och spannmålsfält genom en ökad överföring från mullkomponenten till mineralkomponenten. Man kan säga att detta i själva verket innebär en typ av självsanering, genom att Cs-137 alltmer fixeras till lermineral och blir svårtillgängligare för rotupptagning. Ändringen är störst de första åren efter ett nedfall, Figur 12. Det kan därför vara befogat att tidigare lägga vallbrott av växtföljdsvallar, och eventuellt så in ny vall, direkt i renbestånd eller i vårsäd nästa år.

Djupplöjning: Effektivitet 40-60 %.

Stora plogar framförda med kraftfulla traktorer kan möjliggöra plöjning till nära 40-45 cm djup. En sådan plöjning medför att nedfallet blir avsevärt mindre tillgängligt för rotupptagning, relativt mer för vårsådda än för höst-sådda grödor. Samtidigt innebär en sådan djupare placering att en större del av nedfallet stannar kvar på djupare nivå. Nackdelen med en sådan plöjning är att den negativt kan påverka bördigheten genom utspädning av mullhalten. För jordar med djup matjord och näringsrik alv behöver det inte innebära någon nedgång i bördighet.

Vid djupplöjning till 40 cm eftersträvar man således placering av det ytligt kontaminerade lagret på visst djup för att på så sätt minska rottillgängligheten. En ännu oprövad teknik, som är värd att undersöka, är att förse plogkropparna med speciellt utformade skumristar vid plöjning av öppen jord. Detta skulle kunna medföra att så gott som hela det ytligt kontaminerade jordlagret placerades i plogfårans botten före vändning av nästa plogtilta. En

sådan åtgärd kombinerad med fortsatt minimerad jordbearbetning till lägre djup kan förväntas vara effektiv och minska rottillgängligheten av främst Cs-137, men till mindre del även av Sr-90.

Skum- och djupplöjning: Effektivitet 75-90 %.

Särskilda plogar har framtagits i Danmark för att kvantitativt placera kontaminerad yttjord på ett bestämt djup, längre ner i markprofilen (Roed, 1991). Detta redskap kan inställas för att skumma av och placera ett övre kontaminerat ytlager, ca 5 cm, på ett djup av 50 cm. Det går till så att plogen öppnar en fåra ner till 50 cm där den tar upp 5 cm jord och lägger på ytan, varefter den lägger ned det kontaminerade ytskiktet i denna fåra. En sådan plöjning har den stora fördelen att bördigheten knappast påverkas. Redskapet kräver stor dragkraft och är bara användbart på lättare jordar, med inte alltför stort jordmotstånd vid plöjningen eller där det är stenig mark. Vid stort nedfall kan det emellertid bli nödvändigt att vidta denna åtgärd. Metoden är tidskrävande men kan vara motiverad i vissa fall. Metoden har prövats med god framgång i flera länder som Ukraina och Vitryssland (Andersson et al, 2000).

4.6 Hantering av förorenad stallgödsel

Effektivitet är svårbedömlig.

Om husdjur är stallade och utfodras med förorenat foder under nedfallsåret återfinns merparten eller ca 3 fjärdedelar (75%) av det radioaktiva intaget i fast stallgödsel och urin. Om djurprodukterna kan användas som livsmedel blir halterna av radionuklider i den fasta stallgödseln inte så höga att denna inte kan användas nästa år, i varje fall om den förorenade stallgödseln används till odling av fodergrödor. Halterna av radiocesium i urinen blir högre men kan användas för andra ändamål, t ex gödsling av energiskog eller andra energigrödor.

4.7 Hantering av förorenade djurprodukter

Effektivitet 100 % och åtgärden skapar avfall.

Om halterna av radionuklider är så höga i djurprodukter att de inte kan användas som livsmedel måste de kvittblivas. Vid för höga halter i mjölk kan den överföras till gödselbrunnen eller eventuellt tippas i utgrävda gropar på den enskilda lantbruksenheten. Mjölk kan spridas på jordbruksmark, med en vanlig spridare för urin eller flytgödsel. Hektargivan är ca 20 ton urin per ha. Man bör välja att sprida mjölken på en mineraljord som fixerar cesium betydligt mer än organogen jord.

Vid alltför höga halter av radionuklider i köttprodukter krävs att djuren destrueras. Utgrävning av djupare gropar kan bli aktuell. Man bör inte tillåta att förorenade djurprodukter efter kvittblivning kommer närmare markytan än ca 2 m. Ytstorleken på dylika deponier blir dock betydligt mindre än de som erfordras vid sanering och bortförsl av stora växt- och jordmassor. Dessa deponier får inte skapas utan att djurskyddsmyndigheten och SJV har yttrat sig.

4.8 Sanering av markytor kring byggnader

Effektivitet upp till 90 % och åtgärden skapar avfall.

Markytor nära brukningscentrum av enskilda gårdar, ekonomibyggnader och bostadshus, kan behöva saneras före eller i ett tidigt skede efter nedfall. Första steget kan vara att i görligaste mån avleda kontaminationen genom vattenspolning av hustak samt ytor och gångar eller vägar med fast material mellan och omkring byggnaderna (Ulvsand et al, 1997). Från andra ytor inom brukningscentrum, gräsbevuxna eller obevuxna, bortförs ett ytskikt, 5- 10 cm. Detta görs förslagsvis med frontlastare eller med bulldozer som i vissa fall finns på den drabbade gården.

I ett område, 1–2 hektar nära brukningscentrum, kan det vara av behov att bortföra ett ytligt markskikt, ca 5-10 cm djupt. På nötkreatursgårdar gör man likadant med närliggande betesvallar avsedda för djurens utevistelse och välbefinnande under sommarperioden. Dylåka åtgärder begränsar eller utesluter såväl yttre strålning av djurpersonal, som för djuren onödigt intag av nuklider via kontaminerat betesgräs eller jord.

Vid sanering av mark kan det röra sig om betydande mängder av jord. Bortförsel av jord till ett djup av 10 cm från ett hektar utgör en volym av 1 000 m² eller ca 1 500 ton. Mellanlagring av förorenad jord inom ett område, behöver emellertid inte bli så stor. För jämna fält av betesvallar kan det kanske räcka med bortförsel av ett ca 5 cm ytlager, dvs en halvering av jordvolymen.

4.9 Sanering av markytor för odling av grönsaker

Effektivitet upp till 90 % och åtgärden skapar avfall.

Nedfallets storlek och angelägenhet för fortsatt produktion av köksväxter kan bli avgörande för saneringsmetoden. Odling till husbehov, som sker på vissa gårdar, är normalt begränsad till en eller ett fåtal 100-tals m². Borttagning av matjordsskikt, ca 10-25 cm djup utgör en volym av 10-25 m² eller 10-40 ton. Vid tillförsel av nytt matjordsskikt, av i så fall okontaminerad jord, bör den ha en hög mullhalt.

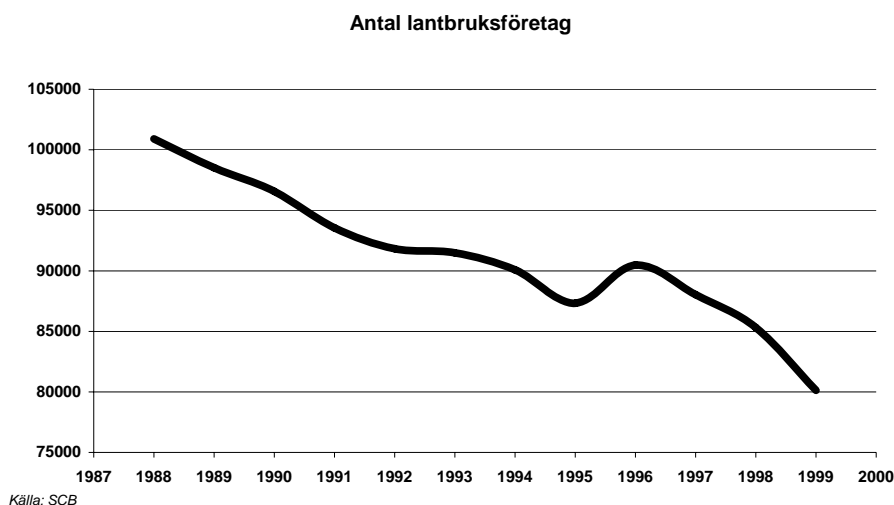
Odling av köksväxter i fältmässig skala kan vid mindre nedfall vara aktuell. Bortförsel av ett 5 cm tjockt ytlager kan vara tillräckligt för att upptag i grönsaker av radionuklider kan minimeras till försumbar nivå. Är markytan jämn inom ett kontaminerat område blir metoden effektivare. Bördigheten störs knappast av att ett tunt ytlager bortförs. Ersättning med nytt matjordsskikt ställer sig troligen alltför dyrt. Det bör dock betonas att grönsaker odlas fältmässigt på relativt liten areal i landet, som är koncentrerad till de södra delarna av Sverige. Bortförsel av kontaminerade köksväxter från fältodling kommer att skapa ett avfallsproblem som måste beaktas.

5. Resurser för insatser vid nedfall

En del av de motåtgärder som beskrivs i avsnitt 4 utgör normala odlingsåtgärder. Vid nedfall kan dessa påskyndas, eventuellt modifieras och förbättras, med syfte att minska konsekvenserna av ett radioaktivt nedfall. Andra åtgärder blir mer kostnadskrävande, t ex kassering och borttagning av växande gröda. Vid stora nedfall kan det, som beskrivs i avsnitt 4, bli fråga om sanering av jordbruksmark på stora arealer, dvs att ett mer eller mindre tjockt ytlager av jord måste bortföras. En sådan sanering kan samtidigt medföra sämre markbördighet. Insatserna kan även medföra att en ökning av antalet personer sätts in för att kunna genomföra åtgärderna. Främst ur beredskapssyfte behandlas i detta avsnitt de resurser som finns tillgängliga och som kan sättas in före eller efter ett radioaktivt nedfall över svensk jordbruksmark, (Lochard et al, 1998).

5.1 Personella resurser

För att kunna uppnå syftet att i görligaste mån reducera konsekvenserna av ett radioaktivt nedfall över jordbruksmark, fordras personal med olika kompetens. Utöver ledningspersonal från SJV och länsstyrelser, erfordras folk med jordbruksvana på de enskilda gårdarna. Nedan uppdateras den arbetskraft som för närvarande är anställd i svenskt jordbruk. Vid mera omfattande sanering och särskilt vid bortförsl av förorenat material kan personal utanför jordbruket behövas, t ex anställda vid Vägverket, militär, frivilliga organisationers personal, privata m fl. Utvecklingen av antalet jordbruksföretag i landet har sjunkit dramatiskt de senaste åren, Figur 14. 2002 fanns ca 70 000 företag i Sverige och antalet förutsätts fortsätta sjunka.



Figur 14. Förändringen i antal lantbruksföretag i Sverige sedan 1987-2000, (SCB, 2002).

Förvärvsarbetande företagare inom jordbruket år 2000 var ca 59 000 personer vilket motsvarar 1,5 % av samtliga förvärvsarbetande personer. Den största andelen sysselsatta inom jordbruk finns i Gotlands län med 6,7 %, medan andelen är lägst i Stockholms län med endast 0,4 %. Den största gruppen av arbetskraften utgörs av egna företagare, 51 %. Den minsta gruppen är tillfälligt sysselsatta inom jordbruket, 3 %. Makar/sambor utgör 21 % och anställda, som inte är familjemedlemmar, 25 %.

Företagarna och deras familjer svarar för ca 75 % av totala antalet sysselsatta inom jordbruket. Sysselsättningen i jordbruket domineras av män, ca 67 %. Jordbrukarnas medianålder ligger i intervallen 50–54 år, 18 % är 65 år eller äldre och 8 % är yngre än 35 år. Förändringarna i de här avseendena har varit små under senare år. Arbetskraftens fördelning 1999, se Tabell 4 (SCB, 2003).

Tabell 4. Fördelningen av arbetskraft i jordbruket 1999, källa SCB 2003.

Grupper	Antal företag	Personer		Totalt	Procent
		män	kvinnor		
Fysisk person	75 916				
Företagare		68 332	7 594	75 926	43%
Familjemedlemmar		19 885	37 023	56 908	32%
Ej familjemedlemmar				21 604	12%
Juridisk person	5 491				
Stadigvarande sysselsatta				16 139	9%
Tillfälligt sysselsatta				6 501	4%
Totalt sysselsatta	81 407			177 078	100%

För att motåtgärder skall bli effektiva är det viktigt att ersättningsfrågan för berörda jordbrukare ordnas så tidigt som möjligt. Efter ett nedfall kan det annars vara svårt att få tag i personal med jordbruksvana. Jordbrukets struktur kan komma att ändras efter ett radioaktivt nedfall. Såväl jordbearbetning som växtodling och djurhållning kan behöva ändras. Detta berör såväl enskilda företagare som anställda. I värsta fall måste gårdar och mark överges för en kortare eller längre tid.

5.2 Resurser av gödsel och kalk

Ändamålet med praktiskt jordbruk är att infånga och omvandla solenergi och koldioxid till organisk substans med hjälp av växter som samtidigt måste ta upp näringsämnen och vatten från en heterogen markprofil. Hur väl vi lyckas med detta beror på markens naturliga bördighet och hur vi genom odlingsåtgärder kan optimera intensiteten hos ett stort antal inre och yttre tillväxtfaktorer på den enskilda växtplatsen. Med andra ord bör vi normalt eftersträva en skiftesanpassad produktion.

I konventionellt jordbruk tillämpas en skiftesanpassad växtproduktion där tillförsel av stallgödsel och mineralgödsel kompletterar tillgängliga näringsresurser i matjord och alv, så att ekonomiskt optimal skörd erhålls. Bäst tillgodoses detta genom att grödors behov av makro- och mikronäringsämnen anpassas till kemiska analysdata av lättlösliga växtnäringsämnen i marken. Basen för detta är att man beaktar lokala väderleksdata och att man samtidigt tar hänsyn till aktuella växtanalys- och jordanalysdata. De senare erhålls från en väl utförd markkartering med avseende på jordart och mullhalt samt kemiska analysdata för bedömning av kalk- och växtnäringsstillstånd.

5.2.1 Typ av jordarter

Mineraljordar. Vid jordartsanalys bestäms mullhalt och textuell sammansättning, halter av sand, mo, mjåla och ler. Texturen förändras givetvis inte medan mullhalten kan förändras något i ett långt perspektiv. Det är av stort intresse att känna till hur jordarten varierar såväl mellan olika fält samt inom ett och samma fält, eftersom den påverkar såväl brukningsbetingelser som förmågan att upptaga växtnäringsämnen. I mineraljordar har mullhalten stor betydelse för hur mycket kväve som mineraliseras och blir tillgänglig för rotupptag under en växtperiod.

