Förändring av radiocesiumtillståndet i jordbruksgrödor i Gävleborgs, Västmanlands och Uppsala län efter Tjernobylolyckan samt en fallstudie med stallbalansberäkningar på en mjölkgård

Johanna Olsson

Handledare: Klas Rosén
Examinator: Jan Eriksson

EXAMENSARBETE, 20 p, C-nivå

Sveriges lantbruksuniversitet
Institutionen för markvetenskap
Avdelningen för markkemi och jordmånslära
Examens- och seminariearbeten Nr 73

Uppsala 2006

ISSN 1102-1381
ISRN SLU-MLE-EXS--73--SE

Abstract

Several radioactive nuclides were deposited in Sweden after the Chernobyl accident in 1986. The greatest attention was given to ^{137}Cs because of its relative long physical half life of about 30 years. ^{137}Cs will be present in nature for more than 100 years before it has vanished completely. When radiocaesium decays to a stable end product ionizing radiation is emitted, which can cause cancer in humans that has been exposed to a high radiation dose. Radiocaesium behaves like potassium and is easily taken up into biological systems. It is important to know how ^{137}Cs behaves in nature to be able to minimize the risk towards humans.

In this study the content and transfer of ^{137}Cs in agricultural crops were investigated at a number of farms in the counties of Uppsala, Västmanland and Gävleborg in 2005. The study was a follow-up on earlier sampling accomplished in 1986-2003 on the same farms. The crops sampled and analysed for ^{137}Cs-activity were mainly ley and pasture, only a couple of samples were taken on cereals and leguminous plants.

The results from 2005 showed that the changes in the ^{137}Cs-content in the sampled crops were small compared to the last sampling in 2003. The mean ^{137}Cs-content was merely the same in the samples from ley and pasture and it was very low in the samples from the cereals and the leguminous plants. The results from 1986-2005 showed a remarkable high reduction of both the transfer and the content of ^{137}Cs between 1986 and 2005. The highest reduction was found the first two years after the Chernobyl accident and the level was relatively low and kept on a steady state during the years between 1988 and 2005. The highest ^{137}Cs-content was found on peat soils and coarse mineral soils with a low content of both non-exchangeable and exchangeable potassium and low cultivation rate and a high deposition of ^{137}Cs after the Chernobyl accident.

The study also concluded a case study on a dairy farm in the county of Gävleborg. The aim of the case study was to calculate a stable balance for ^{137}Cs. Samples were taken in the cowshed and on the pasture between July and October in 2005. The samples were analysed for ^{137}Cs. Stable balance calculations were accomplished for the grazing period and the winter period for one cow during a month.

The ^{137}Cs-contents were generally low, which gave a great uncertainty in the stable balance calculations. The results showed that ^{137}Cs behaves like potassium in the way that the internal flows on the farm are the biggest flows on the dairy farm. The calculations also showed that the fodder from the grass and forage crops had higher content of ^{137}Cs compared to the cereals and fodder concentrate.

Sammanfattning

Av de radioaktiva nukliderna som deponerades i Sverige efter Tjernobylolyckan har främst ^{137}Cs uppmärksammats på grund av att den har en relativt lång fysikalisk halveringstid på drygt 30 år. ^{137}Cs kommer att finnas kvar i naturen i flera hundra år innan det har försvunnit helt. När radiocesium sönderfaller till en stabil slutprodukt utsänds joniserande strålning, som kan ge upphov till cancerskador på människor som utsätts för höga stråldoser. Radiocesium är kemiskt likt kalium och upptas snabbt i biologiska system. Det är viktigt att känna till hur ^{137}Cs uppträder i naturen för att kunna minimera riskerna för människan.

I studien undersöktes halterna och överföringen av ^{137}Cs i jordbruksgrödor på ett antal utvalda jordbruksmarker i Uppsala, Västmanlands och Gävleborgs län år 2005. Provtagningarna var en uppföljning av tidigare års mätningar 1986-2003 på samma jordbruksmarker. Grödorna som provtogs och analyserades på ^{137}Cs-halten var främst vall och bete, det togs även några få spannmåls- och baljväxtprover.

Resultaten från 2005 visade att det inte hade skett någon större förändring av ^{137}Cs-halten i de provtagna grödorna sedan förra provtagningen 2003. Medelvärdet för ^{137}Cs-halten var ungefär lika stor i vall- och betesproverna och ej påvisbar eller väldigt låg i spannmåls- och baljväxtproverna. Resultaten från perioden 1986-2005 visade att både överföringen och halten av ^{137}Cs hade minskat markant mellan åren 1986 och 2005. Minskningen var störst under de första åren för att sedan plana ut och bibehållas på en relativt låg och jämn nivå. De högsta ^{137}Cs-halterna återfanns på mulljordar eller grovkorniga mineraljordar med låg halt av både icke-utbytbart och utbytbart kalium som inte bearbetas eller sällan bearbetas och som utsattes för en hög deposition efter Tjernobylolyckan.

Studien innehöll även en fördjupningsstudie på en mjölkgård i Gävleborgs län som syftade till att beräkna en stallbalans för ^{137}Cs. Mellan juli och oktober 2005 togs prover i ladugården och på betet på mjölkgården, proverna analyserades sedan på ^{137}Cs-halten. Beräkningar gjordes för en stallbalans under betesperioden och en stallbalans under installningsperioden för en mjölkko under en månad.

^{137}Cs-halterna var generellt låga, vilket gav en stor osäkerhet i beräkningarna av stallbalanserna. Resultaten visade att ^{137}Cs liknar kalium på så sätt att de inre flödena på gården utgör det största flödet på en gård med mjölkproduktion samt att grovfoder generellt har högre halter av ^{137}Cs än kraftfoder.

Innehållsförteckning

1 Inledning 5

2 Bakgrund 6

2.1 Strålning 6
2.1.1 Joniserande strålning 7
2.1.2 Strålningens skadeverkan på levande organismer 7
2.2 Halveringstider 8
2.2.1 Fysikalisk halveringstid 8
2.2.2 Biologisk halveringtid 8
2.2.3 Effektiv halveringstid 8
2.2.4 Ekologisk halveringstid 9
2.3 Radiocesium 9
2.4 Deposition av radioaktiva ämnen 10
2.5 Kärnkraftverk i Sverige och i världen år 2005 10
2.6 Tjernobylolyckan 10
2.6.1 Konsekvenserna av Tjernobylolyckan i Sverige 11
2.7 ^{137}Cs-nedfall i jordbruket 12
2.7.1 Biotillgänglighet i mark 12
2.7.2 Migration i mark 13
2.7.3 Överföring till växter 13
2.7.3.1 Vall 14
2.7.3.2 Bete 14
2.7.3.3 Spannmål 14
2.7.4 Överföring till mjölk och kött 15
2.7.5 Överföring till livsmedel och människa 16
2.8 Motåtgärder 17
2.8.1 Motåtgärder inför ett förväntat radioaktivt nedfall 17
2.8.2 Motåtgärder efter ett radioaktivt nedfall 17
2.8.3 Motåtgärder under efterföljande odlingssäsonger 18
2.9 Växtnäringsbalanser 18

3 Material och Metoder – Specialgårdarna 20

3.1 Provtagning och beskrivning av provtagningsplatserna 20
3.1.1 Texturanalys av jordarna 20
3.1.2 Markegenskaper 21
3.1.3 Beskrivning av jordbruket i X-, U- och C-län 23
3.1.4 Klimat- och väderdata 24
3.2 Provberedning och aktivitetsmätning av proverna 25
3.3 Beräkningar 25
3.3.1 Överföringsfaktorn, TF_g 25

4 Resultat – Specialgårdarna 26

4.1 Provtagningarna 2005 26
4.1.1 Variation i grödornas ^{137}Cs-halt mellan olika provplatser 2005 26
4.2 Resultaten från provtagningarna 1986-2005 27

4.2.1 Vall- och betesproverna 1986-2005 28
4.2.2 Spannmåls- och baljväxtproverna 1986-2005 32

5 Diskussion – Specialgårdarna 34

5.1 Resultaten från provtagningarna 1986-2005 34
5.1.1 Vall- och betesproverna 1986-2005 35
5.1.2 Spannmåls- och baljväxtproverna 1986-2005 37
5.2 Slutsatser 37

6 Material och Metoder – Hillegården 38

6.1 Platsbeskrivning 38
6.1.1 Markartering 39
6.1.2 Klimat- och väderdata 39
6.2 Provtagning 40
6.3 Provberedning och mätning av ^{137}Cs-halt 41
6.4 Beräkningar 41