Mulljordar. Dessa skiljer sig betydligt från mineraljordar. De har lägre volymvikt, som medför att analysdata räknas om för att bli användbara. Normal volymvikt i mineraljordar är i matjorden 1,25 och i alven 1,5 kg per dm³. För en mulljord är volymvikten ca 0,4 per dm³.

5.2.2 N-gödsling

Kväve utgör normalt den begränsande faktorn för att uppnå optimal skörd. Till alla grödor utom baljväxter behövs oftast årlig tillförsel. Tillförsel av kväve i form av kalciumnitrat är att föredra efter ett radioaktivt nedfall. Nitratgödsel ger som regel lägre rotupptag än ammoniumgödsel. Efter nedfall är det därför adekvat att i första hand använda enkla nitratgödselmedel samt enkla eller sammansatta K- och P-gödselmedel.

5.2.3. K- och P-gödsling

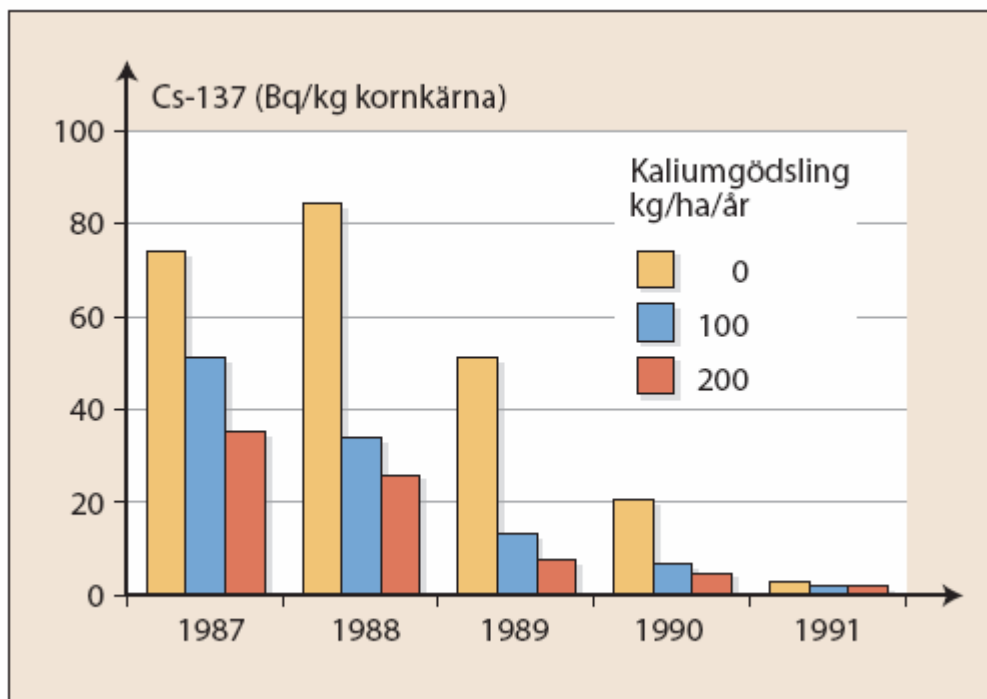
Som påpekats i avsnitten 3 och 4 har cesium ungefär samma egenskaper och spridningsvägar som stabilt kalium och strontium samma som stabilt kalcium. Tidpunkten för nedfall har delvis olika betydelse för de två radionukliderna. Om nedfallet sker under växtperioden uppfångas och kvarhålls ungefär lika stor fraktion av Cs-137 som av Sr-90 i grödan under för övrigt lika betingelser. När nedfallet sker på bar mark mellan två vegetationsperioder kan nukliderna kvarhållas i ett ytskikt, längre för cesium än för strontium.

Jordens fosfor- och kaliumtillstånd indelas i fem klasser, Tabell 5. AL-lösning (ammoniumacetat-laktat) används för att bestämma lättlöslig fosfor, kalium och magnesium. Saltsyra (2N HCl) används för att bestämma svår-lösliga förråd av fosfor och kalium.

Tabell 5. Klassindelning och halter av fosfor och kalium mg per 100 g torr jord.

Lättlöslig fraktion av näringsämnen			Förrådsfraktion av näringsämnen		
Klass	P-AL	K-AL	Klass	P-HCl	K-HCl
I	< 2	< 4	1	< 20	< 50
II	2,0-4,0	4,0-8,0	2	20-40	50-100
III	4,1-8,0	8,1-16	3	41-60	101-200
IV	8,1-16	16,1-32	4	61-80	201-400
V	> 16	> 32	5	> 80	> 400

K-HCl-talet, som är positivt korrelerat med lerhalten, har betydelse för jordars leveransförmåga av kalium. Åkerjordar bör normalt ligga i klass III, vad gäller de lättlösliga halterna av K-AL och P-AL. Efter nedfall är det adekvat att eftersträva klass IV för båda näringsämnena. Extra tillskott av kalium reducerar nästan alltid rotupptagningen av radiocesium, mer på mulljordar än mineraljordar. Extra tillskott av fosfor reducerar upptaget av Sr-90. I Figur 15 ses hur gödsling med olika givor av kalium reducerar upptag av Cs-137.



Figur 15. Effekt av kaliumgödsling på cesiumupptag i korn under flera år med olika kaliumgivor för en korngröda på en mulljord, (Andersson et al, 2002).

På marknaden finns det i huvudsak tre olika slags mineraliska kaliumgödselmedel. De beskrivs nedan, och är specifika för gödsling av olika grödor. De är ungefär lika effektiva för att reducera rotupptagning av Cs-137.

Kaliumklorid är ett koncentrerat kaliumsalt som bör användas då endast näringsämnet kalium skall tillföras. Produkten är lämplig för gödsling av alla ej klorkänsliga grödor, t ex stråsäd, oljeväxter, vallar och beten. Denna produkt rekommenderades som extragiva på 100 kg K/ha efter Tjernobylnedfallet.

Kaliumsulfat är en koncentrerad och effektiv kaliumprodukt som kan användas då endast näringsämnet kalium skall tillföras. Produkten är lämplig för gödsling av klorkänsliga växter såsom t ex potatis och många grönsaksväxter, t ex jordgubbar och morötter.

Kalimagnesia innehåller kalium och magnesium. Det kan med fördel användas till klorkänsliga grödor, exempelvis potatis, jordgubbar och morötter, där kaliumklorid eller kloridhaltigt NPK är direkt olämpligt. Magnesiumhalten är hög, vilket gör produkten extra värdefull på magnesiumsvaga jordar och till grödor med stort magnesiumbehov, t ex potatis, sockerbeter och vissa betesmarker.

5.2.4 Kalkning

pH-värdet, som är ett mått på vätejonkoncentrationen och basmättnaden i jorden, påverkas av växternas näringsupptag, försurande nedfall från atmosfären och gödning. En pH-analys upplyser i de flesta fall om något kalkbehov finns, men detta är också beroende av jordarten och basmättnadsgraden. Med basmättnadsgrad menas kvoten mellan summan av baskatjoner och total basutbyteskapacitet. Den uttrycks i procent. För en mineraljord bör en basmättnadsgrad av ca 70 % eftersträvas.

Ett gott kalktillstånd är en grundförutsättning för en effektiv och uthållig växtproduktion. Det ger ett bättre näringsutnyttjande, större frihet i grödval, mera lättbrukad jord och minskning i upptag av tungmetaller. Som genomsnitt för landet krävs 300 kg jordbrukskalk/ha och år. Siffran är högre i södra än norra Sverige och högre i västra än östra Sverige. Lämpliga pH-värden är 6,1–6,5 på lerjord och 5,9–6,3 på lättare mojordar och sandjordar. Mängden kalk som behövs för att öka pH-värdet en halv enhet på mineraljordar framgår av Tabell 6.

Tabell 6. Kalkbehov, ton CaO/ha i form av kalkstensmjöl, förhöjning av pH-värdet med ca 0,5 enheter inom pH-intervallet 5,0-6,5 (efter Gustafsson, 2000).

	Lerhalt i % av jordart					
	<5	5-15	15-25	25-40	40-60	>60
Mullhalt %	Sand & Mojordar	Leriga jordar	Lättilera	Mellan-lera	Styv lera	Mycket styv lera
< 2	0,5	1	2	3	4	4,5
2-3	1	1,5	2,5	3,5	4,5	5
3-6	1,5	2	3	4	5	5,5
6-12	2,5	3	4	5	6	7

En annan beprövad metod är att bedöma kalkbehovet genom att utgå från basmättnadsgraden. Metoden rekommenderas vid en första grundkalkning. Om vi som tidigare nämnt bestämt halterna Ca-AL, Mg-AL och K-AL samt basutbyteskapaciteten och eftersträvar en basmättnadsgrad på 70 % kan vi beräkna kalkbehovet enligt Tabell 7.

Tabell 7. Kalkbehov, ton Co/ha, för att nå 70 % basmättnadsgrad (förutsätter att matjordsdjupet är 25 cm och att volymvikten är 1,25/dm³), (Haak, 1991).

Aktuell basmättnadsgrad	Basutbyteskapaciteten, T-värde (CEC) mekv per 100 mg jord				
	6	12	18	24	30
60 %	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5
70 %	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0
40 %	1,5	3,0	4,5	6,0	7,5
30 %	2,0	4,0	6,0	8,0	10,0

Produkter med naturligt ursprung är kalksten (45 % CaO), dolomit (48 % CaO), bränd kalk (85 % CaO) samt släckt kalk (65 % CaO). Vid val av kalkprodukt bör också behovet av magnesium (Mg) beaktas. Vid magnesiumbehov väljs krossad dolomitsten eller blandning av kalk- och dolomitsten, ett rationellt och enkelt sätt att tillföra magnesium. Efter ett radioaktivt nedfall torde det vara lämpligt att öka pH-värdet med 1/2 enhet eller öka basmättnadsgraden med 10-20 % till 80-90 % basmättnad. Särskilda kalkbestämningar behövs göras för mulljordar. Väsentligt mindre av Cs-137 än av Sr-90 överförs genom rotupptagning. Denna rotupptagning påverkas av gödsling och kalkning, som redogjorts för i kapitel 2.

5.2.5 Nuvarande handel med mineralgödsel och kalk

Försäljningen av mineralgödsel inom jord- och trädgårdsnäringen var för 1999/2000 totalt 954 miljoner kg. Fördelningen mellan olika enkla och sammansatta gödselmedel redovisas i tabell 8. Observera att redovisningen avser vikten av den sålda varan och inte respektive näringsämne. Enkla kvävegödselmedel kan t ex innehålla mellan 15 och 46 % kväve. Av tabellen framgår att användningen av enkla handelsgödselmedel totalt är betydligt större än av sammansatta. Bland de rena kvävegödselmedlen utgörs 46 % av kalksalpeter N 15,5 (15,5 % kväve), 33 % av kalkammonsalpeter/Axan (27–28 % kväve) samt 15 % av ammoniumnitrat N34 (34 % kväve). Bland de sammansatta gödselmedlen dominerar NPK-gödsel se Tabell 8.

Tabell 8. Förbrukningen av handelsgödsel inom jord- och trädgårdsbruk år 2000.

Enkla gödselmedel	Milj kg	Sammansatta gödselmedel	Milj kg
Kvävegödsel	571	NP-gödsel	45,2
Fosforgödsel	2,5	KP-gödsel	39,1
Kaliumgödsel	8,6	NK-gödsel	11,9
Svavelgödsel	0,8	NPK-gödsel	274,9

Källa: Jordbruksverket, 2004.

Yara AB, med huvudkontor i Landskrona, är landets ledande leverantör av växtnäring. Växtnäringen används främst inom jordbruk, skog och trädgård. Vid kontoret i Landskrona finns stabs- och stödfunktioner, som t ex företagsledning och marknadsföring. Här bedrivs även försäljnings- och rådgivningsverksamhet för hela Sverige. Varje år utförs ett stort antal fältförsök i Sverige och i utlandet som ligger till grund för nya gödselmedel och gödslingsrekommendationer.

Tillverkningen i Sverige sker i huvudsak vid fabriken i Köping. För att täcka efterfrågan importeras även produkter från andra europeiska länder, t ex kalksalpeter från Norge. Utlastningsterminalerna ligger i Landskrona, Lidköping, Norrköping och Köping. Deras placering medför korta transporter till de flesta som arbetar yrkesmässigt med växtnäring. 90 % av alla gårdar i Sverige ligger inom 15 mils radie från terminal. Återförsäljarna hämtar sina beställningar vid någon av de fyra terminalerna. De har normala öppettider måndag till fredag. Gödselmedel säljs av ett 70-tal återförsäljare över hela landet. Den största återförsäljaren är lantbrukskooperationen. Räddningsverkets föreskrift ADR-S garanterar att produkt som lagras och hanteras efter anvisningar (Hanteringsråd från Yara AB) har god spridbarhet minst ett år efter leveransdagen. Yara AB garanterar växtnäringsinnehåll och följer gällande EU-regler (SJV FS1994:120) beträffande toleransgränser, med undantag av vattenlöslig fosfor där högre halter kan förekomma.

Vid ett akut läge efter ett radioaktivt nedfall kan industrin relativt snabbt ställa om produktionen för framställning av stora mängder av önskat gödselmedel t ex kaliumgödselmedel. Kalkindustrin har stora tillgångar på kalk som kan levereras relativt snabbt.

5.3 Maskinella resurser

Maskiner och redskap i ett jordbruksföretag är anpassade till den normala verksamheten. Antal och typ av maskiner kan variera mellan gårdar. I vissa delar av landet utnyttjas maskinstationer för skörd av t ex betor och potatis och i bland även för skörd av andra grödor, såsom vall och stråsåd. Det förekommer också maskinsamverkan mellan jordbrukare. Jordbruksmaskiner brukar indelas i basmaskiner och specialmaskiner. Vanligtvis har lantbru-

karna en uppsättning av basmaskiner. Exempel på en uppsättning jordbruksmaskiner hos ett jordbruksföretag på 100-150 hektar, som bedriver både växtodling och djurhållning av nötkreatur kan vara:

Jordbruksmaskiner

Traktorer; en med tvåhjulsdraft och två med fyrhjulsdraft eller bara fyrhjulsdraft.

Frontlastare med 2-3 redskap.

Kultivator som är buren eller bogserad.

Vanligen en tegplog och en växelplog som antingen är buren eller delburen.

Harv som är bogserad, ca 8 m bredd.

Vält som är bogserad.

Konstgödselspridare.

Bogserad såmaskin eller kombisåmaskin, Universalsåmaskin, ca 4 m bredd.

Lantbruksspruta, bogserad spruta exempelvis 2 500 l, 18 m bredd.

Vagn 1 tippvagn, medelstor och 1 tippvagn, stor.

Slättermaskin, rotorslättermaskin eller slätterkross.

Rotorhövändare.

Fälthack, effekt ca 5 ton ts/tim.

Hackvagn eller lastarvagn.

Plansilo eller tornsilo.

Skördetröska, effekt ca 1 mantimme/ha spannmål.

Löspress eller hårdpress för balar, effekt ca 1 mantimme/ton halm.

Rundbalspress/Fyrkantspress, effekt ca 1 mantimme/ton halm

Inplastare.

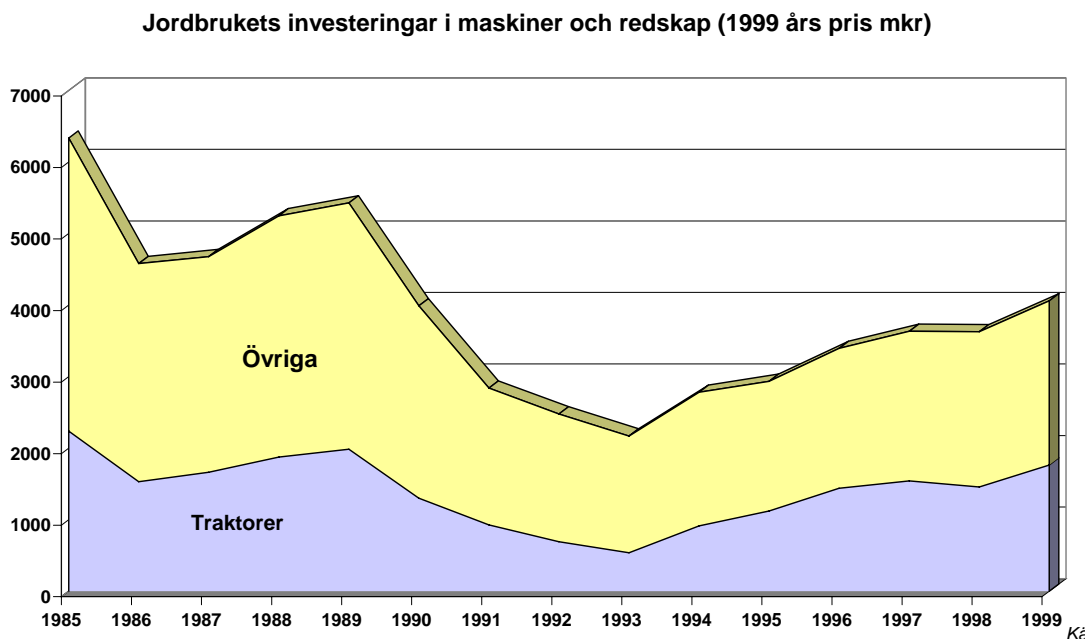
Balsamlingsvagn, (ca 6 balar/lass)

Källa: Databoken, 2001

För beskrivning av olika jordbruksmaskiner och hur de påverkar ett radioaktivt nedfall se kapitlet 5.3.3; Maskinanvändning vid radioaktivt nedfall.

En lantbrukare som har ovanstående uppsättning av maskiner har kapacitet att genomföra många av de motåtgärder som kan komma att bli nödvändiga efter ett radioaktivt nedfall och vid lämplig tidpunkt. För gårdar med endast växtodling av avsalugrödor eller ännu mer specialiserade gårdar, som ofta använder maskinstationer eller som har maskinsamverkan, kan det bli svårare att genomföra vissa motåtgärder, särskilt om det gäller situationer som

fordrar insatser med kort varsel. Lantbruket investerar årligen stora summor i maskiner. Figur 16 visar hur utvecklingen varit de senaste årtiondena.



Figur 16. Maskininvesteringar i jordbruket 1985-1999 (SCB, 2002).

5.3.1 Traktorer, skördetröskor och upptagare

Jordbrukets maskinutrustning kräver stora investeringar. De dyraste maskinerna är traktorer, skördetröskor, tabell 9, samt automatiska upptagare av potatis och sockerbeter. Inköpet av traktorer år 2000 uppgick till ett värde av 1 670 miljoner kr och av skördetröskor till 640 miljoner kr. Totala inköpet av maskiner var detta år 4 miljarder kr. I fasta priser har jordbrukets inköp av maskiner sedan 1995 ökat med 11 % per år. Anskaffningen av antalet traktorer från 1990 till 2000 anges i högra delen av Tabell 9.

Tabell 9. Antal traktorer och skördetröskor under 1944 - 1999 samt antalet nyinköpta traktorer per år och medeleffekt, 1990 - 2000, (SCB, 2002).

År	Traktorer	Skördetröskor	År	Traktorer	Effekt kWh
1944	21 164	424	1990	3 998	60,7
1951	62 292	8 347	1991	2 722	60,1
1961	148 245	26 345	1992	2 000	59,8
1971	163 989	42 064	1993	1 550	62,3
1981	189 654	48 900	1994	2 512	64,5
1991	167 238	41 018	1995	2 900	69,0
1995	172 470	39 456	1996	3 600	74,1
1999	172 000	35 168	1997	3 839	72,3
			1998	3 600	69,1
			1999	3 600	69,1
			2000	4 000	76,0

Antalet traktorer som anskaffats per år under tiden 1990 till 2000 varierade och uppgick totalt till 34 700. Den genomsnittliga effekten ökade från ca 65 till ca 75 kW. Antalet skördetröskor var endast 424 år 1944 och ökade sedan kraftigt fram till 1981 för att sedan minska något medan skärvidden ökade. Antalet traktorer år 1999 var totalt i landet 172 000 och antalet skördetröskor 35 200. Av detta kan vi dra den slutsatsen att svenskt jordbruk totalt sett har stor dragkraft och stor kapacitet för snabb spannmålsskörd, vilket är värdefullt vid en eventuell kärnenergiolycka.

Socketbetsupptagare finns numera i Skåne-, Gotland-, Halland-, Blekinge- och Kalmar län. Odlingen omfattar ca 55 000 ha, varav 45 000 ha i Skåne län och 5 000 ha i Gotlands län. I nuvarande jordbruksdrift finns socketbetsupptagarna främst hos odlarna men även på maskinstationer. Potatisupptagare finns i hela landet men särskilt i delar av nordöstra Skåne samt i Västra Götaland och Blekinge. Potatisupptagarna finns hos jordbrukarna och kan användas med kort varsel. Både socketbets- och potatisupptagare har mycket stor kapacitet. Dessa maskiner är liksom skördetröskor relativt lätta att förflytta till kontaminerade områden.

5.3.2 Traktordrivna maskiner

I jordbruket används nästan uteslutande traktorer som dragkraft för framdrivning av olika slags maskiner och redskap. Den uppsättning som för närvarande används i svenskt jordbruk finns beskriven nedan (kapitlet 5.3.3 Maskinanvändning vid radioaktivt nedfall) med avseende på funktion vid normal jordbruksdrift och uppdelat på – Jordbearbetningsmaskiner – Maskiner för etablering och skötsel av grödor – Skördemaskiner – Snöröjningsmaskiner.

5.3.3 Maskinanvändning vid radioaktivt nedfall

Nedan beskrivs de vanligaste jordbruksmaskinerna och hur de används. De har i vissa fall en mycket bra effekt för att reducera upptaget av radionuklider och i andra fall ingen effekt alls. Här kommenteras vilka effekter de har på radioaktivt kontaminerade marker och grödor.

5.3.3.1 Jordbearbetningsmaskiner

Maskiner som behandlas i detta avsnitt är plogar, harvar, kultivatorer och vältar.

PLOGAR

Plogar kan vara av två typer: Tegplog, buren eller delburen eller Växelplog, buren eller delburen som kan vara upp till 12 skär. I dag är växelplog vanligast. Ofta finns det en tiltpackare kopplad till plogen. Den jämnar till efter plöjningen.



Figur 17. Plog: Överums delburen växelplog i mellanklassen, 7-skärig.

Effekt: Vanliga teg- och växelplogar vänder matjordslagret, 20-30 cm, och blandar in nedfallet i en stor jordvolym. Detta minskar rotupptaget genom utspädning och fixering av radioaktiva ämnen.

HARVAR

Harvar kan vara burna (3-5m) eller bogserade (5-12 m).



Figur 18. Harv: Väderstads harv, NZ-Aggressive, 10 m bredd.

Effekt: Harvar används vid såbedning. Radioaktiva ämnen blir homogent inblandade till ca 5 cm djup.

KULTIVATOR

Kultivatorer kan var burna (3,5-4 m) eller bogserade (4-6 m). Bogserad är vanligast.



Figur 19. Kultivator: Väderstads kultivatorer, Cultus-Quattro, 6 m bredd.

Effekt: Kultivator bearbetar och blandar in växtrester i jorden. Den är effektiv för inblandning av radioaktivitet till ca 15 cm djup.

KRAFTUTTAGSDRIVNA REDSKAP

Rotorkultivatorer och jordfräsar är de vanligaste typerna av kraftdrivna redskap.



Figur 20. Jordfräs: Kverneland GS 120, 2,20 – 2,85 m bredd.

Effekt: Kraftuttagsdrivna redskap bearbetar jorden ner till ett djup av ca 25 cm. De är effektiva för att homogenisera jorden. Radioaktiva ämnen blir effektivt och homogent inblandade i en stor jordvolym.

TALLRIKSREDSKAP

Tallriksredskap kan vara av två typer: Lätt redskap eller tungt redskap. Belastningen på de olika tallrikarna avgör om de är tunga eller lätta. Över 80 kg per tallrik är ett mått på tung tallrik.



Figur 21. Tungt tallriksredskap ca 4 m bredd, Väderstad, Excellent.

Effekt: Tallriksredskap används ofta före plöjning. De blandar om jorden till ett djup av ca 10 cm, men är inte lika effektiva som rotorkultivatorer. De homogeniserar jorden mycket bra och blandar effektivt in nedfallsnukliderna i jorden.

VÄLTAR

Vältar kan vara av många olika utföranden. Storlek och vikt på rullarna kan vara olika. En vanlig vält kan vara hjulburen (6-12 m) med sladdplanka.



Figur 22. Vält: Väderstads vält 12 m bredd.

Effekt: Vältar används för att packa jorden och minska avdunstningen efter sådd. Vältning har ingen betydelse för att minska transporten av radioaktiva ämnen till gröda.

5.3.3.2 Maskiner för etablering och skötsel av grödor

Maskiner som behandlas i detta avsnitt är så- och sättningsmaskiner, stallgödsel- och konstgödselspridare samt sprutredskap.

SÅMASKINER

Det finns många olika typer av såmaskiner, burens såmaskin (3-8 m), precisionssåmaskin (9-18 rader) och kombisåmaskin (3-6 m). De nya såmaskinerna bearbetar jorden till ca 5 cm. De har tallrikar framför såbillen som bearbetar jorden.



Figur 23. Såmaskin: Väderstads kombisåmaskin Rapid-Super, 4 m bredd är en av de vanligaste.

Effekt: Såmaskiner placerar utsädet på lämpligt djup. De har liten betydelse för hur radioaktiva ämnen transporteras till gröda. Den nya typen av såmaskiner som bearbetar jorden har en liten effekt jämfört med en harv.

RADRENSARE

Radrensare eller rullhacka kan rensa mellan 9-18 rader. De har gåsfotsskär eller sidoskär.



Figur 24. Einböck radrensare för betor och vissa trädgårdsgrödor. Källa: B Liljeholm AB.

Effekt: Radrensare kan djupinställas individuellt för varje skär och rad. De rycker upp ogräset, luckrar och rör om jorden. Radrensaren blandar in radioaktiva ämnen i en liten jordvolym som blir åtkomligt för ett rotupptag. De är inte lämpliga som motåtgärdsredskap.

POTATISSÄTTARE och KUPARE

Det finns många olika typer av potatissättare och kupare. Potatissättare kan vara burna eller bogserade. De är ofta 2-4 raders maskiner.



Figur 25. Grimme potatissättare. GL 30-serien, 2 till 6 rader.

Effekt: Potatissättare och kupare har ingen eller liten betydelse för hur radioaktiva ämnen transporteras. De är inte lämpliga som motåtgärdsredskap.

LANTBRUKSSPRUTA

Det finns många olika typer av burna lantbrukssprutor t ex 600 liter med 12 m ramp eller bogserade t ex 3 200 liter med 24 m ramp.



Figur 26. Buren lantbruksspruta Rau. Sprimat L.600 - 800 l och 10 – 18 m ramp.

Effekt: Lantbrukssprutan används för bekämpning av ogräs, svamp- och insektsjukdomar. Den har ingen betydelse för motåtgärder av radioaktiva ämnen.

GÖDSELSPRIDARE

Det finns många olika typer av gödelspridare för stallgödsel och konstgödsel.

Flytgödelspridare med tankvagn (6-15 m³) och myllningsaggregat. Används även för urin.

Fastgödelspridare med kombivagn (5–12 m³) eller fastgödelspridare, eller kletgödelspridare (6-12 m³).

Konstgödelspridare finns i många olika modeller (se även kombisåmaskiner).



Figur 27. Flytgödelspridare med ramp på vall.



Figur 28. Fast- eller kletgödelspridare JF-MTS 12000.



Figur 29. Tive Gödsel-Jet Rampspridare. Kombimaskin för konstgödsel och utsäde.



Figur 30. Konstgödelspridare, Vicon RotaFlow, buren för mindre arealer.

Effekt: Fast-, klet- eller flytgödsel bör myllas ner så snart som möjligt efter spridningen. Spridning på växande gröda görs ibland, främst på vallar. Såväl stallgödsel som konstgödsel som innehåller kalium minskar rotupptaget av radioaktiva ämnen. K-gödsling har effekt redan under nedfallsåret.

5.3.3.3 Skördemaskiner

Maskiner som behandlas i detta avsnitt är vallskördemaskiner, vallvändare och strängläggare, skördetröskor för spannmål och oljevaxter, potatisupptagare och betupptagare samt transportvagnar.

SLÅTTERMASKINER, KROSSAR

Det finns en stor mängd olika slåttermaskiner och krossar. De kan vara burna eller bogserade och arbetsbredden är normalt mellan 1,7 - 4 m. Exempelvis finns det slåttermaskin, rotorslåttermaskin eller slåtterkross.



Effekt: Slåttermaskiner eller slåtterkrossar är effektiva för att skörda vallar men kan även användas till vissa betesmarker. De kan höjas upp då man rekommenderar att ta vallskörd med hög stubbhöjd. För snabb borttransport av avslaget material erfordras självlastarvagnar.

Figur 31. Slåttermaskin Taarup rotorslåtterkross.

VÄNDARE, STRÄNGLÄGGARE

Det finns en stor mängd olika vändare och strängläggare såsom rotorhövändare (bredd 4,5-13,5 m), rotorsträngläggare (bredd 3,3-4,5 m) och strängluftare samt gaffelsidräfsa, (ej vanlig i dag).



Figur 32. Rotorhövändare, Taarup 8090 med arbetsbredd på 9 m.



Figur 33. Rotorsträngläggare, Taarup



Effekt: Spridning och vändning är viktiga arbetsmoment i höberedning och förtorkning av ensilage, hö eller halm. De har ingen effekt på transport av radioaktiva ämnen till gröda.