7 Resultat – Hillegården 43

7.1 Provtagning i ladugården och på betet 43
7.2 Jordproverna 43
7.3 Stallbalanserna 43

8 Diskussion – Hillegården 46

8.1 Provtagning i ladugården och på betet 46
8.2 Jordproverna 46
8.3 Stallbalanserna 47
8.4 Slutsatser 48

9 Referenser 49

Bilagor 1-5 53

1. Inledning

Kärnkraftsolyckan i Tjernobyl i Ukraina den 26 april 1986 innebar inte bara en katastrof i närområdet utan fick långtgående effekter även på många andra håll. En stor mängd flyktiga radionuklider så som ädelgaser, jod, strontium och cesium frisläpptes till atmosfären och spreds över västra Sovjetunionen och resten av Europa. Av de radioaktiva nukliderna som deponerades i Sverige efter Tjernobylolyckan är det främst ^{137}Cs som uppmärksammats på grund av att den har en relativt lång fysikalisk halveringstid på drygt 30 år. ^{137}Cs kommer att finnas kvar i naturen i flera hundra år innan det har försvunnit helt. När radiocesium sönderfaller till en stabil slutprodukt utsänds joniserande strålning, som kan ge upphov till cancerskador på människor som utsätts för höga stråldoser. Radiocesium är kemiskt likt kalium och upptas snabbt i biologiska system. Det är viktigt att känna till hur ^{137}Cs uppträder i naturen och i jordbrukssystemet inför ett eventuellt framtida utsläpp av ^{137}Cs för att kunna minimera riskerna för människan. Eventuella utsläppskällor för radioaktiva ämnen i framtiden kan utgöras av kärnvapensprängningar, utsläpp från kärnkraftverk, strålkällor på villovägar och terrorverksamhet.

I denna studie studerades ^{137}Cs-halterna i odlade grödor på ett antal utvalda jordbruksmarker i Uppsala, Västmanlands och Gävleborgs län år 2005. De provtagna länen var några av de län som fick den högsta depositionen av ^{137}Cs efter Tjernobylolyckan. Från 1986 till 2003 gjorde Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) återkommande provtagningar på åkermark och betesmark på utvalda gårdar i de ovan nämnda länen. Studien innebar även en uppföljning av och jämförelse med tidigare års mätningar.

Studien innefattade även en fördjupning med syftet att beräkna en stallbalans för ^{137}Cs på en mjölkgård. En mjölkgård i Gävleborgs län valdes ut i ett av de områden som fick ta emot en hög deposition av ^{137}Cs efter Tjernobylolyckan och provtogs regelbundet mellan juli och oktober under 2005.

Syftena med examensarbetet var att:

- beskriva radiocesiumtillståndet år 2005 i olika marker och upptag i olika grödor i tre av de län som fick det högsta nedfallet efter Tjernobylolyckan (Uppsala, Västmanlands och Gävleborgs län).
- långsiktligt följa förändringarna av radiocesium i de grödor som växer på dessa marker genom att jämföra 2005 års värden med mätningar från tidigare års miljöundersökningar mellan åren 1986 och 2003. Detta för att övervaka och registrera miljö- och tillståndsförändringar för radiocesium i mark och grödor.

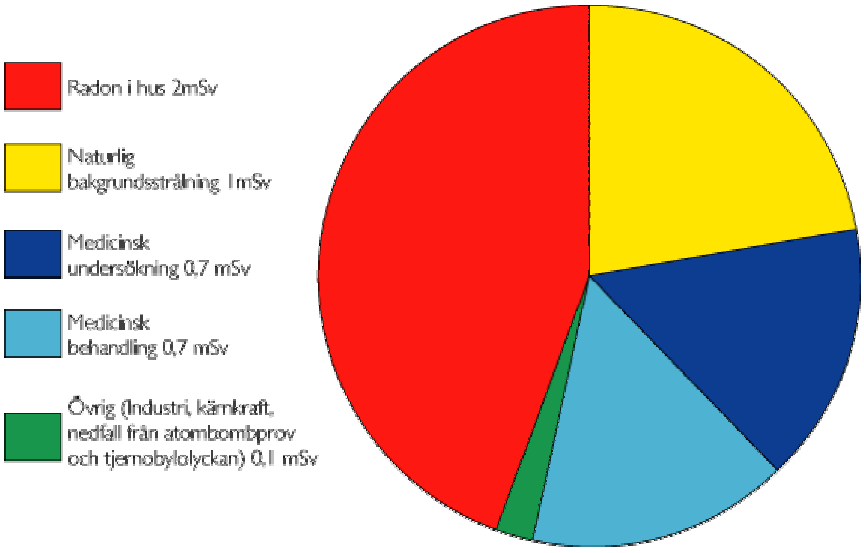
- göra en stallbalans för ^{137}Cs på en mjölkgård i Gävleborgs län.
- undersöka var de högsta respektive lägsta halterna av ^{137}Cs fanns i systemet samt att se hur mycket ^{137}Cs som försvann ut från gården respektive hur mycket ^{137}Cs som stannade kvar i det lokala kretsloppet på gården.

2 Bakgrund

2.1 Strålning

I alla tider har människan utsatts för naturlig bakgrundsstrålning; från berggrunden, rymden och även från naturligt förekommande radioaktiva ämnen i den egna kroppen. Denna naturliga strålning går det inte att skydda sig mot, normalt behövs det inte heller. Under sista hälften av 1900-talet har människan genom sina verksamheter producerat och spridit radioaktiva ämnen till sin omgivning. Detta har inneburit att både naturlig och icke-naturlig strålning har flyttats, anrikats och samtidigt har naturens skydd mot strålning försämrats, till exempel genom det uttunnade ozonskiktet. Under 1950- och 60-talen utfördes atmosfäriska atomvapensprängningar. De ledde till att radioaktiva ämnen spreds i atmosfären och sedan under många år deponerades relativt jämnt på marken. Det sammanlagda nedfallet av ^{137}Cs efter kärnvapenproven i norra hemisfären beräknas i medeltal till 3 kBq/m^2 (Hubbard et al., 2003). Enligt vad som framgår av figur 1 får varje svensk i genomsnitt en stråldos på drygt 4 mSv varje år (SSI, 2005). Av denna totala stråldos utgör stråldosen från det radioaktiva nedfallet från Tjernobylolyckan enbart en liten del. Stråldosen kan variera från år till år, beroende på om personen i fråga exempelvis genomgår en röntgenundersökning, eller om hon/han flyttar till eller från ett hus med radon.

Dosen till omgivningen från kärnkraftverkens utsläpp får inte överskrida 10 % av dosen från den naturliga bakgrundsstrålningen. Detta riktvärde kallas för ett normutsläpp och motsvarar cirka 0,1 mSv. (Forsmark, 2005)



Figur 1. De strålkällor som tillsammans svarar för den strålning som en person utsätts för i Sverige per år (SSI, 2005).

2.1.1 Joniserande strålning

Ett radioaktivt ämne har en instabil atomkärna med ett överskott av energi som sönderfaller till en dotterkärna under avgivande av joniserande strålning. När den joniserande strålningen kommer i kontakt med materia kan dess energi överföras till partiklar i materian genom olika typer av växelverkan. Den joniserande strålningen innehåller så mycket energi att elektroner emitteras från molekylerna i det bestrålade materialet. Dessa elektroner kan leda till skadeverkan på levande organismer.

Det finns tre typer av joniserande strålning; alfa-, beta-, och gammastrålning.

1. Alfastrålningen består av heliumkärnor som utsänds när ett radioaktivt ämne sönderfaller. I luften når alfapartikeln bara några cm, men om den kommer in i kroppen kan den orsaka skador.
2. Betastrålningen är elektroner, kan nå några tiotal meter i luften och någon cm i levande vävnad. Betasönderfall är den vanligaste typen av radioaktivt sönderfall (Johanson, 1996).
3. Gammastrålningen är en elektromagnetisk strålning. Den kan nå flera hundra meter i luften, ger oftast de största externa stråldoserna vid en kärnkraftsolycka.

Aktivitet är ett mått på styrkan hos ett visst radioaktivt preparat. Enheten för aktivitet är Becquerel (Bq), 1 Bq är ett sönderfall per sekund. Mängden av ett radioaktivt ämne anges i Becquerel.

2.1.2 Strålningens skadeverkan på levande organismer

De biologiska effekterna som uppstår när levande celler blir bestrålade är dels direkta och dels indirekta. När strålningen växelverkar med biomolekyler som exempelvis DNA sker direkta förändringar i biomolekylerna. De indirekta effekterna ger slumpmässiga förändringar av vattenmolekylerna i cellen. En cell består till 60-70 % av vatten, därför är vatten den molekyl som primärt får ta emot mest strålningsenergi. Energi tillförs till vattenmolekylen vilket medför att den joniseras och vattnets radikaler ·OH och ·H bildas. Vattnets radikaler är mycket reaktiva och reagerar med varandra eller med närliggande biomolekyler som bryts sönder.