Figur 34. Strängluftare. Votex Teddy, förkortar förtorkningen för ensilage, hö och halm.

HACKAR, LASTARVAGNAR

Det finns en stor mängd olika typer. Slaghack, fälthack med syrapump, hackvagn, (30-50 m³) och lastarvagn (20-50 m³).



Figur 35. Bogserad exakthack kopplad till vagn. Taarup 622.



Figur 36. JF hackvagnar kastar materialet direkt upp genom struten i vagnen.

Effekt: Hackar och hackvagnar är effektiva att samla in och transportera bort slagen vall eller annan gröda på kort tid. De kan vara effektiva för att avlägsna en kontaminerad vall då man snabbt vill få en ny återväxt.

PRESSAR OCH INPLASTARE

Det finns olika typer av pressar. Löspress eller hårdpress, rundbalspress eller fyrkantig press enkla eller kombinerade med inplastare.



Figur 37. Rundbalspress *Vicon RF 135*. Balen måste sedan inplastas om vallen skall användas som ensilage.



Figur 38. Storbalspress *Vicon LB 12200*.



Figur 39. Inplastare *Taarup 7120*.

Effekt: Pressar används för bärgning av ensilage, hö eller halm. Inplastare används för ensilering av förtorkad vall. De kan vara effektiva för att avlägsna kontaminerat material.

GRÖNYTEPUTSARE

Putsare av grönytor används för att få en ny uppkomst av gräsvegetation.



Figur 40. Betesputs, *Kverneland FX*, för borttagning av gammalt gräs och tuvor.

Effekt: Betesputsaren är mycket effektiv för att jämna till och slå av gammalt gräs och tuvor och förbättrar därmed betesmarken. För att få en effektiv minskning av radioaktiv överföring till betande djur bör avslaget material avlägsnas.

BALVAGNAR OCH TRANSPORTÖRER

Det finns många olika typer av balvagnar och insamlingsvagnar för ensilage, hö och halm.



Figur 41. *Balvagn*, för transport av hård- eller löspressade balar.

Effekt: Vagnkapaciteten har betydelse för hur effektivt en kontaminerad gröda kan transporteras bort från ett fält. Dessa maskiner har ingen effekt på transport av radioaktiva ämnen till gröda.

SKÖRDETRÖSKOR

Skördetröskor finns i många olika storlekar och modeller. De används för tröskning av spannmål, oljeväxter och ärtor.



Figur 42. *Skördetröska Claas Mega*.

Effekt: Vid tröskning skiljs kärna från halm och avrens (boss). Hackad halm och boss sprids bakom tröskan över hela skärbordets bredd. Om halmen skall bärgas ställs flödet om så att endast bosset sprids. Tröskning har ingen effekt på transport av radioaktiva ämnen till gröda.

POTATISUPPTAGARE OCH BLASTKROSSAR

Det finns olika typer av potatisupptagare, 1 till 4-radiga med och utan tank.



Figur 43. Potatisupptagare, enradig, Grimme.



Figur 44. Blastkross, fyrradig, Grimme.

Effekt: Före upptagning av potatisen brukar potatisblasten avlägsnas. Dessa maskiner har ingen effekt på transport av radioaktiva ämnen till gröda.

BETUPPTAGARE

Betupptagare finns i storlekar från 2 till 9- radiga. De finns med olika stora tankar eller följevagnar för direktöverföring.



Figur 45. Betupptagare, treradig, Edenhall.

Effekt: Betupptagare avskiljer betor från blast samt rensar betorna från jord. Blasten lämnas kvar på fältet. Dessa maskiner har ingen effekt på transport av radioaktiva ämnen till gröda.

5.3.3.4 Snöröjningsmaskiner

Snöröjning kan vara en bra metod att avlägsna radioaktivt kontaminerad snö. Detta gäller både på en gårdsplan och i vissa fall på mindre eller större fält. Effekten beror mycket på den aktuella väderlekssituationen. Det finns många olika typer av snöröjningsmaskiner att tillgå i ett akut nedfallsläge hos de enskilda lantbrukarna, Vägverket och militären.

SNÖRÖJNINGSMASKINER

Många jordbruk har snöröjningsmaskiner på gården. De är mer vanliga i norra och mellersta än i södra Sverige. Det finns olika typer; snöslunga, snöplog, vägsladd. Det kommer att vara svårt att röja åkermark med dessa redskap. Det kan vara möjligt för mindre fält när snötäcket inte är alltför tjockt. Gårdsplaner, körvägar och mindre ytor i trädgårdar kan gå att snöröja.



Figur 46. Traktor med snöslunga, Trejon.



Figur 47. Traktor med snöfräs, Trejon.

Effekt: Om man lyckas med att avlägsna snön kan det vara ett effektivt sätt att bli av med radioaktiva ämnen från mindre arealer.

5.3.3.5 Vägverkets maskiner och militära maskiner

Både Vägverket och militären har många olika typer av maskiner som skulle kunna komma till användning i samband med olika åtgärder för att reducera överföring av radioaktivitet till människa.

EXEMPEL PÅ VÄGVERKETS MASKINER

Jord eller snö från stora och mindre ytor kan gå att schakta bort med olika typer av vägskrapor, hyvlare eller lastare.



Figur 48. Siljum *Kombihyvel* med sidovinge.



Figur 49. *Snöplog*, Mählers, på en lastbil. Resultatet blir en ren vägyta.

5.4 Övriga resurser

Djurskyddsmyndigheten utger föreskrifter baserade på djurskyddslagen (1988:534) och dess förordning (1988:539). Föreskrifterna är bindande och ofta detaljerade. Djurskyddsmyndigheten kan också utfärda allmänna råd, vilka inte är bindande, utan ska mer ses som en vägledning.

Djurskyddsmyndigheten har ansvaret för att djurskyddslagen tillämpas på samma sätt i hela Sverige. För att uppnå detta arbetar myndigheten med att vägleda och stödja landets länsstyrelser och kommuner i deras djurskyddsarbete, (Djurskyddslag, 2004; Djurskyddsförordning, 2004).

Djurskyddslagen och djurskyddsförordningen innehåller de grundläggande bestämmelserna om hur djur ska hållas och skötas. I Jordbruksverkets föreskrifter, regler och allmänna råd beskrivs djurhållning inom lantbruket (SJVFS 2003:6). I dessa lagar och bestämmelser tas inte särskild hänsyn till ett radioaktivt nedfall, detsamma gäller vid en nedfallssituation. Inget annat finns omnämnt (Jordbruksverket, 2004).

Vatten till djur

Tillgång på vatten för djuren efter ett radioaktivt nedfall är en fråga som måste beaktas. Vissa djur får sitt vatten från öppna vattendrag, särskilt gäller detta sommartid. Enligt djurskyddslagen skall djuren ges tillräckligt med foder och vatten och få tillräcklig tillsyn. Fodret och vattnet skall vara av god kvalitet och anpassat efter det djurslag som utfodras.

Rekommendationen att inte ge djuren vatten från kontaminerade öppna vattenkällor kan i vissa fall ställa till problem för djur och lantbrukare. Det in-

nebär att lantbrukaren måste antingen flytta sina djur eller transportera rent vatten till djuren. Grundvattnet kommer inte att bli kontaminerat på mycket lång tid efter ett nedfall. Flera studier efter Tjernobylolyckan har visat att grundvatten inte är kontaminerat 18 år efter nedfallet (Jansson, 2004).

Rekreationsmarker för djur

Tillgång på rekreationsmark för djuren efter ett nedfall kan bli begränsat. Nötkreatur skall enligt lag ha tillgång till rekreationsmark under sommarhalvåret. Det innebär att de måste kunna få gå ute och vara på bete under dagtid. Efter ett hot eller efter ett radioaktivt nedfall kan det vara svårt att släppa ut djuren efter installning. De allmänna bestämmelserna för djurs utevistelse finns reglerade i djurskyddslagen och i Statens jordbruksverks allmänna råd (Djurskyddslag, 2004).

Nötkreatur som är äldre än sex månader och som hålls för mjölkproduktion ska hållas på bete sommartid. De nötkreatur som inte hålls för mjölkproduktion ska också hållas på bete eller på annat sätt ges tillfälle att vistas ute under sommaren. Betesperioden ska vara sammanhängande och infalla under 1 maj – 1 oktober. Betesperioden ska vara minst 4 månader i södra Sverige och minst 2 månader i norra Sverige. För mjölkkor gäller att de varje dygn ska föras ut på bete och ha tillgång till betesmarken under minst 6 timmar. Betesmarker, rastgårdar och drivningsvägar ska vara fria från föremål med uppenbar risk att skada djuren. Marken ska, i anlagda rastgårdar och på av djur hårt belastade ytor utomhus, vara hårdgjord, dränerad eller naturligt ha motsvarande funktion.

Får och getter ska sommartid hållas på bete eller på annat sätt ges tillfälle att vistas ute. De skall även vintertid ges tillfälle att vistas utomhus under den kalla årstiden. Under vintern kan både rastgårdar och betesmarker vara lämpliga för utevistelse.

Transport av djur

Om nedfallssituationen i ett område blir så allvarlig att ett beslut om evakuering av befolkningen rekommenderas, kan det även bli aktuellt att flytta djur eller att djur måste avlivas.

Djurskyddsmyndigheten har till uppgift att se till att djurskyddslagen följs under transport av levande djur. Jordbruksverket har för detta ändamål föreskrifter och allmänna råd om transport av levande djur (2003:1124). Transportmedlet skall vara lämpligt för ändamålet och ge djuret skydd mot värme och köld samt mot stötar, skavning och liknande. I den utsträckning det behövs skall djuren hållas skilda från varandra. Vidare skall den som transporterar levande djur ha tillsyn över djuren och vidta de åtgärder som behövs för att djuren under lastning, transport och urlastning inte skadas eller orsakas lidande. Djurskyddsmyndigheten får meddela ytterligare föreskrifter om villkor för eller förbud mot transport av djur (Jordbruksverket, 2004).

Omhändertagande av djur som måste avlivas skall ske med djurskyddsmyndighetens godkännande. Vid masslakt kan det bli aktuellt att gräva ned djur i närheten av en brukningsenhet. Här uppstår ett avfalls- och saneringsproblem som måste beaktas.

Täckningsmaterial

Vid nedfall kan det vara aktuellt med täckning av skördad vallvegetation eller andra grödor. Plast som används för rundbalshantering köps in av lantbrukare via Lantmännen eller andra firmor, Figur 50. Rundbalshantering kan bli aktuellt både i hotskedet före ett nedfall och efter ett nedfall. I det senare fallet skall balarna deponeras på lämplig plats, se saneringsavsnittet ovan.



Figur 50. Rundbalshantering kräver att det finns tillgänglig plast även när det har skett ett nedfall av radioaktiva ämnen.

Presenningar för övertäckning av foder, grödor, brunnar, odlingsarealer m m finns för omedelbar leverans hos många olika firmor. Lantmännen, uthyrningsfirmor och byggvaruhus är några exempel på var man kan köpa dessa. Det kan i vissa områden bli en bristvara inför ett hot om nedfall. Industrin kan producera vad som kommer att behövas inom relativt kort tid. Troligtvis finns även lager hos militären och vissa företag. Presenningar finns i olika kvalitéer, priser och storlekar. Nedan beskriv de tre vanligaste typerna.

PVC: Den bästa är gjord av PVC (polyvinylklorid) där presenningen har 600-800 gram/m² och en livslängd uppemot tjugo år. Går även att måttbeställa, men är tämligen dyra.

Armerad polyeten: Den näst bästa kvalitén är armerad presenning av polyeten som har 160-400 gram/m² och en livslängd på sju till åtta år. De är tämligen billiga.

Lättviktspressar: Lättviktspresenning är enkla och relativt billiga med 90-120 gram/m². Livslängden är ca ett år. Det finns ett stort antal olika storlekar och kvalitén kan vara ojämn.

6. Slutsatser och perspektiv

Konsekvenser av nedfall

- Radionuklider har ett kretslopp inom gården via mark och djur och ett kretslopp utanför gården via konsumtion. Vid normal drift på en gård finns det mesta av radionukliderna kvar på åkern, i marken och i skörderester. Skörderesterna återgår till marken och går in i ett nytt kretslopp. På djurgårdar används skördeprodukter till djurfoder. Den näst största delen av radionuklider ingår i detta djurfoder. Merparten av dessa radionuklider går via naturgödsel tillbaks till marken. Den minsta delen radionuklider går via animalier och vegetabilier till livsmedelskonsumtion. En mycket liten del av dessa radionuklider återgår till jordbruket som rötslam. Härav följer att de flesta motåtgärder som är aktuella bör utföras inom jordbruket.
- Konsekvenserna av ett radioaktivt nedfall över jordbruksmark blir olika i olika delar av landet beroende på andelen jordbruksmark. Totalt sett blir konsekvenserna större i de södra delarna än i de norra delarna av landet. För den drabbade jordbrukaren blir konsekvenserna beroende av vilka grödor som odlas och hur dessa är avsedda att användas samt vilken djurhållning som är aktuell på gården.
- Det bör framhållas, att även om aktiviteten i livsmedel är lägre än gränsvärdena, kan det vara motiverat att informera jordbrukare och konsumenter om olika sätt att reducera stråldoser. Jordbrukare kan exempelvis plöja upp vallar ett år tidigare än normalt och öka kaliumgödsling på vissa marktyper. Konsumenter kan exempelvis göra avkok på svamp. Köttprodukter kan läggas i saltlösning under 2 dagar. Förutom dosreducering, kan sådana motåtgärder vara till nytta för att öka välbefinnandet hos konsumenter och vara relevant för myndigheter att rekommendera. Denna beredskap anses av många vara en ny linje i ökat medvetande om riskerna med ett radioaktivt nedfall.
- Tidpunkten för nedfall, vinter, vår, sommar eller höst, blir avgörande för grödornas förorening och skördevärde. Vid nedfall under växtperioden förorenas grödorna direkt och kvarhålls av dessa i stor utsträckning. Vid nedfall utanför växtperioden, och vid odling de nästföljande åren, förorenas grödorna genom rotupptag. Upptaget till grödan blir då avsevärt mindre än när nedfallet kommer på växande gröda.
- Ju längre tid som förflyter mellan nedfall och skörd desto lägre blir halten i skördad vara. Prognosmodeller om vilka halter av exempelvis cesium som kan förväntas vid skörd bör vidareutvecklas och tillämpas för att snabbt kunna avgöra om dessa skördeprodukter kan användas för vinterutfodring av husdjur eller måste kasseras.