DNA utgör mindre än 1 % av cellens innehåll, skador på DNA anses vara kritiska för uppkomsten av biologiska effekter. Enstaka skador på den ena av de två DNA-strängarna som kan uppkomma vid glesjoniserande bestrålning till exempel gammastrålning anses kunna repareras effektivt. Men vid skador på båda DNA-strängarna blir skadans karaktär allvarligare och den repareras sämre. Den senare skadan kan uppkomma vid tätjoniserande strålning till exempel alfastrålning och kan leda till att cellen dör.

De celler som är mest känsliga för strålning är de som delar sig, till exempel tarmceller och celler i benmärgen. Fosterutvecklingen är den strålkänsligaste perioden i vårt liv, även små stråldoser kan ge påverkan på fostret.

Strålningsskadorna kan även uppträda efter långa latensperioder. Till de sena effekterna hör induktion av cancer och ärftliga förändringar. Det finns ett rätlinjigt samband mellan dos och effekt när det gäller strålinducerad cancer (Johanson, 1996).

Den skadeverkning som strålningen orsakar människan anges i stråldos. I strålskyddssammanhang anges normalt inte stråldosen som absorberad dos, gray (Gy), utan som ekvivalent eller effektiv dos. Det innebär att man försöker ge en generell dosangivelse som är oberoende av vilket strålslag som används och som är relaterad till förväntad effekt.

Ekvivalent dos = $Gy*W_R$

Effektiv dos = $Gy* W_R*W_T$

W_R (radiation weighting factor) uttrycker att olika strålslag ger olika biologisk effekt för samma absorberade dos. W_T uttrycker sannolikheten att få strålinducerad cancer i olika organ i kroppen där den sammanlagda sannolikheten är 1. Enheten för både den ekvivalenta och den effektiva dosen är Sievert (Sv). Eftersom 1 Sv motsvarar en mycket hög dos används oftast antingen millisievert (mSv) eller mikrosievert (µSv) då man talar om doser. Om en vuxen människa får 75 000 Bq ^{137}Cs i kroppen via födan, orsakar detta en stråldos på 1 mSv (Åhman, 2005). Genom att multiplicera stråldosen med antalet individer i en grupp fås den kollektiva dosen, som anges i mansievert.

Doshastigheten uttrycker hur stor dos en människa får under en viss tid. Doshastighetens enhet är Sievert per timme (Sv/h). Doshastigheten används ofta för att beskriva farlighetsgraden av att vistas på en särskild plats och bli utsatt för en särskild sorts strålning.

2.2 Halveringstider

2.2.1 Fysikalisk halveringstid

Den fysikaliska halveringstiden för ett radioaktivt ämne är den tid det tar för hälften av de radioaktiva atomerna att sönderfalla. Olika radioaktiva ämnen har olika långa halveringstider. Aktiviteten hos vissa ämnen försvinner på bara ett par sekunder, medan den hos andra ämnen finns kvar i flera miljoner år. Exempelvis ^{137}Cs har en fysikalisk halveringstid på 30,6 år och ^{90}Sr har en fysikalisk halveringstid på 28 år (Rosén, 1996).

2.2.2 Biologisk halveringstid

Den biologiska halveringstiden tar hänsyn till att mängden av det radioaktiva ämnet i kroppen minskar under tiden som ämnet sönderfaller. Det radioaktiva ämnet försvinner även ur kroppen på grund av biologiska processer. För exempelvis ^{137}Cs är den biologiska halveringstiden i en vuxen människa cirka tre månader (STUK, 2005).

2.2.3 Effektiv halveringstid

Den effektiva eller den sammanvägda halveringstiden är den sammanlagda effekten av både den fysikaliska och den biologiska halveringstiden och uttrycks:

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

Sambandet innebär att halten av det radioaktiva ämnet alltid halveras i kroppen minst lika snabbt som den kortaste av de två halveringstiderna.

2.2.4 Ekologisk halveringstid

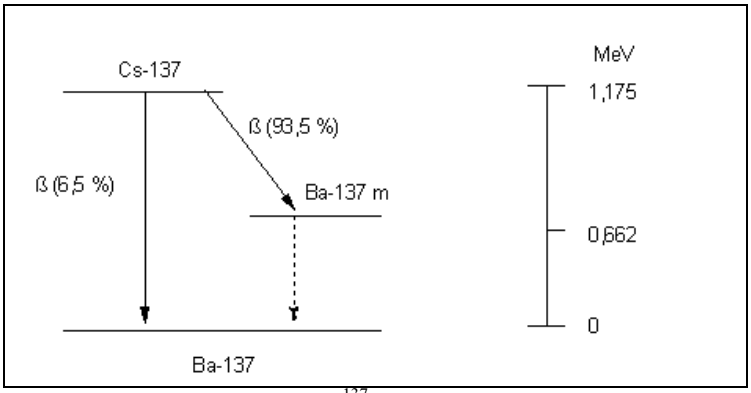
Vid ett nedfall av radioaktiva ämnen i naturen och i jordbrukslandskapet kommer ämnena att omlagras med tiden. De ekologiska processerna i naturen kommer att medföra att halterna i växter eller djur efterhand kommer att minska. Exempelvis kommer en del av de radioaktiva ämnena att bindas till markpartiklar och en del kommer att tas upp av och föras bort med växter. Den ekologiska halveringstiden anger den tid det tar för mängden av radioaktiva ämnen att genom ekologiska processer minska till hälften.

2.3 Radiocesium

Cesium är en alkalimetall som tillhör grupp I i det periodiska systemet. I marklösningen förekommer cesium huvudsakligen som den monovalenta katjonen Cs^+. Det finns minst 21 stycken olika cesiumisotoper (Broadley & White, 2000). Den enda naturligt förekommande isotopen är den stabila ^{133}Cs. Radioaktiva isotoper av cesium förekommer inte naturligt, utan är ett resultat av att människan har utvecklat tekniker för att skapa strålning på konstgjord väg. Radiocesium utgör en av huvudprodukterna vid klyvning av uran och plutonium i kärnkraftverk och kärnvapen.

Det är främst två radioaktiva cesiumisotoper som uppmärksammas i miljösammanhang, ^{137}Cs och ^{134}Cs. Dessa båda uppmärksammas på grund av att de snabbt upptas i biologiska system, att de har relativt långa halveringstider samt att de avger både beta- och gammastrålning då de sönderfaller. Den fysikaliska halveringstiden för ^{134}Cs är 2,1 år, ^{137}Cs har en fysikalisk halveringstid på 30,6 år.

^{137}Cs sönderfaller enligt schemat i figur 2. Av en viss mängd ^{137}Cs sönderfaller 6,5 % direkt till stabilt ^{137}Ba och 93,5 % sönderfaller i två steg via den metastabila ^{137}Ba till stabilt ^{137}Ba. Vid det icke-direkta sönderfallet avges betastrålning med en energi på 0,513 MeV. Den metastabila ^{137}Ba har en fysikalisk halveringstid på 2,55 minuter och när den sönderfaller avges gammastrålning med en energi på 0,662 MeV. Storleken på ^{137}Cs-aktiviteten fås genom att bestämma mängden gammastrålning som avges.



Figur 2. Sönderfallsschema för ^{137}Cs (Lederer et al., 1967).

2.4 Deposition av radioaktiva ämnen

Eventuella utsläppskällor för radioaktiva ämnen kan utgöras av kärnvapensprängningar, utsläpp från kärnkraftverk, strålkällor på villovägar och terrorverksamhet.

Vid ett utsläpp av radioaktiva ämnen kan nedfallet ske både som torr- och våtdeposition. När den radioaktiva plymen kommer i kontakt med växter och mark, eller när partiklarna faller till marken av sin egen tyngd sker en torrdeposition. Torrdepositionens effektivitet beror på hur ytan som det radioaktiva molnet möter är beskaffad. Effektiviteten minskar med minskande partikelstorlek.

Våtdepositionen uppkommer då den radioaktiva plymen kommer in i ett område med nederbörd. De radioaktiva ämnena som sitter på små partiklar förs då till marken med nederbörden. Våtdepositionen ökar med ökad nederbörd.