- Det är många människor i landet som har egna odlingar (köksträdgårdar, kolonilotter mm) för husbehov. De kommer att behöva särskilda råd, efter ett nedfall, om insatser och avfallshantering. En beredskap för dessa gruppers problem bör utredas.
- Provtagning av gräs och spannmål måste ske så fort som möjligt efter ett radioaktivt nedfall under växtperioden. Det finns i dag frivilligorganisationer, som kommer att utföra provtagning av gräs och andra grödor inom jordbruket. Dessa organisationer ingår i SSI:s strålskyddsberedskap och aktiveras efter ett nedfall. Radioaktiviteten i betes- och vallprover avgör om och när mjölkkor kan frisläppas för betning. Denna provtagning kan komma att behöva utökas väsentligt i ett akut läge.

Specifika motåtgärder

- Gårdar med mjölkkor är mest känsliga för nedfall under växtperioden. I ett hotskede före befarat nedfall kan skörd av vallar och inplastning som ensilage få stor betydelse. Sådant ensilage kan sedan användas omedelbart till utfodring av mjölkkena vid inställning under sommarperioden.
- Efter nedfall är plöjning en effektiv metod att reducera såväl extern strålning som fortsatt nuklidöverföring till grödor. Delburna växelplogar är att föredra, då kontaminerat ytlager av jord säkrare kan placeras på avsett djup, även nära kanten av fältet.
- Stora plogar framförda med kraftfulla traktorer kan möjliggöra plöjning av stenfria jordar till dubbelt djup, vilket avsevärt reducerar rotupptagning av nya grödor. Kombinerat med fortsatt grundare plöjning och minimerad jordbearbetning kan man säkerställa en mer reducerad rotupptagning på längre sikt.
- Specialplogar, för skum- och djupplöjning, kan industrin relativt snabbt tillverka efter beställning. Dessa kan kvantitativt placera kontaminerat ytlager på större djup. Vid större nedfall utgör detta ett alternativ till sanering av jordbruksmark genom bortförsl av grödor och kontaminerat ytlager jord.
- Jordbearbetningsredskap som harvar, sladdar och vältar kan bli aktuella att använda i hotskedet före ett radioaktivt nedfall för att utjäma markytan. En jämn markyta erbjuder alltid en större möjlighet att senare placera ett tunt kontaminerat ytskikt djupare i markprofilen eller att avlägsna det.
- I konventionell jordbruksdrift tillämpas en skiftes Anpassad växtproduktion, där lättlösliga mineralgödselmedel kompletterar stallgödsel och tillgängliga näringsresurser i matjord och alv med syfte att uppnå optimal skörd. Efter ett radioaktivt nedfall är det bäst att fortsätta

med detta samt att beakta att växtnäringstillståndet upprätthålls på en hög nivå.

- I ekologisk odling rekommenderas kalkning till alla grödor om behov föreligger. Kaliumgödsling tillåts endast om denna sker med stallgödsel eller svårösliga gödselmedel. Här finns en konflikt som det inte finns någon överenskommelse om en lösning på i dag. Extra-tillförsel av lättlösligt kalium kan generellt rekommenderas för att reducera cesiumupptaget under nedfallsåret och några år framåt.

Markanvändning

- Jordbruksmark kan vid större nedfall bli aktuellt att sanera genom bortförsel av gröda och kontaminerat ytlager jord för att marken ska kunna användas i framtiden. Det kommer då att skapas avfall som måste omhändertas. Länsstyrelserna har ansvaret för att detta skall göras på ett säkert sätt.
- Mulljordar har normalt en hög överföring av radiocesium till växt. Efter Tjernobylolyckan konstaterades att dessa jordar bidrog med den största delen av överföringen av radiocesium till mjölk. Det kan därför bli motiverat att ta dessa ur drift efter ett nedfall, vilket också kan bli fallet för vissa sandjordar.

Resurser

- Jordbrukets rationalisering till större enheter och användning av större maskiner får bedömas som gynnsamt för att motåtgärder ska kunna genomföras i stor skala. Den stora maskinkapacitet som idag finns för skörd av spannmål och vallar kan effektivt utnyttjas i en nedfallssituation. Sanering genom bortförsel av vallvegetation kan snabbt utföras.
- Vid sanering av jordbruksmark kan Vägverkets och militärens resurser bli nödvändiga att utnyttja. Maskiner såsom vägskrapor, traktorer, snöröjningsmaskiner och transportfordon utgör en värdefull resurs. Firmor som har redskap för produktion av färdiga gräsmattor utgör en annan resurs för bortförsel av förorenade vallar och andra gräsytor. Även SRV:s resurser kan bli nödvändiga att utnyttja.
- I ett akut läge efter ett radioaktivt nedfall kan industrin relativt snabbt ställa om produktionen för framställning av stora mängder av t ex lättlösligt kaliumgödselmedel. Att bygga upp några beredskapslager av handelsgödsel är inte motiverat. Kalkindustrin har stora tillgångar på kalk som kan levereras relativt snabbt.
- Tillfällig lagring av grödor eller avfall med kortlivade radionuklider såsom jod kan bli nödvändig att upprätta. Detta kan medföra att täckning eller lagerbyggnader behöver tas i anspråk. Hur stora resurser som behövs har vi vaga kunskaper om.

Deponier

- Det finns flera oklarheter om hur avfallet skall klassas, transporteras och deponeras. Hur deponier från olika typer av avfall (såsom snö, vallfoder, spannmål, jord och övrigt avfall från lantbruket), skall utformas och huruvida de skall täckas över, bör klargöras.
- Kontaminerade vallar som måste kasseras utgör ett särskilt problem på djurgårdar. Var dessa stora mängder av ytkontaminerad vall skall lagras vid bortförsel är inte klarlagt. Alternativen är upplag i närheten av fältet eller om de skall transporteras bort. Stora upplag kommer att bli problem för miljön och människor.
- Filtrering av dräneringsvatten från deponier kan vara ett sätt att minska läckage av radionuklider. Hur stor urlakningen, från olika typer av deponier blir och hur den kan begränsas, behöver utredas.
- Kan länsstyrelserna ålägga kommuner att upprätta tillfälliga deponier och hur skall dessa vara utmärkta för att hindra intrång och inte besvära allmänheten i onödan. Det behövs en genomgång och utfärdande av lagar och bestämmelser för hur radioaktivt avfall från jordbruket skall hanteras på säkrast möjliga sätt.
- Att kunna minska stora volymer avfall från jordbrukets produktion bör utredas separat.
- Logistiken och transportkapaciteten för avfallshantering bör utredas för olika scenarier av radioaktivt nedfall inom jordbruket.

Lagar och förordningar

- Djurskyddslag och förordning kan bli nödvändig att se över för olika scenarier med radioaktivt nedfall.

Kunskapsuppbyggnad

- En viktig beredskap, är att vidmakthålla och öka kunskaperna hos berörd personal vid SJV, SRV, länsstyrelsernas lantbruksenheter och andra myndigheter. Denna personal skall i samarbete med drabbade jordbrukare planera och medverka vid utförandet av kostnadseffektiva motåtgärder för att reducera konsekvenserna av en inträffad kärnenergiolycka. Övningar av personal i beslutande ställning är viktiga beredskapsåtgärder som ständigt måste upprätthållas.
- En annan nationell beredskapsåtgärd är att beakta forsknings- och utvecklingsinsatser.

7. Erkännande

Författarna vill rikta ett stort tack till Jan Preuthun, Statens Jordbruksverk (SJV), Karl-Erik Kulander och Renée Eriksson, Statens Räddningsverk (SRV) för goda råd och värdefulla synpunkter på manuskriptet. Författarna vill även tacka Urban Svantesson, SLU, för arbetet med att få fram bilderna i kapitlet om Maskinanvändning vid radioaktivt nedfall. För finansiering av rapporten vill författarna tacka SJV, SRV och SLU.

8. Referenser

Andersson, I., Lönsjö, H & Rosén, K. (2001). Long-term studies on transfer of ^{137}CS from soil to vegetation and to grazing lambs in a mountain area in Northern Sweden. *J. Environmental Radioactivity*. Vol 52, No 1: pp 45-66.

Andersson, I., Bergman, R., Enander, A., Finck, R., Johansson, K-J., Nylen, T., Preuthun, J., Rosén, K., Sandström, B., Svensson, K. och Ulvsand, U. (2002). Livsmedelsproduktion vid nedfall av radioaktiva ämnen. *Ed. Persson, K och Preuthun, J.* ISBN 91-7056-113-3. Jönköping, 0-93 sidor.

Andersson, I och Finck, R. (1996). Mätningar av radioaktiva ämnen i betesgräs och mjölk i händelse av en kärnenergiolycka. Förslag till beredskapsorganisation. SSI rapport 96:14.

Andersson, K. G., Rantavara, A., Roed, J., Rosén, K., Skipperud, L. & Salbu, B. (2000). A guide to countermeasures for implementation in the event of a nuclear accident affecting Nordic food-producing areas. NKS-16. NKS/BOK-1.4. Risø. ISBN 87-7893-066-9. pp 1-76.

Avila, R. (1998). Radiocaesium transfer to roe deer and moos. Modelling and experimental studies. *Acta universitatis agriculturae suecia, AGRARI 136.* SLU, ISBN-91-576-5482-4, Doctoral thesis.

Brandtberg, P-O. (2001). Mixing Birch in Norway spruce stands – Impact on forest floor chemistry with implications for the buffering of acidity and the nutrition of spruce. *Silvestria 185*, Department of Ecology and Environmental Research, Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural science, Uppsala.

Carlsson, A. (2004). Miljöövervakning av radiocesium i Tjernobyldrabbade områden, C, U, X, Y, Z-län. Examens- och seminariearbeten, Nr 61. Uppsala (2004). Avdelningen för markkemi och jordmånslära.Handledare Klas Rosén.

Carlsson, A. (2004). Upptag av radiocesium i jordbruksgrödor under 2003 i svenska län som drabbats av radioaktivt nedfall på grund av Tjernobylyckan. En jämförelse med tidigare studier 1986-2002. Examensarbete 2004.

Databoken. (2001). Speciella skrifter. www.AGRIWISE.SLU.se: SLU, Institutionen för ekonomi. UPPSALA.

Databoken. (2004). Speciella skrifter. www.AGRIWISE.SLU.se: SLU, Institutionen för ekonomi. UPPSALA.

Djurskyddslag. (2004). Djurskyddslag (1988:534), ändring SFS 2003:1077 Jordbruksdepartementet.

Djurskyddsförordning. (2004). Djurskyddsförordning (1988:539), ändring införd: t.o.m. SFS 2004:1077. Jordbruksdepartementet.

Edvarson, K., Ekman, L., Eriksson, Å., Fredriksson, L. & Greitz, U. (1965). Försvarets Forskningsanstalt, FOA 4-4438-4623.

- Eriksson, Å., (1977). Fissionsprodukter i svensk miljö. Inst. för Radiobiologi, Rapport SLU-IRB 40.
- Eriksson, Å., (1982). Studies on the content of uranium, torium and radium in soils, crops and drainage water as influenced by soil qualities and by soil development and acidification processes. Proc. XIIIth ESNA Annual Meeting, 6-11 September 1982, Brno, Czechoslovakia.
- Eriksson, Å. (1994). A database model for calculations of the transfer of ^{90}Sr and ^{137}Cs in complex agricultural environments. Report SLU-Rek-76. Uppsala.
- Eriksson, Å. & Fredriksson, L. (1981). Naturlig radioaktivitet i mark och grödor. Inst. för Radiobiologi, Rapport, SLU-IRB-52.
- Eriksson, Å., Johansson, K.J. & Lönsjö, H., (1990). Livsmedelsproduktion efter Kärnvapenkrig. Rapport över fallstudie utförd på uppdrag av statens jordbruksnämnd. Rapport SLU-REK-65. ISBN 91-576-4083-1. Uppsala.
- Eriksson Å. & Andersson I., (1994): Beräknade effekter av radioaktivt nedfall på jordbruksproduktionen i Sverige. III. Djurprodukternas förorening. Rapport, SLU-Rek-75.
- Eriksson, Å & Rosén, K., (2000). Naturlig Radioaktivitet i Svenska odlade jordar och grödor. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift. Årg. 139, Nr 5. pp 1-41. ISSN 0023-5350, ISBN 91-88780-82-1.
- Fawaris B.H. & Johanson K.J. (1995). Fractionation of caesium (^{137}Cs) in coniferous forest soil in central Sweden. The Science of the Total Environment, 170 pp. 221-228.
- von Fircks, Y., Rosén, K. and Sennerby-Forsse, L., (2002). Uptake and distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in *Salix viminalis* plants. Journal of Environmental Radioactivity, Vol. 63 No 1, pp 1-14.
- Frech, E. and Gerber, M.A., (1995). Overcoming the risk perception gap; socially acceptable approach to waste management. Radiation and Society: Comprehension Radiation Risk IAEA-CN-54, IAEA, Vienna, 413-417.
- Fredriksson, L., Eriksson, Å. & Haak, E., (1961). Studies on Plant Accumulation of Fission Products under Swedish Conditions. II: Influence of Lime and Phosphate Fertilizer on the Accumulation of ^{89}Sr in Red Clover Grown in 29 Different Swedish Soils. Försvarets Forskningsanstalt, Rapport FOA 4A-4188-4623.
- Fredriksson, L., Haak, E. & Eriksson, Å., (1969) I. Studies on Plant Accumulation of Fission Products under Swedish Conditions. XI: Uptake of ^{90}Sr by Different Crops as Influenced by Liming and Soil Tillage Operations Försvarets Forskningsanstalt, Rapport FOA 4 C-4395-28.
- Fredriksson, L., Lönsjö, H & Eriksson, Å., (1969) II. Studies on Plant Accumulation of Fission Products under Swedish Conditions. XII: Uptake of ^{137}Cs by Barley and Peas from 12 Different Top Soils Combined with 2

- Subsoils in a Long-Term Microplot Experiment. Försvarets Forskningsanstalt, Rapport FOA 4 C4405-28.
- Försöksavdelningen för vallodling. (1989). Institutionen för växtodling. SLU Info/Växter, 1989.
- Gustafsson, K. (2000). Odal. När, Vad, Hur 2001.
- Haak, E. (1978). Studier av stråsåds rotutveckling och mineralämnepåtag. A. Stråsåds rotsystem. En litteraturoversikt. Inst. för Radiobiologi, Rapport SLU-IRB-43.
- Haak, E. (1983). Långsiktiga konsekvenser av radioaktiv beläggning i jordbruket. II. Transport av ^{137}Cs och ^{90}Sr från mark till jordbruksprodukter i olika län (M, L, N, O, Ps, H, F, B och C). Institutionen för Radioekologi, Rapport SLU-REK-57. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala. (In Swedish, with English summary).
- Haak, E. (1991). Kalkning av fastmarsjordar. Växtpressen nr 2 1991.
- Haak, E. & Lönsjö, H. (1975). Studies on Plant Accumulation of Fission Products under Swedish Conditions. XVI: Uptake of ^{90}Sr by Barley and Peas from 12 Different Topsoils Combined with 2 Subsoils in a Long-Term Microplot Experiment. Inst. för Radiobiologi, Rapport 30.
- Haak, E., Eriksson, Å. and Rosén, K. (2000). Retention of simulated fallout nuclides in grass and grain crops. 2000. Proc. XXXth Annual Meeting of ESNA/jointly organised with IUR working group soil-to-plant transfer Keszthely, Hungary, August 26-30, 2000. Martin H. Gerzabeck, editor.
- IAEA. (1989). Cleanup of large areas contaminated as a Result of a Nuclear Accident. Technical report series No. 300. Vienna, Austria.
- IAEA. (1994). Guidelines for agricultural counter - measures following an accidental release of radionuclides. Technical report series No. 363. Vienna, Austria.
- ICRP. (1990). International Commission on Radiological Protection, Recommendation: ICRP Publication 60. Pergamon Press, Oxford.
- Jansson, M. (2004). Migration av radiocesium i fem olika markprofiler samt förekomst i grundvattnet i Tjernobyldrabbade områden i Sverige år 2003. En jämförelse med tidigare studier 1987-2000. SLU, Institutionen för Markvetenskap. Examensarbete Nr 59. SRN SLU-MLE-EXS-59-SE. Uppsala.
- Johanson, K, J. (1996). Strålning Människa och Miljö. Institutionen för Radioekologi. Uppsala.
- Johanson, K, J. (2003). Miljörender. SLU, nr 2, 2003.
- Jordbruksverkets, (2004). www.sjv.se. Jordbruksverkets hemsida. Jordbruksverkets föreskrifter SJVFS (1993:129), regler och allmänna råd (1994:2) inom lantbruket (SJVFS 2003:6) Jordbruksverket, SE-551 82, Jönköping.