2.5 Kärnkraftverk i Sverige och i världen år 2005

I Sverige finns det tre kärnkraftverk, Forsmark, Oskarshamn, och Ringhals. Sammanlagt har dessa kärnkraftverk tio reaktorer. I oktober 2005 fanns det 442 reaktorer i drift i hela världen, fördelade på 30 länder. Kärnkraften svarar för ungefär hälften av elförsörjningen i Sverige och producerar omkring 70 TWh per år (Forsmark, 2005).

2.6 Tjernobylolyckan

Den 26 april klockan 01.23 lokal tid 1986 förstörde två explosioner reaktor 4 vid kärnkraftverket i Tjernobyl. Olyckan är den allvarligaste som inträffat inom kärnkraftsindustrin och berodde på flera olika saker. En orsak som direkt ledde fram till olyckan var att personalen vid reaktorn begick flera allvarliga misstag i samband med ett försök som utfördes under olycksnatten. Bland annat sattes delar av säkerhetssystemet ur funktion. Dessutom hade reaktorkonstruktionen svagheter och arbetsrutinerna var otillräckliga.

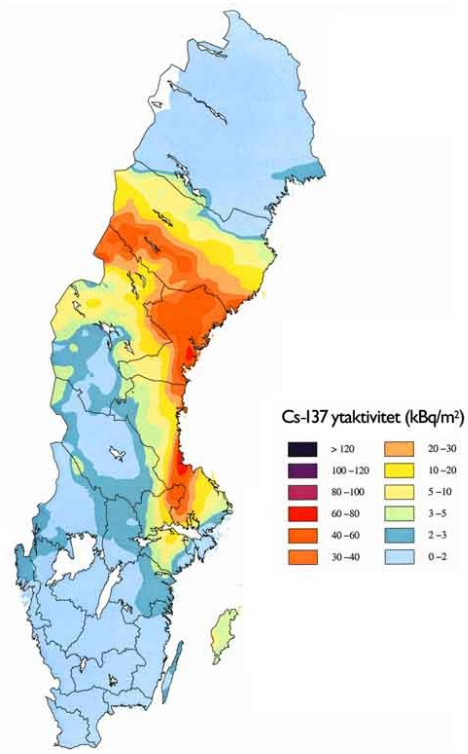
Explosionerna ledde till att taket på reaktorbyggnaden lyftes av och frilade reaktorhärden. Stora mängder av bränslepartiklar, innehållande transuraner och fissionsprodukter, släpptes ut från reaktorhärden. Det innebar att en stor del flyktiga radionuklider så som ädelgaser och jod, men även strontium och cesium frisläpptes till atmosfären. De tyngre partiklarna föll ner till marken i närheten av kraftverket. De höga temperaturerna medförde att de lättare ämnena, bland annat radioaktivt cesium och jod, steg till över 1000 m höjd. Moln av radioaktiva ämnen drev sedan med vinden åt nordväst och spreds över västra Sovjetunionen och Europa.

Ett omfattande utsläpp pågick i 10 dagar och i betydligt mer begränsad omfattning i ytterligare ett par veckors tid. Under denna period ändrades vindriktningen vilket ledde till att radionukliderna spreds över nästan hela Europa. Bara ett par veckor efter utsläppet detekterades radiocesium från Tjernobyl i både Kanada och Japan. Den primära strålningen kom från jod- och cesiumisotoper; under de första veckorna dominerades riskerna av radioaktiva jodisotoper, senare av ^{134}Cs och ^{137}Cs.

I november samma år som olyckan inträffade i Tjernobyl färdigställdes en sarkofag runt den havererade reaktorn. Den konstruerades för att hålla i trettio år, men redan 1993 började den spricka. På sikt måste den ersättas, men fram till dess tätas den provisoriskt.

2.6.1 Konsekvenserna av Tjernobylolyckan i Sverige

Sverige blev ett av de första länderna som upptäckte att det hade inträffat en kärnkraftsolycka i Tjernobyl. Olyckan blev känd i Sverige den 28 april, då konstaterades det en förhöjning av stråldoserna vid Forsmarks kärnkraftverk i norra Uppland. Av det radioaktiva cesium som släpptes ut ur reaktorn vid Tjernobylolyckan föll cirka 5 % ner i Sverige (Moberg, 2001). ^{137}Cs-nedfallet i Sverige efter Tjernobylolyckan beräknas i medeltal vara 10 kBq/m^2 (Hubbard et al., 2003). De svårast drabbade regionerna fick ta emot upp emot 200 kBq/m^2 (Moberg, 2001). Depositionen var störst i de län där det regnade dagarna efter olyckan och de radioaktiva ämnena föll ner i form av våtdeposition. De största nedfallen i Sverige kom i Gävleborgs, Jämtlands, Uppsala, Västerbottens, Västernorrlands och Västmanlands län, se figur 3.



Figur 3. Nedfallet av ^{137}Cs i Sverige efter Tjernobylolyckan baserat på de flygmätningar som utfördes i maj-juni år 1986 (SSI, 2005).

Tjernobylolyckan beräknas i Sverige i medeltal ha lett till en livstidsdos på 0,7 mSv per person, räknat på hela befolkningen (NE, 2005). Med kunskap om stråldoserna till den svenska befolkningen går det att konstatera att hälsoeffekterna till följd av Tjernobylolyckan är mycket små. Det är ytterst osannolikt att någon ökning av cancerfrekvensen i Sverige till följd av Tjernobylolyckan någonsin kommer att kunna observeras.

När nedfallet från Tjernobylolyckan deponerades i Uppsala, Västmanlands och Gävleborgs län hade växtsäsongen precis startat och gräset var bara runt 5 cm högt, på vissa platser låg snön kvar. Det innebar att det mesta av de radioaktiva ämnena inte fastnade i vegetationen,

utan deponerades direkt på marken. Längre norrut var marken snötäckt. När snön smälte skedde en viss transport av de radioaktiva ämnena. Denna vandring ledde till en ojämnare fördelning än i de län som inte var snötäckta vid nedfallet.

I år har det gått 20 år sedan Tjernobylolyckan. I Sverige är det är bara ^{137}Cs som fortfarande har någon betydelse ur strålningssynpunkt. Den största delen av det radiocesium som deponerades efter Tjernobylolyckan är bundet till partiklar i mark och sjösediment och är mer eller mindre orörligt. En liten del är rörligt och kan tas upp av växter och djur.

Inom jordbruket begränsades effekterna av Tjernobylolyckan huvudsakligen till åren 1986-87 för större delen av de drabbade regionerna. Effekterna blev mer långvariga för jordbruksföretag med exempelvis renskötsel eller fåruppfödning. Vissa betesmarker har fortfarande förhöjda halter av ^{137}Cs.

Idag är det särskilt i skogen som upptaget i växter och djur fortfarande är relativt högt. Detta beror bland annat på att skogsmarker oftast är näringsfattiga och har en lerfattig jordart. Det verkar som om skogsekosystemet har den längsta effektiva ekologiska halveringstiden för ^{137}Cs av alla aktuella ekosystem i Sverige. De uppmätta ^{137}Cs-halterna i vilda bär är idag vanligtvis under 1500 Bq/kg, medan de i svamp fortfarande kan vara mycket höga. ^{137}Cs-halterna i älgkött varierar från år till år, men ligger för det mesta under 1500 Bq/kg, även i de områden där nedfallet var högt. (Moberg, 2001)

I insjöar som fick ett stort nedfall uppmäts fortfarande höga halter av ^{137}Cs i fisk. Det gäller framförallt fisk som lever i grunda och näringsfattiga sjöar.

Rennäringen drabbades hårt av nedfallet av radioaktiva ämnen från Tjernobylolyckan. 80 % av slaktdjuren kasserades åren 1986-87 på grund av för höga ^{137}Cs-halter, idag är antalet slaktdjur som kasseras per slaktsäsong nere i mindre än 1 % (Moberg, 2001). Nedgången beror delvis på att koncentrationerna av ^{137}Cs minskar, men främst på grund av åtgärder som till exempel stödutfodring med rent foder före slakt.

2.7 ^{137}Cs-nedfall i jordbruket

2.7.1 Biotillgänglighet i mark

Graden av biotillgänglighet av ^{137}Cs i marken spelar stor roll för hur stor överföringen blir vidare upp i näringskedjan. Naturen skiljer inte mellan radioaktiva ämnen och likartade stabila ämnen, de följer samma vägar. Kemiskt är cesium likt kalium. Omfattningen av Cs^+-upptaget styrs av tillgängligheten av K^+ och kaliumstatusen i marken. Det finns en preferens för kaliumjonen framför cesiumjonen. I ett flertal försök har det visat sig att upptaget av radiocesium minskade vid tillsats av kalium till jorden eller omvänt att upptaget ökade när kaliumhalten i jorden minskade (Rosén, 1991, Forsberg, 2000).

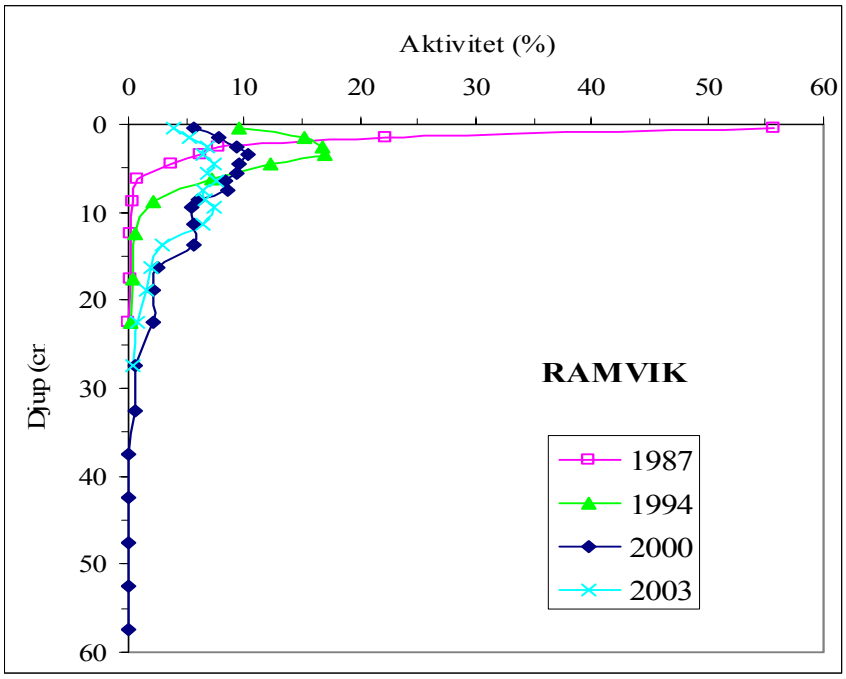
Det finns ett flertal faktorer i marken som påverkar biotillgängligheten av ^{137}Cs. Ofta är växtens upptag av ^{137}Cs lägre på mineraljordar eftersom de har en förmåga att fixera ^{137}Cs och har en bättre kaliumstatus. Jordar med hög mullhalt ger ett högre upptag av ^{137}Cs i växten än mineraljordar på grund av att bindningsstyrkan till organiskt material är svag. Studier som gjordes efter Tjernobylolyckan visade att överföringen av radiocesium till gräs som växte på

lerjordar var jämförelsevis låg och reducerades snabbt, medan överföringen på organiska jordar var högre redan från början och förblev hög i flera år (Rosén, 1996).

2.7.2 Migration i mark

Med migration menas vertikal omfördelning i markprofilen. Nedtransporten av ^{137}Cs sker huvudsakligen i jonform eller i kolloidal form i marklösningen eller med jordpartiklar i marksprickor. Cesiummolekylerna kan i jordbruksmark också omfördelas genom rottransport och genom maskarnas omblandning av jorden. Cesium kan på så sätt även transporteras uppåt i markprofilen.

I ostörd eller ej bearbetad mark som exempelvis naturbetesmarker sker migrationen av ^{137}Cs väldigt långsamt och en övervägande del av ^{137}Cs-nedfallet blir kvar i den översta delen av rotzonen under mycket lång tid. I en studie av migrationen av ^{137}Cs i en mjälajord med permanent betesmark i Ramvik i Västernorrland visade det sig att cirka 90 % av den totala mängden av ^{137}Cs från tjernobylnedfallet fanns i det översta skiktet, 0-10 cm, 17 år efter Tjernobylolyckan, se figur 4 (Rosén, 1999., Jansson, 2004). I plöjd mark omfördelas ^{137}Cs till hela matjordslagret.



Figur 4. Den procentuella fördelningen av ^{137}Cs (%/cm) i Ramvik, 1987-2003 (Jansson, 2004).

2.7.3 Överföring till växter

Växter kan ta upp radionuklider både via bladen och via rötterna. Hur stor andel av det radioaktiva nedfallet som fastnar i vegetationen beror på växternas form, biomassa, ytstruktur, uppfångnings- och kvarhållningsförmåga. Uppfångningen kan variera mellan 10-90 % (Andersson et al., 2002). Om växterna befinner sig i ett sent utvecklingsstadium och deras blad täcker större delen av marken kommer en stor del av nedfallet att fångas upp av vegetationen. Upptag av radioaktiva ämnen via bladen är som störst strax efter depositionen, innan en del av partiklarna faller ner till marken med exempelvis regn eller vind. Efter första

året tas de radioaktiva ämnena huvudsakligen upp via rötterna. Växternas rotupptag av radiocesium beror av flera faktorer; hur jorden brukas, vilken grödas som odlas, lerhalt, mullhalt, jordens kaliumtillstånd samt av vilken gödslingsnivå som tillämpas.

2.7.3.1 Vall

En vall består av två- eller fleråriga baljväxter och gräs i renbestånd eller i olika blandningar och används till slåtter eller bete. Den första vallskörden sker efter en relativt kort och intensiv vegetativ utveckling av grödan. Den andra skörden är i genomsnitt hälften så stor som den första. Antalet skördar som tas per säsong varierar från år till år och är beroende av var i landet som vallfältet finns.

Vid nedfall av radioaktiva ämnen strax innan den första vallskörden kommer en stor del av de radioaktiva ämnena att avlägsnas med skörden. Halten i vallåterväxten blir därför ofta lägre än i den i första skörden. Ett par år efter nedfallet gäller istället att det ofta är högre halter i andra än i första skörden.

2.7.3.2 Bete

Nötkreatur som är äldre än sex månader och som hålls för mjölkproduktion ska enligt djurskyddsbestämmelserna hållas på bete sommartid. Betesperioden ska vara minst 2-4 månader beroende på var i landet djuren befinner sig. (Andersson et al., 2002)

Det finns tre typer av betesmark. Dessa är kulturbete anlagt på åkermark, naturbeten och temporära vallar som efter en första ensilage- eller höskörd upplåtits för betning.

Kvarhållningen av radioaktivt nedfall i gräset efter uppfångning är dynamisk och beroende av betning, tillväxt och av ”falloff”. På kulturbete på åkermark och på naturbeten ligger ofta förra årets förna kvar och dessutom finns det obetade fläckar. Förnan fångar upp och håller kvar ett radioaktivt nedfall. När betesdjuren släpps ut på betet på våren äter de delvis av förnan, vilket kommer att medföra en hög överföring av radioaktiva ämnen till djurprodukterna.

Naturbetesmarker har oftast betydligt lägre näringsstatus än åkerbeten. Vid nedfall av radioaktiva ämnen på naturbetesmarker kan därför växtupptaget av radiocesium bli mycket högre jämfört med på åkerbeten.

2.7.3.3 Spannmål

I Sverige odlas för närvarande fem stråsädesslag; vete, råg, rågvete, korn och havre. Areal- och produktionsmässigt dominerar korn, vete och havre.

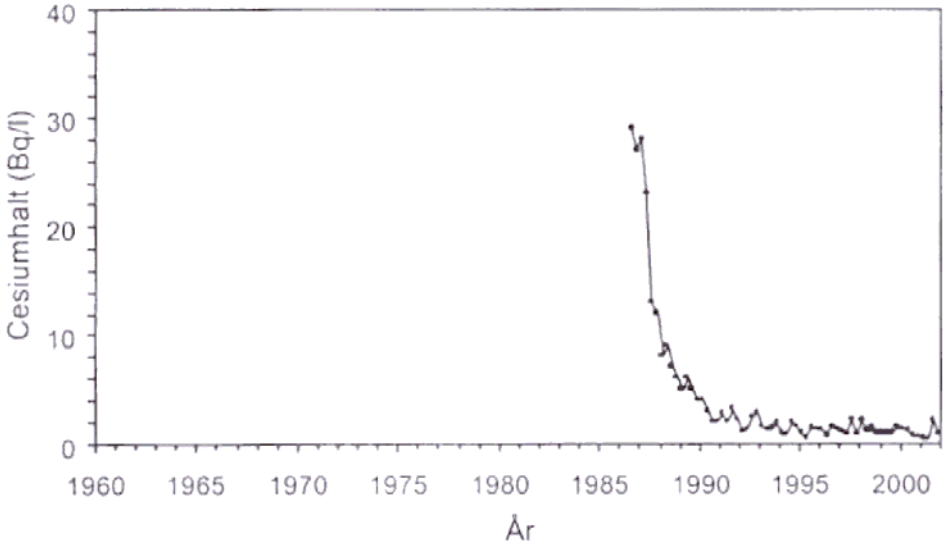
Vid ett nedfall av radioaktiva ämnen strax före skörd blir överföringen till spannmålskärnan relativt stor. De kommande åren, när det huvudsakliga upptaget sker via rötterna, blir halterna väsentligt lägre. Generellt är ^{137}Cs-halten i spannmål tio gånger lägre än i vallgrödor (Rosén, 1996). Kärnprover uppvisar ofta lägre halter jämfört med prover från blad och strån. Detta på grund av att cesium (och kalium) transporteras i löst form och omfördelas i högre utsträckning

till vätskerika blad och strån än till kärnan. Radiocesiumet är relativt jämnt fördelat på skal och kärna, särskilt efter markupptag och efter nedfall tidigt under växtperioden. En god skattning är att kli- och mjölfraktionen vid förmalning erhåller ungefär lika delar av kärnans cesiumförorening.