- KRAV, (2004). KRAVs kontroll och KRAVs regler. KRAV,SE-751 49, Uppsala. www.krav.se.
- Lehto, J., Brodersen, K., Roed, J., Ikäheimonen, T, K., Salbu, B., Melin, J., Salonen, P., Sinkko, K., Mustonen, R., Andersson, K, G. & Braskerud, B. (1994). Clean up of Large Radioactive-Contaminated Areas and Disposal of Generated Waste. NKS-rapport Tema Nord 1994:567, ISBN 92-9120-488-9. p 1-159.
- Lochard, J., Heriard-Dbreuil, G., le Cardinal, G., Ollagnon, H. and Rolebitch, I (1998): Rehabilitation of living conditions in contaminated territories: The EHOS project in Belarus. International Union of radioecologists, Topical Meeting, Belgium. 1998. Abstract, book p 60.
- Nishita, H., Steen, A.J: and Larson, K.H. (1958). Release of strontium-90 and cesium-137 from, Vina loam upon prolonged cropping. *Soil Science* 86, 195-201.
- Nylén. (1996). Uptake, turnover and transport of radiocaesium in boreal forest ecosystems. Dissertation 1996. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Radioecology, Uppsala, Sweden. FOA-R-96-00242-4.3-SE. May 1996, ISSN 1104-9154. Umeå.
- Roed, J. (1991). Radiation protection programme. Final report. Design and development of skim and burial plough for reclamation of contaminated land. Risø National Laboratory, Denmark. 9, pp.
- Rosén, K. (1996a). Transfer of Radiocaesium in Sensitive Agricultural Environments after the Chernobyl fallout in Sweden. II. Marginal and semi-natural areas in the county of Jämtland. *Sci. Total Environ*, Vol. 182. Nos. 1-3, pp 135-145.
- Rosén, K., Eriksson, Å. & Haak, E. (1996b). Transfer of Radiocaesium in Sensitive Agricultural Environments after the Chernobyl fallout in Sweden. I. County of Gävleborg. *Sci. Total Environ.*, Vol. 182, pp 117-135.
- 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, Uppsala. pp 1-24. (In Swedish with English summary).
- 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.*, Vol. 209. Nos.2-3, pp 91-105.
- Rosén, K., Öborn, I. & Lönsjö, H. (1999). Migration of Radiocaesium in Swedish Soil profiles after the Chernobyl fallout in Sweden 1987-1995. *Journal of Environ. Radioactivity* Vol. 46 No 1, pp 45-66.
- Räddningsverket. (2000). Kärnenergiberedskap, (ED) Alfredsson, L. R79-218. ISBN 91-7253-072-3. Karlstad.

- Salbu, B. (2001). Hot particles - a challenge within radioecology. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol 53 pp 267-268.
- SCB. (1997). Jordbruksstatistik årsbok 1997 - med data om livsmedel. Örebro.
- SCB. (2002). Jordbruksstatistik årsbok 2002 - med data om livsmedel. ISBN 91-618-1024. Örebro.
- SCB. (2003). Jordbruksstatistik årsbok 2003 - med data om livsmedel. ISBN 91-618-1169-6. Örebro.
- SFREK, (2004). <http://www-mv.slu.se>, publikationer. Publicerade på markvetenskaps hemsida, www-mv.slu.se, länkar Svensk Förening för Radioekologi, SFREK.
- Ulvсанд, T., Andersson, K., Hansen, J., Preuthun, J., Sinkko, K., Svennerstedt, G & Uhnger, S. (1997). Tidiga åtgärder vid sanering efter kärnkraftsolyckor, riktlinjer för planeraren. FoU rapport, Räddningsverket. ISBN 91-88891-16-X. Karlstad.
- Vinichuk, M. (2003). Radiocaesium in fungal compartment of forest ecosystems. Department of Soil Sciences, Uppsala. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Agraria 434. Uppsala.
- Åhman, B & Åhman, G. (1994). *Health Pys*. Vol 66, (5): 503-512.
- Øhlenschleager, M., Gissel-Nielsen, G. & Nielsen S.P. (1993). Differences in the sensitivity of barley varieties to direct cesium contamination from the Chernobyl accident. *Health Physics* May 1993, Volume 64, No. 5. pp 535-537.

9. Bilagor

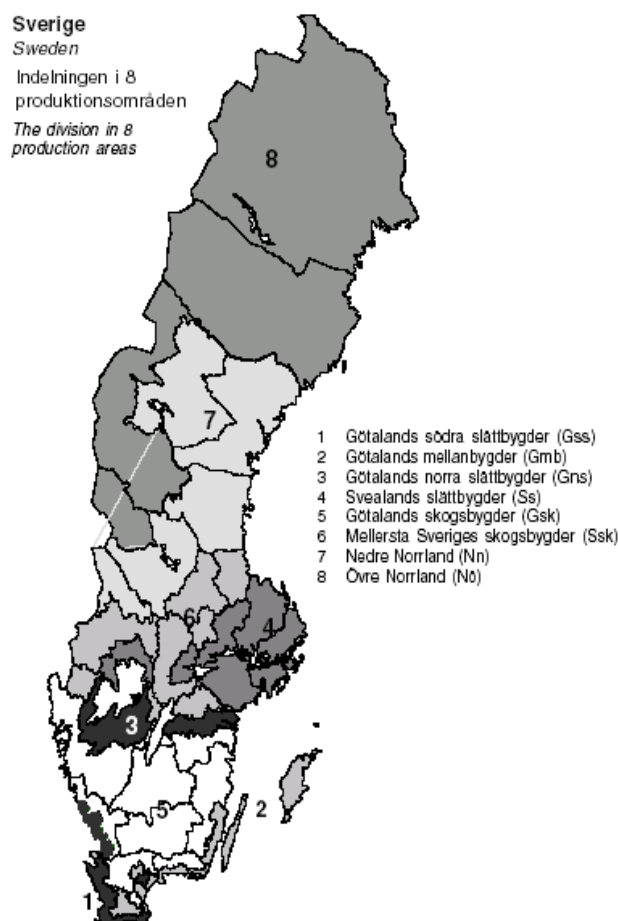
9.1 Svenskt jordbruk och radioaktivt nedfall

Jordbrukssystem

I detta avsnitt behandlas främst den jordbruksstatistik för mark, husdjur och arbetskraft som är viktig för tidiga beslut efter ett radioaktivt nedfall. Uppgifter, som mestadels gäller år 2002 har till stora delar hämtats från Jordbruksstatistisk årsbok 2003. Såväl på kort som på lång sikt kan hela jordbruksproduktionen påverkas av ett radioaktivt nedfall. Upptag av radionuklider i grödor på längre sikt belyses av några exempel från Tjernobylyolyckan i Sverige. Även skogsekosystem och akvatiska ekosystem påverkas av radioaktivt nedfall men behandlas inte här. Jordbrukets bidrag till BNP uppgick 2001 till 13,6 miljarder kr motsvarande 0,6 % av totala BNP. Sedan mitten av 1980-talet har jordbrukets andel successivt minskat.

Jordbruksområden

Landet indelas vanligen i olika områden vid statistiska beskrivningar av produktionsbetingelser i olika landsdelar.



Figur B1. Sveriges indelning i produktionsområden och riksområden, (SCB, 2003).

Dessa områden skiljer sig från varandra främst genom olika klimat, jordmåner och förutsättningar, vilka orsakar skillnader med avseende på växtperiodens längd och på tyngdpunkten i jordbruksdriften då det gäller typer av olika grödor och typ av djurhållning.

Även inom ett sådant område förekommer stora variationer dels mellan bygder och dels mellan brukningsenheter då det bland annat gäller faktorer som har betydelse ur radioekologisk synpunkt. Detta kan gälla såväl marktyp som växtodling och djurhållning. Sverige indelas i produktionsområden (PO) och de tre större enheterna riksområden (RO) - RO1 (Gss + Gmb + Gns + Ss), RO2 (Gsk + Ssk) och RO3 (Nn + Nö) - visas i Figur B1.

Åkerarealens användning

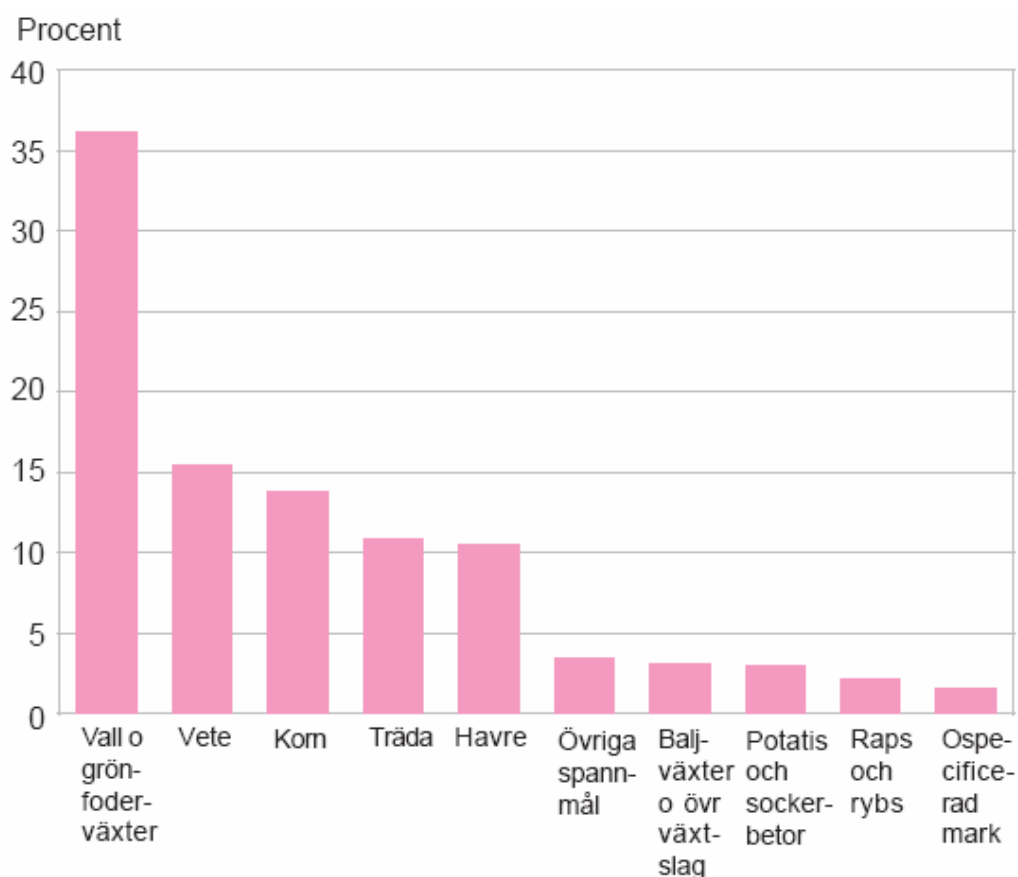
I tabell B1 anges fördelningen av antalet jordbruksföretag samt arealfördelningen av vissa grödor inom de åtta produktionsområdena och riksområdena. Totala antalet företag med mer än 2,0 hektar år 2002 var 70 950. Företagen var i genomsnitt betydligt större i slättbygderna än i skogsbygderna, RO1 jämfört med RO2 och RO3. Antalet företag med mer än 100 hektar var i hela riket 5 840 varav 4 580 fanns inom slättbygderna, RO1. Antalet företag har minskat betydligt sedan lång tid tillbaka. Från 1997 har antalet företag minskat varje år i de storleksgrupper som är mindre än 100 ha och ökat i storleksgruppen över 100 hektar. Från 1997 till 2002 minskade antalet jordbruksföretag från 88 000 till 71 000 eller nära en femtedel.

Tabell B1. Statistik över antal jordbruksföretag och areal i hektar av viktiga grödor år 2002, fördelade på produktionsområden (PO) och riksområden (RO), (SCB, 2003).

Prod.- område	Antal före- tag > 2ha	Åker- mark	Slätter- vall	Betes- vall	Stråsäd totalt	Träda och obrukad åker
Gss	5 413	335 198	27 200	10 700	186 605	27 047
Gmb	6 919	320 637	90 100	19 000	129 909	30 009
Gns	8 576	448 984	64 200	21 400	249 888	62 258
Ss	11 088	616 098	118 300	33 400	317 547	90 383
Gsk	21 207	493 065	246 100	43 100	133 573	51 178
Ssk	6 990	195 872	72 200	18 700	63 464	28 940
Nn	6 360	155 939	80 500	20 100	27 382	19 653
Nö	4 397	114 147	64 500	4 900	20 901	17 961
RO1	31 996	1 720 917	299 800	84 500	883 949	209 697
RO2	28 197	688 937	318 300	61 800	197 037	80 118
RO3	10 757	270 086	145 000	25 300	48 283	37 614
(Hela riket)						
Summa	70 950	2 679 941	763 100	171 300	1 129 269	327 429

Konsekvenserna av ett radioaktivt nedfall över jordbruksmark blir olika i olika delar av landet beroende på andelen jordbruksmark och hur denna används. Generellt blir konsekvenserna större efter nedfall i de södra än i de norra delarna av landet. Här bör nämnas att Sveriges totala landareal är 41,1 milj. hektar varav en betydande del utgörs av fjällområden ej lämpliga för jordbruksproduktion. Av de 70 950 jordbruksföretagen angivna i tabell B1 var många kombinerade med skogsmark, totalt 3,7 milj. hektar. Av 2,7 milj. hektar åkermark utgjorde 327 000 hektar av träda och obrukad mark, från vilken areal ingen överföring av radionuklider till växter äger rum under ett nedfallsår.