2.7.4 Överföring till mjölk och kött

Radiocesium i växterna är främsta källan till överföring till husdjuren. Dessa absorberar radiocesiumet i mag-tarmkanalen och det fördelas sedan snabbt ut i kroppen via blodet. Av fodrets totala radiocesiuminnehåll kan djuret ta upp cirka 50-80 %, men det kan variera mycket (Andersson et al., 2002). Jämfört med enkelmagade djur tar idisslare upp en mindre andel av radiocesiumet och har en större utsöndring via avföringen. Den biologiska halveringstiden för ^{137}Cs är för vuxna nötkreaturindivider drygt en månad. Unga och växande djur ansamlar radioaktiva ämnen i högre grad än äldre, men har samtidigt en kortare biologisk halveringstid.

Eftersom korna betar på stora gräsytor blir situationen för mjölken fort kritisk vid ett nedfall av radioaktiva nuklider. Lakterande djur utsöndrar cirka 10 % av det absorberade cesiumet i mjölken (Andersson et al., 2002). Efter ett nedfall av radioaktiva ämnen under betessäsongen kommer betesgräset både att innehålla kortlivade och långlivade radioaktiva isotoper som snabbt når mjölken. Sedan dröjer det bara några dagar innan den producerade mjölken når konsumenterna i butiken. Figur 5 beskriver ^{137}Cs-halten i konsumtionsmjölk i Gävle 1986-2001.



Figur 5. Halten av ^{137}Cs (Bq/l) i konsumtionsmjölk från Gävle, kvartalsvärden 1986-2001 (Hubbard et al., 2003).

Cesium ackumuleras i musklerna i djurkroppen. Vid jämviktstillstånd beräknas att 85 % av kroppens totala innehåll av ^{137}Cs återfinns i muskulaturen. Med jämviktstillstånd avses här det tillstånd då intaget och utflödet av ^{137}Cs är i balans. Vid jämförelse med överföringen av ^{137}Cs till mjölk är halten i nötkött, i Bq/kg, cirka 5-7 gånger högre. Detta gäller då köttdjuren och mjölkkorna betar på samma område och betet utgör det huvudsakliga fodret. (Andersson et al., 2002) I tabell 1 redovisas för gränsvärdena för ^{134}Cs och ^{137}Cs i djurfoder inom EU.

Tabell 1. Gränsvärden för ^{134}Cs och ^{137}Cs i djurfoder i EU (EG-kommissionens förordning (Euroatom) nr 770/90)

Djurfoder	**Max ^{134}Cs- och ^{137}Cs-halt** (Bq/kg ts)
Grisar	1250
Fjäderfä, lamm & kalvar	2500
Övriga	5000

Överföringsfaktorerna F_m (dag/l) och F_f (dag/kg) anger förhållandet mellan halterna i mjölk (Bq/l) respektive kött (Bq/kg) och djurets dagliga intag (Bq/dag). F_m för mjölk är 0,0079 dag/l och F_f för kött är 0,051 dag/kg för nötkreatur (IAEA, 1994).

Andelen konsumerad jord kan påverka cesiumhalten i djuret. Vid betning beräknas jordintaget till 0,5 kg jord per ko och dag. Kon kommer att ta upp olika mängd cesium beroende på vad det är för typ av jord som djuret får i sig. I lerjodar är bindningen till ^{137}Cs så stark att den kan motstå den aggressiva miljön i foderspjälkningssystemet hos idisslare. Följaktligen följer cesiumet med jordmaterialet ut ur kroppen via avföringen. (Alskog, 1992a)

2.7.5 Överföring till livsmedel och människa

En människa får främst i sig radioaktiva ämnen genom att konsumera mjölk, kött, spannmålsprodukter, grönsaker, svamp, bär, renkött, vilt och fisk.

Överföringen av ^{137}Cs via näringskedjan foder-ko-mjölk-människa är speciellt viktig på grund av att de radioaktiva ämnena når människan väldigt fort efter ett nedfall samt att mjölkprodukterna är väldigt viktiga baslivsmedel.
Exempel: Om betet där mjölkkon går och betar innehåller 3300 Bq ^{137}Cs/m^2 kommer mjölken att innehålla 1000 Bq ^{137}Cs/l då blir stråldosen per liter mjölk 0,015 mSv (Andersson et al., 2002).

I näringskedjan foder-nötkreatur-kött-människa är transporten av ^{137}Cs ganska snabb. Halterna av radioaktivt cesium är generellt högre i får och lammkött än i nötkött.
Exempel: Om betet där nötkreaturet går och betar innehåller 500 Bq ^{137}Cs/m^2 kommer nötköttet att innehålla 1250 Bq ^{137}Cs/kg och stråldosen till människan kommer att bli 0,02 mSv/kg kött hon konsumerar (Andersson et al., 2002).

Den lilla överföring av ^{137}Cs till människan som sker idag kommer från produkter från skogen och insjöar. Svamp kan potentiellt vara den produkt som orsakar den största överföringen av ^{137}Cs från skogen till människan.

De svenska gränsvärdena för salufördа livsmedel redovisas i tabell 2.

Tabell 2. Svenska gränsvärden för ^{137}Cs i salufördа livsmedel (SLV, 1987)

300 Bq/kg (baslivsmedel)	**1500 Bq/kg (övriga livsmedel)**
Kött m.m. av tamboskap samt beredningar därav	Kött m.m. från ren och vilt (t.ex. älg och rådjur)
Spannmålsprodukter	Vilda bär
Frukt, utom nötter	Svamp
Köksväxter, utom svamp	Insjöfisk
Mejeriprodukter	Nötter
Barnmat	
Havsfisk	

2.8 Motåtgärder

International Commision on Radiological Protection (ICRP) har utarbetat principer som bör tillämpas vid ett utsläpp av radioaktiva ämnen. Principerna innebär bland annat att åtgärderna som sätts in ska innebära mer nytta än skada, de ska optimeras och om jordbruksarbetet stoppas på grund av hög strålrisk måste strålningsnivån ha reducerats till acceptabel nivå innan några motåtgärder vidtas. För alla ingrepp i pågående växt- och djurdrift måste kostnaden för insatta motåtgärder vägas mot den ekonomiska nyttan. (ICRP, 1990)

Exempel på faktorer som påverkar vilka åtgärder som ska sättas in är bland annat årstiden för utsläppet, grödans utvecklingsgrad, uppfångningsförmåga och kvarhållningsförmåga samt maskinkapaciteten på de olika gårdarna.