I Figur B2 återges åkerarealens användning översiktligt för år 2000. De dominerande grödgrupperna är stråsåd, ungefär 45 % och vallar, ungefär 34 %. Vallarealen inkluderar en liten andel grönfoderväxter. Övriga grödor utgör således ungefär 21 %. Potatis och sockerbetor upptar 3,2 %, oljeväxter 2 %, baljväxter och övriga växtslag 3,4 %, energiskog 0,6 %, trädgårdsväxter 0,4 % och ospecificerad åkermark 3 %. Av den totala åkerarealen utnyttjas ca 90 % och av betesmarken ca 80 %. I Norrland utgör vallen mer än halva åkerarealen. Den genomsnittliga arealen av slåttervall per gård är ca 14 ha.



Figur B2. Åkerarealens användning år 2003, (SCB, 2003).

Växtodling

Jordbrukare kan disponera olika typer av mark för växtodling. Utöver åkermark som vi i första hand tänker på och vars fördelning redogjorts för i kapitel 9.1, Figur B1 med avsikt på olika jordbruksområden, kan andra ägoslag bidra till den totala arealen. Tabell B2 ger en översikt av olika ägoslag inom de tre riksområdena, dels i hektar och dels i procent för de tre riksområdena. Den visar den genomsnittliga fördelningen av åkermark, betesmark, skogsmark och annan mark för jordbruksfastigheter med åkermark enbart eller kombinerad med andra ägoslag. Sannolikheten för kontaminering av egentlig åkermark efter ett radioaktivt nedfall är, som framgår, avsevärt större i RO1 än i RO2 och betydligt lägre i RO3.

Tabell B2. Areal, hektar, av olika ägoslag år 1999 i olika riksområden, (SCB, 2002).

Riksområde(RO)	Åkermark	Betesmark	Skogsmark	Annan mark
RO1: Sveriges södra och mellersta slättbygder	1 745 620 (55,7 %)	214 130 (5,6 %)	1 000 555 (31,9 %)	169 500 (6,8 %)
RO2: Sveriges södra och mellersta skogs- och dalbygder	714 520 (26,7 %)	205 170 (7,7 %)	1 508 590 (56,3 %)	250 510 (9,3 %)
RO3: Norra Sverige	286 780 (15,8 %)	27 850 (1,5 %)	1 219 040 (67,0 %)	284 440 (15,6 %)
Hela riket	2 746 920 (36,0 %)	447 150 (5,9 %)	3 734 180 (48,9 %)	702 450 (9,2 %)

Betesmark

Med betesmark menas mark som lämpligen kan användas till bete och som inte är lämplig att plöja. Den består av dels kultiverad betesmark, som har förbättrats genom t ex gödsling, kalkning och nyinsådd av gräsarter, och dels inte kultiverad betesmark, vilken som regel ligger på mager jord och endast har naturliga gräsarter. Den senare benämnes av dessa anledningar för naturbetesmark. I Götaland och Svealand utnyttjas ca 85 % av betesmarken, i norra Sverige endast 45 %. Enligt statistik från 1999, Tabell B2, utgjorde arealen betesmark i hela landet 447 150 ha, varav ca 80 % utnyttjades till bete, 1 % användes till slätter, ca 19 % var outnyttjad betesmark. I tabell B2 jämförs arealerna av åkermark, betesmark, skogsmark och annan mark för de tre riksområdena för år 1999. Det som i denna tabell betecknas som annan mark är improduktiv och ej lämplig att använda vare sig till växtproduktion eller till virkesproduktion.

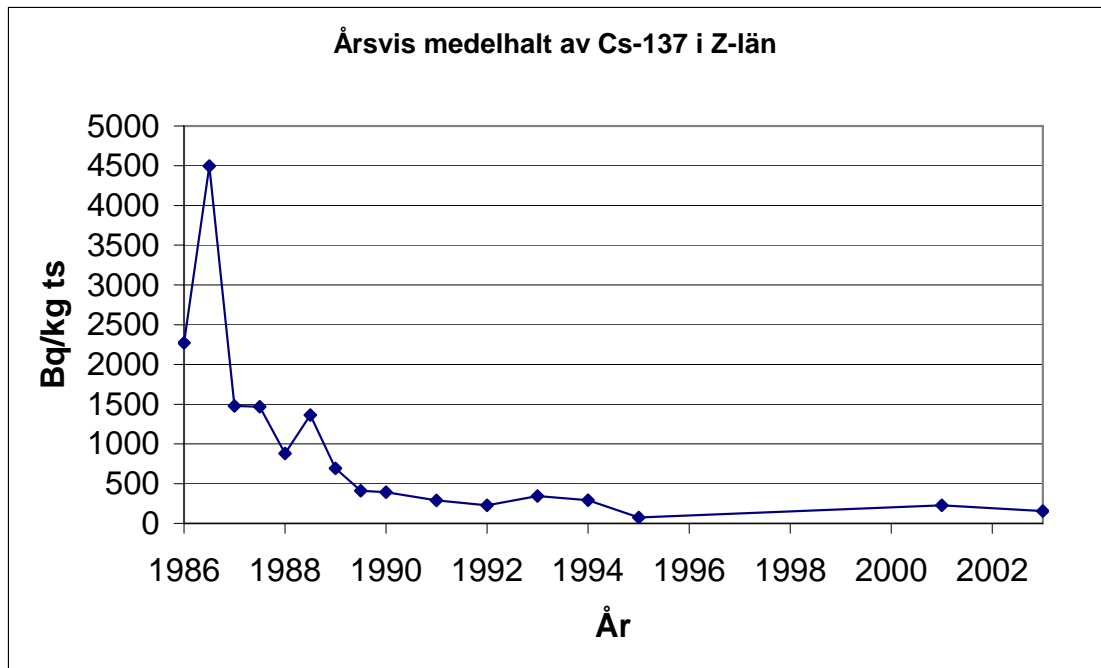
Betesarealen i hela riket har under de senaste åren minskat med ca 10 % per år. Normal betesavkastning samt utnyttjad andel och torrsubstansskörd per ha anges i Tabell B3 för södra och mellersta Sverige.

Tabell B3. Data för betesproduktion på olika marker i södra och mellersta Sverige, (Databoken, 2004).

Parameter	Betesvall (på åker)	Kultiverad betesmark	Annan gräsbärande mark (naturbetesmark)
Torrsubstans, ton/ha	6.6	3.0	1.5
Utnyttjande, procent	60 %	60 %	50 %
Utnyttjad mängd, ton/ha	4.0	1.8	0.8

För slåttervall beräknas drygt tredjedelen av återväxten, efter första skörd, eller ca 340 000 ha, användas för betning (Databoken, 2004). Tidpunkten på våren för betessläppning på egentlig betesmark är olika i olika delar av landet. Den startar normalt i maj i södra Sverige och i juni i norra Sverige. Den slutar i oktober respektive i september. Enligt djurskyddslagen skall nötkreatur som är äldre än sex månader hållas ute på bete under dessa sommarperioder. Av betesarealen utnyttjas ca 70 % av nötkreatur, 20 % av hästar och 10 % av får och getter. I norra Sverige utnyttjas ca 20 % för bete till får och getter, vilket är en större andel av betesarealen än i övriga delar av landet.

Ur radioekologisk synvinkel är tiden efter betessläppning mycket kritisk vid ett radioaktivt nedfall. Vinterfodret är oftast slut på gårdarna och inget nytt foder har bärigats. På betesmarken blir växtrester eller förna kvar på hösten. Denna är effektiv i att fånga upp och kvarhålla radionuklider och kan vid ett större nedfall även vara kritisk nästa år, på naturbetesmark även följande år. Figur B3 visar hur halten av Cs-137 i betesmark avtar under en längre tidsperiod efter Tjernobylyckan i Jämtlands län 1986-2003.



Figur B3. Genomsnittlig cesiumhalt (Cs-137) i betesgräs i Jämtlands län under 15 år efter Tjernobyloolyckan. Data bygger på medelvärden av Cs-137-halter i betesgräset (Carlsson, 2004).

Betesmarkerna kan ofta utnyttjas kontinuerligt under sommaren, varför nedfall under denna del av året omedelbart ger utslag i förhöjda nuklidhalter i mjölk hos betande kor. Betessätt och tillväxt är av avgörande betydelse för hur mycket aktivitet som kommer till djuren och mjölken. Betets betydelse för mjölkproduktionen har minskat de senaste åren. De flesta djuren får numera mer tillskottsfoder. I dag har betning inom konventionell mjölkproduktion oftast större betydelse för kornas rekreation än för produktionen av mjölk. Den har ofta större betydelse i ekologisk produktion.

Den tillväxt som sker på betesmarker efter ett nedfall ger en utspädning av nuklidhalten i gräset och därmed lägre nuklidhalt i mjölk och kött hos betande nötkreatur. Efter avbetning ger nytillväxt en ännu lägre överföring till djuren. På lång sikt, d v s under efterföljande år, blir upptag via rötterna den dominerande transporten till växten. Rotupptagningen av radiocesium till växten sjunker med åren, som tydligt framgår av Figur B3.

Vallodling

Ca 970 000 ha åkermark användes till odling av vall och grönfoder, vilket är ca 35 % av hela landets totala åkerareal. Vall skördas 1-3 gånger/år, flera gånger i södra än i norra Sverige.

Första vallskörden av ensilage- och/eller höskörd sker efter en relativt kort och intensiv vegetativ utveckling, 4-6 veckor. Denna skörd är som regel dubbelt så stor som en 2:a skörd. Av återväxten skördas ca 71 %, i Götaland och Svealand. I Norrland utnyttjas mindre än 70 % av återväxten. Normskördar för slåttervall anges i tabell B4 för de olika produktionsområdena.

Totalskörden ökar i genomsnitt från söder till norr, till stor del på grund av fler återväxtskörden.

Tabell B4. Normskörd, 1997, kg ts/ha, för slåttervall

Produktionsområde	Första skörd	Återväxt	Total skörd
Gss	3 955	3 428	7 382
Gmb	4 259	2 518	6 776
Gns	4 392	2 761	7 153
Ss	4 128	2 458	6 586
Gsk	3 06	2 675	6 480
Ssk	3 858	1 910	5 767
Nn	3 329	1 105	4 434
Nö	3 059	1 023	4 081

Källa: Statistiska meddelanden J 15 SM 9701. Statistiska Centralbyrån.

Vid intensiv odling, som tillämpas på många gårdar med konventionell drift, blir avkastningen betydligt högre än normskörden p g a högre kväve-gödslingsintensitet, se tabell B5.

Tabell B5. Avkastning vid intensiv vallodling för 2-årig och 3-årig gräsvall

Region	Antal skörden	Kväve, kg N	Ton ts
Syd: Skåne län och Hallands län	2	200	11.0
	3	250	10.0
Väst: Jönköpings län, Kronobergs län, Västra Götalands län	2	200	10.5
	3	250	9.5
Öst: Stockholms län, Uppsala län, Södermanlands län Västmanlands län, Kalmar län, Gotlands län	2	200	9.5
	3	250	8.5
Blekinge län, Östergötlands län, Örebro län	2	200	9.0
	3	250	8.0
Mellan: Värmlands län, Kopparbergs län, Gävleborgs län	2	180	7.0
	3	180	7.0
Norr: Västernorrlands län, Västerbottens län, Norrbottens län och Jämtlands län	2	180	7.0

Källa: Försöksavdelningen för vallodling, Institutionen för växtodling. Sveriges lantbruksuniversitet, 1989,(SLU Info/Växter, 1999).

Vid radioaktiva nedfall medför skörd och lagring av kontaminerade vallskördar att en stor fraktion av nedfallet överförs till djurens vinterfoder. Hur stor del som överförs beror på nedfallets storlek, på tidpunkt för nedfall samt på vallens utvecklingsgrad och uppfångningsförmåga. Vid fortsatt tillväxt efter ett nedfall sker en utspädning av nuklidhalten i växande vall. Tiden från nedfall fram till skörd har därför betydelse för kvarhållen fraktion. Den ogynnsammaste nedfallstidpunkten är strax före första skörd. På lång sikt dvs under följande år, dominerar rotupptag av radionuklider i vallvegetation. I Figur B3 (ovan) visas hur halten av Cs-137 sjunker med åren i bete för första skörden under 18 år i Z-län efter Tjernobylolyckan. Andra skörden har ofta en lägre halt än den första, de första åren efter ett nedfall.

Spannmålsodling

Brödsäd avsedd för humankonsumtion odlas på ungefär en tredjedel av stråsädsarealen. Denna är av naturliga skäl känsligare för ett radioaktivt nedfall än fodersäd, som används till uppfödning av de olika djurslagen. I tabell B6 anges fördelningen av olika slags brödsäd och fodersäd inom olika delar av landet under år 2000. Av den producerade brödsäden utnyttjas normalt ca 30 % inom landet för livsmedelsändamål, medan lika mycket exporteras och ca 40 % används inom jordbruket som foder och eget utsäde m m.

Av brödsäd dominerar höstvetete följt av vårvete och råg, av fodersäd dominerar havre och vårkorn följt av rågvete och blandsäd (havre och vårkorn blandas före sådd) samt en mindre areal höstkorn. Merparten av spannmålsodlingen är lokaliserad till slättbygderna av riksområde RO1. Vårkorn odlas dock relativt mycket i Norrland inom riksområde RO3. Höstsädeslagen; höstvetete, råg, rågvete och höstkorn, har en tidigare utveckling än vårsädeslagen; vårvete, vårkorn och havre. Av denna anledning är höstsäd känsligare än vårsäd för radioaktivt nedfall under den tidigare delen av växtperioden. På längre sikt blir halten av radionuklider, främst cesium, betydligt lägre i spannmålskärnan än i betes- och vallgräs, som regel 10 gånger lägre.

Tabell B6. Areal, hektar, av olika sädeslag inom de olika produktionsområdena och de större riksområdena år 2002, (SCB 2003).