2.8.1 Motåtgärder inför ett förväntat radioaktivt nedfall

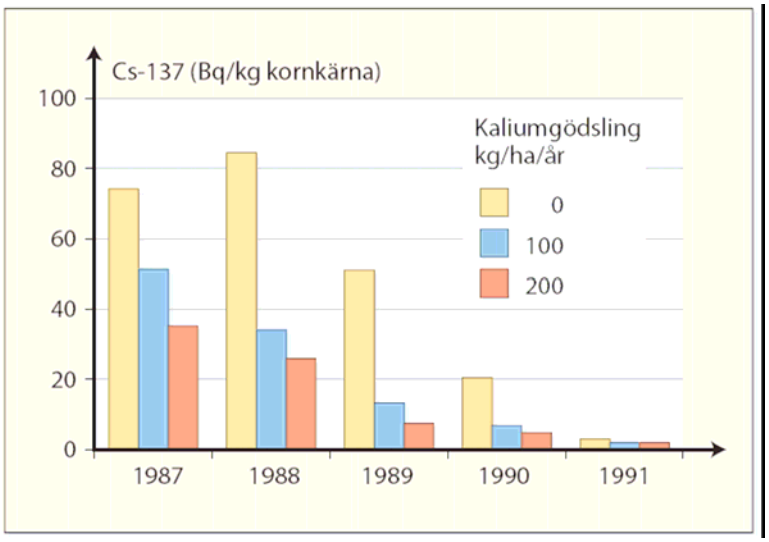
Under en förvarningstid inför ett förväntat nedfall av radioaktiva ämnen kommer bonden att ha mycket kort tid till sitt förfogande, från några timmar till några dagar. Nedan följer några exempel på åtgärder som kan vidtas i en sådan situation:

- Skörd och ensilering av växande fodergrödor.
- Tidigareläggning av stråsädesskörden med ett par dagar för att undvika en eventuell kontaminering av radioaktiva ämnen.
- Övertäckning av skördade produkter som förvaras utomhus och små arealer med värdefulla grödor.
- Installning av utegående djur, framförallt mjölkkor

2.8.2 Motåtgärder efter ett radioaktivt nedfall

Provtagning och bestämning av nuklidhalter i växande grödor blir ofta nödvändig före val av motåtgärd och när denna ska sättas in. Nedan följer några exempel på åtgärder som kan vidtas efter ett radioaktivt nedfall:

- Plöjning av kontaminerad mark: Nedfallsnuklidernas växttillgänglighet minskar då de blandas in i en större jordvolym. För radiocesium innebär detta en ökad fixering till mineralpartiklarna i marken.
- Avslagning och kassering av grödan.
- Kaliumgödling och kalkning: Kaliumgödslingen ger en minskad växttillgänglighet av radiocesium och därmed ett minskat växtupptag, se exempel i figur 6. Kalkningen ger en minskad växtillgänglighet av radiostrontium. Effekten av dessa båda motåtgärder beror på jordarten samt på kalium- och kalciumstatusen i marken.



Figur 6. Effekt av kaliumgödsling på cesiumupptag i korn, 1987-1991 (Andersson et al., 2002).

- Lagring av skördad gröda: Kan främst användas för radionuklider med en kort halveringstid som till exempel jod-131 som har en halveringstid på 8 dagar.
- Senareläggning av skörden: De radioaktiva ämnena späds ut genom tillväxt och en del kan tvättas av via nederbörd.
- Förändrade skördemetoder: Skörda vallen med en hög stubb, 12-15 cm.
- Hålla djuren installade och utfodra med rent foder.
- Saneringsutfodring av djuren: Cesiumbindande preparat som till exempel lermineraler eller berlinerblått några veckor-månader före slakt.
- Eventuell kassering av mjölken.

2.8.3 Motåtgärder under efterföljande odlingssäsonger

När det första året efter nedfallet har passerat kommer det huvudsakliga växtupptaget av de radioaktiva nukliderna att ske via rötterna. Åtgärderna som sätts in under de efterföljande odlingssäsongerna ska främst leda till ett minskat rotupptag. Nedan följer några exempel på åtgärder som kan vidtas under efterföljande odlingssäsonger efter ett radioaktivt nedfall:

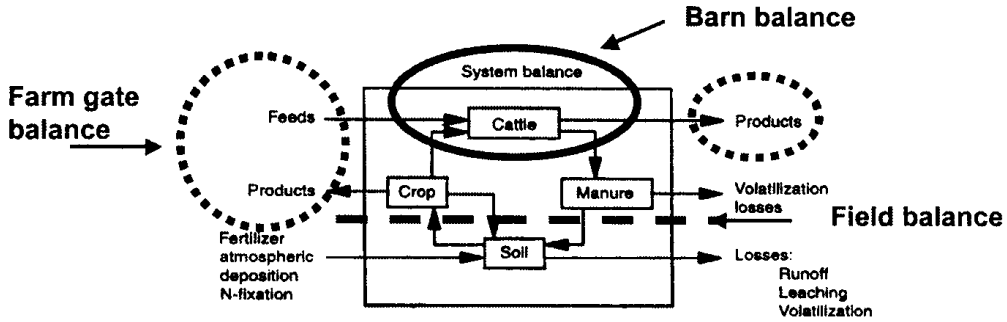
- Plöjning av kontaminerad mark.
- Kaliumgödsling och kalkning.
- Sanering: Transportera bort förorenad jord från åkermark.
- Ta marker ur drift.

2.9 Växtnäringsbalanser

Genom att göra beräkningar av växtnäringsbalanser är det möjligt att dra slutsatser om eventuella obalanser mellan växtnäringsämnen som går in i systemet och växtnäringsämnen som går ut ur systemet. Systemet är ett jordbrukssystem på gårds-, stall- eller fältnivå. När växtnäringsbalansen är positiv innebär det att mängden av näringsämnet kan öka i marken, och/eller potentiellt försvinna från systemet till luften eller till ytavrinning eller till grundvattnet.

Generellt definieras en växtnäringsbalans enligt (Bengtsson, 2005):
∑ Inflödet av näringsämnet - ∑ Utflödet av näringsämnet = Förändring i totala mängden av näringsämnet som lagras i/potentiellt försvinner från systemet

Det finns flera olika massflödesbalanser, bland annat grindbalanser, stallbalanser och fältbalanser. Grindbalansen inkluderar flödena in och ut från gården, inte de inre flödena på gården. Den ger en bra första indikation på en eventuell näringsobalans på gårdsnivå. I stallbalansen studeras balansen mellan foder-djur-gödsel/djurprodukter. Stallbalansen kan visa förhållandet mellan näringsämnet i egenproducerade och inköpta foderprodukter. Fältbalanser beskriver inflödet och utflödet av näringsämnet från ett specifikt fält. De inkluderar exempelvis atmosfärisk deposition, biologisk kvävefixering och läckage, vilka kan vara svåra att kvantifiera. Figur 7 beskriver näringsflödet på en mjölkgård och visar vilken del av systemet som grind-, stall- och fältbalanserna beskriver.



Figur 7. Schematisk illustration av näringsflödet på en mjölkgård samt näringsbalanser på tre olika nivåer (Bengtsson, 2005).

Genom att kombinera de ovan nämnda balanserna är det möjligt att identifiera sänkor och källor i jordbrukssystemet på gården. Detta skulle inte vara möjligt om det endast görs beräkningar på en av de tre olika balanserna. I jordbrukssystem med djurproduktion finns det en stor inre cirkulation av näringsämnen inom systemet. Ofta saknas information om de verkliga flödena i ett system och vanligt är att schablonmässiga värden används på innehåll i de olika produkter som flödar in och ut. Det medför att stora skillnader kan noteras beroende på vilka antaganden som görs. Balanserna är trots detta ett bra redskap i diskussionen kring graden av uthållighet i olika system (Myrbeck, 1999). Främst har växtnäringsbalanser gjorts för makronäringsämnena N, P och K. Men växtnäringsbalanser har även visat sig vara användbara vid studier av förorenad mark.

3 Material och Metoder - Specialgårdarna

Från 1986 till 2003 har SLU gjort återkommande provtagningar på åkermark och betesmark på utvalda gårdar i Uppsala (C), Västmanlands (U) och Gävleborgs (X) län (Rosén, 1996., Carlsson, 2004). Provtagningarna i denna studie är en uppföljning av tidigare års mätningar. Provtagningen skedde vid två tillfällen under växtsäsongen 2005, dels före första vallskörden i början av sommaren och dels före spannmålsskörden respektive andra vallskörden i mitten av augusti.

3.1 Provtagning och beskrivning av provplatserna

För lokaliseringen av provtagningsplatserna användes kartor, vägbeskrivningar och tidigare fastställda GPS-positioner. Provtagningen ägde rum på samma provtagningsfält och ungefär på samma yta som provtagits tidigare år. Provtagningsplatsen låg minst 100 m från byggnader eller skogsmark, för att få ett representativt värde för depositionen av ^{137}Cs. Storleken på den provtagna ytan varierade mellan 0,25-1 m^2 beroende på hur mycket grönmassa som fanns på provtagningsplatsen. En metallram med en yta på 0,25 m^2 användes för att mäta storleken på den provtagna ytan. Metallramen kastades slumpmässigt ut på provtagningsplatsen. För att standardisera proverna, efterlikna normal slåtter och undvika kontaminering av jord klipptes växtmaterialet till en stubbhöjd av 5 cm. Växtmaterialet samlades sedan in i plastpåsar. Huvudsakligen provtogs vall och bete, övriga grödor som provtogs var korn, vete och ärtor.