Prod.- omr.	Brödsäd		Fodersäd					Summa	
	Höstvete	Råg	Vårvete	Höstkorn	Rågvete	Vårkorn	Havre	Blandsäd	stråsäd
Gss	66 103	4 642	12 712	1 501	2 979	78 486	19 392	790	186 605
Gmb	31 125	6 346	7 531	2 495	7 639	63 099	11 075	599	129 909
Gns	89 768	7 327	9 355	604	9 245	46 025	80 895	6 669	249 888
Ss	80 655	3 914	20 497	719	3 888	107 524	95 961	4 389	317 547
Gsk	12 596	1 367	2 382	497	5 723	48 898	54 726	7 383	133 573
Ssk	4 938	760	1 864	251	1 223	28 040	25 017	1 371	63 464
Nn	63	39	7	199	44	20 936	5 203	891	27 382
Nö	-	-	0	121	67	17 448	2 732	532	20 901
RO1	267 651	22 229	50 095	5 319	23 751	295 134	207 323	12 447	883 949
RO2	17 534	2 127	4 246	748	6 946	76 938	79 743	8 754	19 037
RO3	63	39	7	320	111	38 384	7 985	1 423	48 283
Summa	285 249	24 395	54 350	6 386	30 809	410 456	295 002	22 623	1 129 269

Trädgårdsodling

Med trädgårdsodling avses odling av köksväxter, blommor, krukväxter, frukt, bär och plantskolväxter. Med trädgårdsföretag avses företag och andra enheter (institutioner, anstalter m fl) med trädgårdsodling, vars odlingsytor omfattar minst 200 m² växthus eller minst 2 500 m² friland under fältbetingelser. Odlingar i hemträdgårdar (köksträdgårdar, kolonilotter) eller för husbehov medräknas inte i detta avsnitt.

År 2002 bedrevs trädgårdsodling vid ca 3 000 företag i landet. Frilandsodling, tabell B7, förekom på 70 procent av företagen på en sammanlagd areal av 12 100 hektar. Växthusodling förekom på 1 100 företag med en sammanlagd yta av 3,4 milj m². Av arealen för köksväxter var morotsarealen störst följt av arealen för matlök. Äpplen och jordgubbar svarade för de största arealerna av frukt respektive bär. Av den totala frilandsarealen upptog mo-

rötter och jordgubbar mer än en tredjedel. Morötter odlades av 450 och jordgubbar av 600 företag. Växthusodlingen av köksväxter dominerades av tomater och gurka. Ekologisk trädgårdsodling har relativt sett samma omfattning som ekologisk växtodling inom jordbruket, dvs mellan 10-15 % av arealen.

Vid ett radioaktivt nedfall drabbas endast frilandsodling. Överföring till bladgrönsaker är normalt större än för rotfrukter. Vid rotupptag av radiocesium blir det en relativt stor skillnad mellan olika köksväxter. Hur olika trädgårdsväxter upptar radioaktivitet bör utredas separat.

Tabell B7. Odling av olika trädgårdsväxter på friland. Areal och skördedata, (SCB 2003).

Köksväxter	Areal, ha	Skörd, ton	Frukt	Areal, ha	Skörd, ton
Gurka	278	12 313	Äpple	1 531	18 006
Blomkål	316	4 850	Päron	185	1 159
Vitkål	385	13 405	Plommon	101	388
Salladskål	75	1 782	Körsbär	195	196
Matlök	805	23 228	Summa	2 012	
Purjolök	99	2 574	Bär		
Morötter	1 820	84 784	Jordgubbar	2 707	12 520
Rödbetor	255	9 330	Hallon	117	118
Isbergssallat	1 092	23 350	Svartavinbär	415	478
Annan sallat	94	865	Övriga bär	119	159
Majs	126	425	Summa	3 358	
Kålrötter	175	4 080	Blommor ¹⁾	47	
Övr. köksv.	1 246		Plantskol-		
Summa	6 767		växter	615	

1) Blommor och plantskolväxter redovisas i 1000-tal.

Ekologisk odling

Ekologisk odling är enligt KRAV en odling som syftar till ett naturanpassat jordbruk utan tillförsel av löslig mineralgödsel och bekämpningsmedel. Kretsloppstänkande och strävan efter ett kulturlandskap med stor artrikedom och biologisk mångfald är några av grundtankarna med ekologisk odling. Den allmänna målsättningen är att producera jordbruksprodukter och livsmedel av bra kvalitet med hjälp av uthålliga produktionsmetoder. Efter ett radioaktivt nedfall kan det bli nödvändigt att tillföra lösliga kaliumgöd-

selmedel för att motverka upptag av radiocesium. Detta strider mot odlingsprinciperna för ekologisk odling, (KRAV, 2004).

Ekologisk djurhållning bedrivs av samma skäl som ekologisk växtodling. Ekologisk djurhållning kräver ekologisk växtodling för att förse djuren med egenproducerat ekologiskt foder i så stor utsträckning som möjligt. En god hälsa hos djuren är viktig och djuren ges alltid möjlighet till ett naturligt beteende och en värdig tillvaro. Nötkreatur, såväl mjölkdjur som köttdjur, vistas i enlighet härmed som regel en längre tid ute än i konventionell drift.

Den KRAV-kontrollerade odlingen uppgick år 2002 till 183 000 ha eller nära 7 % av odlad areal i Sverige. För KRAV-ansluten odling är de regionala skillnaderna stora. År 2002 var den i Skåne län 2,7 %, i Sörmlands län 11,1 %. Ungefär samma omfattning har ekologisk odling som inte är ansluten till KRAV. Den Kravanslutna ekologiska djurhållningen har fortfarande begränsad omfattning. År 2001 var t ex antalet mjölkkor nära 22 000 eller 5,2 %.

Regeringens mål för den ekologiska produktionen fram till år 2005 är att 20 % av åkermarken ska odlas ekologiskt och att den ekologiska animalieproduktionen ska öka. Av antalet mjölkkor och slaktdjur av nöt och lamm bör 10 % finnas i ekologisk odling till 2005. Problemet för ekologisk odling vid radioaktivt nedfall är en fråga som bör utredas.

Utvecklingsstadier hos olika grödor

Utvecklingsstadiet är av stor betydelse för direktöverföring av radionuklider till växande grödor. De utvecklas olika långt vid samma tidpunkt på året beroende på var i landet de växer. Detta varierar från år till år. Även lokal variation beroende på jordart och läge i terrängen förekommer. Tabell B8 visar genomsnittliga värden för såtid och skördetid för vanliga grödor och därav betingade antal dagar mellan dessa två tidpunkter, (AD:Så/Sk).

Tabell B8. Mediantidpunkt för sådd och skörd, slåttervall (1:a skörd), antal dagar mellan sådd och skörd (AD:Så/Sk); avser genomsnittlig tidpunkt för hela landet då hälften av grödarealen har besåts eller har skördats, här för åren 1987-1992, (SCB 1997).

Gröda	Såtid	Skördetid	AD:Så/Sk	Lämplig vattenhalt vid skörd %
Höstvete	15 september	19 augusti	333	15-20
Vårvete	25 april	29 augusti	126	15-20
Höstråg	14 september	8 augusti	323	15-20
Korn	30 april	25 augusti	117	15-20
Havre	1 maj	1 september	123	15-20
Slåttervall (Klöver, timotej, Ängssvingel och rajgräs)	-	Hö 20 juni Ensilering tidigare än 20 juni	-	Torrt hö; 20 Ensilering med förtorkning; 60-70
Matpotatis	13 maj	17 september	127	-
Potatis för stärkelse och råsprit	6 maj	1 oktober	148	-
Raps (höst)	15 augusti	tidigt i augusti	346	-
Ärtor	(5 maj)	(29 augusti)	-	-
Rotfrukter (sockerbetor, foderbeta)	april-maj	September-oktober	-	-

Tidpunkten för radioaktivt nedfall är därför avgörande för vilka motåtgärder som är relevanta att genomföra med gott resultat. Hänsyn måste tas till både de lokala och årsmånsbetingade förhållandena vid ett nedfall. Grödornas utvecklingsstadium och biomassa och hur pass grödan täcker marken har stor betydelse för uppfångningsförmågan. Uppfångning av radionuklider är relativt låg vid växtperiodens början och ökar sedan med tillväxt av biomassa. Om nedfallet kommer strax före skörd av slåttervall kan uppfångningen bli nära 100 %.

Som jämförelse kan nämnas att Tjernobylnedfallets uppfångning i gräs var ca 5 % vid skörd i Uppsalatrakten år 1986. När nedfallet kommer under växtperioden kan detta bli avgörande för om grödan kan användas som djurfoder eller måste kasseras. Ett stort nedfall det första året kan kräva särskilda åtgärder för att minska konsekvenserna.

Djurhållning

Antal djur och antal företag

I tabell B9 anges antalet djur av fyra viktiga djurslag med 5-årsintervall fr o m år 1980 till år 1995 samt 2002. Antalet nötkreatur har sedan 1980 minskat med nära 300 000. Minskningen skedde framförallt under 1980-talet. Under första hälften av 1990-talet var antalet djur tämligen stabilt men fortsatte därefter återigen att minska. Merparten av denna minskning kan hänföras till nedgång i antalet mjölkkor.

Tabell B9. Förändring av antal djur av fyra olika djurslag i hela riket under 1980-2002, (SCB 2003).

Djurslag	1980	1985	1990	1995	2000	2002
Nötkreatur	1 935 022	1 837 201	1 718 443	1 777 095	1 683 767	1 637 465
varav mjölkkor	655 738	645 706	576 409	482 118	427 621	417 082
Får	391 629	424 978	404 799	461 189	431 934	426 772
varav lamm	230 586	251 644	243 621	266 410	198 268	229 037
Svin	2 714 197	2 500 373	2 263 943	2 313 137	1 917 917	1 881 743
varav suggor	278 249	249 248	221 092	237 355	201 896	208 896
Höns	5 937 152	6 458 298	6 391 943	6 100 270	5 669 655	4 731 837
Kycklingar av värphöns	2 635 620	2 159 298	2 175 676	1 811 509	1 654 063	1 536 819

I tabell B10 anges antal företag med samma djurslag som Tabell 10 från år 1980 till år 1995 samt 2002. Som framgår har antalet företag minskat betydligt från år 1980 till år 2000 för nötkreatur, svin och höns, mindre för får. År 2002 fanns endast 745 företag med kycklingar av värphöns. Trenden med färre, men större företag, inom mjölkproduktionen tycks fortgå med oförminskad takt. Antal företag med mjölkkor minskade med 6,7 % från år 2000 till år 2002 dvs från 12 676 till 11 828. Samtidigt steg den genomsnittliga besättningsstorleken från 33,7 till 35,4 mjölkkor per företag.

Tabell B10. Förändring i antal företag med olika djurslag under 1980-2002, (SCB 2003).

Djurslag	1980	1985	1990	1995	2000	2002
Nötkreatur	70 503	58 872	47 292	41 990	32 603	2 9038
varav mjölkkor	44 143	35 063	25 621	17 743	12 676	11 270
Får exkl. lamm	10 125	10 536	9 868	9 985	8 041	7 407
Svin	26 122	19 937	14 301	10 753	4 809	3 998
Höns	23 063	17 531	12 900	9 593	5 678	5 323
Kycklingar av värphöns			1 875	1 405	745	774

Lokalisering av djurproduktionen inom olika områden år 2000 för tre av de fyra djurslagen framgår av Tabell B11. Huvuddelen av nötkreatur och svin finns i de södra delarna av landet medan antalet får är mer jämnt fördelat. Djurantalet är genomgående högst inom Götalands skogsbygder. Ca en tredjedel av antalet mjölkkor finns inom detta område. Antalet hästar i landet har ökat kraftigt under den senaste 10-årsperioden. År 2000 beräknas antalet hästar i hela landet vara mellan 225-285 000 stycken (SCB 2003). De utnyttjar en större andel av betes- och vallarealen än tidigare. Dessa arealer är av mindre intresse ur strålskyddssynpunkt.

Tabell B11. Antal djur av tre djurslag i de åtta produktionsområdena år 2000, (SCB 2003).

Produkt.- område	Nötkreatur	varav mjölkkor	Får	varav lamm	Svin	varav suggor
Gss	104 380	26 404	13 139	6 927	510 182	53 260
Gmb	265 712	67 550	94 821	52 245	386 373	40 387
Gns	187 109	50 498	32 037	17 479	367 752	38 542
Ss	204 360	50 248	64 339	34 534	291 398	35 527
Gsk	574 450	137 712	138 771	75 591	228 967	27 783
Ssk	110 981	26 088	35 514	18 571	36 496	6 438
Nn	114 824	32 863	29 471	14 378	27 193	2 714
Nö	75 649	25 719	18 679	9 313	33 382	3 526
Summa	1 637 465	417 082	426 772	229 037	1 881 743	208 177

Utegående nöt och får är av naturliga skäl mer utsatta för ett radioaktivt nedfall än djur som alltid vistas inomhus, såsom svin och höns. Installning vid nedfall är oftast den första åtgärden för nöt och får redan vid hot om nedfall. Efter stora nedfall måste man överväga om djurhållningen måste ändras. Det kan då bli aktuellt att öka spannmålsarealen och minska vallarealen. Därmed minskas antalet nöt och får, medan svinproduktionen kan komma att öka.

Mjölkkor och mjölkavkastning

Medelavkastning för kor i den officiella kokontrollen 2001 var ca 8 800 kg mjölk per ko och år. För kor som inte är med i kontrollen var medelavkastningen 6 600 kg mjölk per år. Mjölkavkastningen, särskilt i konventionell mjölkproduktion kan förväntas öka betydligt. En medelavkastning av 11 000 kg per ko är redan nu vanlig i många besättningar.

Radioaktiva ämnen kan nå konsumenterna mycket snabbt efter ett nedfall via näringskedjan gräs – ko – mjölk – människa. Denna näringskedja intar en särställning jämfört med andra näringskedjor i ett akut skede efter nedfall. Radiojod och radiocesium är de viktigaste ämnena att ta hänsyn till.

9.2 Lista över motåtgärder i jordbruket

Metod Nr	Motåtgärder
1	Tidig bortförsel av vegetation
2	Tidig bortförsel av snö
3	Lagring av grödor
4	Kalkning
5	Kaliumgödsling
6	Normal plöjning
7	Djupplöjning
8	Plöjning och kaliumgödsling
9	Upprepad plöjning
10	Skum- och djupplöjning ”dansk plog”
11	Fosforgödsling
12	Bortförsel av rotmatta
13	Odling av grödor med lågt nuklidupptag
14	Odling av grödor som kan processas
15	Ändring från växtodling till djurproduktion
16	Gröngödsling
17	Odling av industrigrödor
18	Ändring från jordbruk till skogsbruk
19	Ge stabilt jod till djur
20	Ändra slakttid
21	Minska jordintag hos djur
22	Utfodra djur med rent foder före slakt
23	Ge berlinerblått till djur
24	Ge lermineral till djur
25	Ge kalk till djur

- 26 Ändra från kött- till mjölkproduktion
- 27 Ändra köttproduktion till ”hästuppfödning”
- 28 Flytta djur från hög- till lågkontaminerat område.
- 29 Ändring från vall- till spannmålsodling
- 30 Installning av djur
- 31 Avvakta jordbearbetning och sådd efter nedfall (tills nedfallssituationen är klarlagd)

Se Andersson, et al, 2000.

Räddningsverket, 651 80 Karlstad
Telefon 054-13 50 00, fax 054-13 56 00. www.raddningsverket.se

Beställningsnummer R79-277/06. Fax 054-13 56 05
ISBN 91-7253-296-3