Totalt togs prover på 34 platser, se tabell 3. Drygt hälften av proven var vallprover, drygt två femtedelar var betesprover och endast ett fåtal av proverna var spannmåls- och baljväxtprover. Alla vallfält utom ett fält provtogs vid två tillfällen. Det vallfält som endast provtogs vid ett tillfälle var provtagningsplats U501, där var grödan nerplöjd vid andra provtagningstillfället. Betena provtogs vid två tillfällen, förutom provtagningsplats Djurö. Samtliga spannmålsfält provtogs enbart vid ett tillfälle, provtagningen ägde rum strax före skörden. På provtagningsplats X2 fanns det mycket få kornplantor på fältet. Provet från X2 tröskades därför inte utan hela plantan maldes ner.

Tabell 3. Fördelningen av grödor i X-, U- och C-län

Gröda	Antal fält i X-län	Antal fält i U- och C-län	Totalt antal
Vall	11	5	16
Betesgräs	5	7	12
Spannmål	1	4	5
Ärt	-	1	1

3.1.1 Texturanalys av jordarna

Jordarten har klassificerats på 23 av de 34 provtagningsplatserna enligt det klassificeringssystem som tagits fram av jordbruksdepartementet, USDA, i USA. Genom partikelanalys togs procenten av sand, clay och silt fram, därefter bestämdes vilken texturklass som jorden tillhörde med hjälp av en så kallad texturtriangel, se figur 8. Tabell 4 visar partikelgränserna för sand, silt och clay.

Tabell 4. Storleksgränserna i diameter (mm) för sand, silt och clay i USDAs klassifikationssystem för jordart (University of Florida, 2005)

Mineralpartiklar	**Diameter** (mm)
Sand	2,00 – 0,05
Silt	0,05 – 0,002
Clay	< 0,002

Figur 8. De nio större texturklasserna i en jordarttriangel enligt USDAs klassifikationssystem (University of Florida, 2005).

Det är huvudsakligen jordarna på gårdarna i X-län som har analyserats, i U- och C-län har endast 7 av 17 jordar analyserats, se tabell 6 och 7. Av de analyserade jordarna i X-län är mer än hälften av jordarna mulljordar (peat). I övriga jordar är sand den dominerande kornstorleksfraktionen, endast en jord innehåller mer än 20 % ler. Av de jordar som har analyserats i U- och C-län är det en mulljord (peat), en jord är en sandy loam, de övriga 5 jordarna innehåller mer än 20 % ler.

3.1.2 Markegenskaper

De markkemiska och markfysikaliska värdena för jordarna i X-län visas i tabell 6 och för jordarna i U- och C-län i tabell 7. Samtliga värden är hämtade från tidigare studier (Rosén, 1999., Carlsson, 2004).

Mullhalten bestämdes genom glödningsförlust varvid allt organiskt material oxiderades till koldioxid och vatten. Halten organiskt material antogs motsvara viktförlusten vid glödningen av jorden. Mullhalten varierade mellan 5 och 73 % i X-län och mellan 4,8 och 39 % i U- och C-län.

De uppmätta pH-värdena på jordarna låg mellan 5 och 7, värden som ungefär motsvarar nivån för åkerjordar i Sverige. Rekommenderade pH-värden på lerjordar är 6,1-6,5 och 5,9-6,3 på lättare mojordar och sandjordar.

Vid analysen av jordens fosfor- och kaliumtillstånd användes AL-lösning (ammoniumacetat-laktat) för att bestämma halten lättlösligt fosfor, P_{AL}, och kalium, K_{AL}. Åkerjordar bör normalt ligga i klass III (se tabell 5) för lättlösligt fosfor och kalium. Efter ett nedfall av radioaktiva ämnen är det lämpligt att eftersträva klass IV för båda näringsämnena. För X-län varierar K_{AL} mellan klass II och V medan P_{AL} varierar mellan klass I och IV. För U- och C-län varierar K_{AL} mellan klass III och V och för P_{AL} finns inga uppmätta värden.

HCl (saltsyra) användes för att bestämma jordarnas förråd av fosfor, P_{HCl}, och kalium, K_{HCl}. Förrådet av ett näringsämne binds hårdare och mobiliseras långsammare än AL-fraktionen. K_{HCl}-värdet är beroende av lerhalten och har betydelse för jordens leveransförmåga av kalium. Det varierar mellan klass 1 och 5. P_{HCl}-värden på jordarna är ej uppmätt.

Nedfallet av ^{137}Cs efter Tjernobylolyckan på specialgårdarna låg mellan 1,6 och 203 kBq/m^2 och var högst i X-län. Medeldepositionen på specialgårdarna var 89,9 kBq/m^2.

Tabell 5. P-AL, K-AL och K-HCl klasser (SJV, 2004)

Lättlösligt fosfor, P-AL		**Lättlösligt kalium, K-AL**		**Förrådskalium, K-HCl**	
Klass	mg P/100 g jord	**Klass**	mg K/100 g jord	**Klass**	mg P/100 g jord
I	< 2,0	I	< 4,0	1	< 50
II	2,1 - 4,0	II	4,1 -8,0	2	51 - 100
III	4,1 - 8,0	III	8,1 - 16,0	3	101 - 200
IV	8,1 – 16,0	IV	16,1 - 32,0	4	201 - 400
V	> 16,0	V	> 32,0	5	> 400

Tabell 6. Markegenskaper för jordarna på de olika provtagningsplatserna i X-län; jordart, volymvikt, halten organiskt material, pH, kemiska egenskaper och depositionen (Rosén et al., 1999)

Provtagnings-plats	**Jordart**	**Volym-vikt**	**Org. mat.** (%)	**pH H_2O**	**Ca_{AL}**	**K_{AL} (klass)**	**P_{AL} (klass)**	**K_{HCl} (klass)**	**Dep. ^{137}Cs 1986** (kBq/m^2)
					mg/100 g jord				
X1	Loamy sand	0,61	13	5,0	59	7,1 (II)	10 (IV)	33 (1)	203
X2	Peat	0,58	37	6,7	432	8,7 (III)	0,3 (I)	59 (2)	155
X3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
X4A	Peat	0,28	50	5,9	275	19,3 (IV)	0,1 (I)	49 (1)	53
X4B	Peat	0,35	67	5,0	141	19,7 (IV)	0,1 (I)	47 (1)	49
X5-6	Peat	0,56	45	5,5	372	27,0 (IV)	3,2 (II)	137 (3)	72
X7A	Peat	0,38	53	5,6	338	37,2 (V)	0,9 (I)	125 (3)	97
X7B	Peat	0,45	73	6,0	322	26,9 (IV)	4,7 (III)	40 (1)	25
X8A	Sandy loam	0,83	15	6,4	238	12,1 (III)	0,1 (I)	145 (3)	131
X8B	Peat	0,32	56	6,3	648	27,4 (IV)	6,3 (III)	38 (1)	71
X9B	Peat	0,40	77	6,2	584	31,5 (IV)	1,4 (I)	56 (2)	165
X11	Sand	1,10	5	6,5	77	6,1 (II)	1,0 (I)	163 (3)	190
X12A	Peat	0,42	57	6,3	397	25,3 (IV)	1,5 (I)	39 (1)	95
X14	Sandy clay loam	0,87	11	5,8	314	20,6 (IV)	11,8 (IV)	129 (3)	157
X15A	Sandy clay loam	0,86	11	6,2	191	5,0 (II)	2,3 (II)	319 (4)	179
X15D	Sandy loam	0,63	12	5,3	146	6,9 (II)	2,0 (II)	126 (3)	149
X18	Peat	0,28	58	5,5	236	22,9 (IV)	0,1 (I)	98 (2)	83

Tabell 7. Markegenskaper för jordarna på de olika provtagningsplatserna i U- och C-län; jordart, volymvikt, halten organiskt material, pH, kemiska egenskaper och depositionen (Carlsson, 2004)

Provtagnings-plats	Jordart	Volym-vikt	Org. mat. (%)	pH H_2O	Ca_{AL}	K_{AL} (klass)	P_{AL} (klass)	K_{HCl} (klass)	Dep. ^{137}Cs 1986 (kBq/m^2)
					mg/100 g jord				
U2 bete	-	-	-	-	-	-	-	-	52
U2 åker	-	-	-	6,0	152	27,0 (IV)	-	165,5 (3)	63
U3	-	-	-	6,1	185,6	16,0 (III)	-	191,0 (3)	77
U4	-	1,2	7,5	5,8	83,6	14,6 (III)	-	78,5 (2)	60
U11 åker	Clay loam	-	-	-	-	-	-	-	61
U11 Skogsvallen	Clay loam	1,4	5,7	6,2	245,6	23,1 (IV)	-	424,0 (5)	93
U118	-	-	-	-	-	-	-	-	35
U501	-	-	-	-	-	-	-	-	-
U703	-	1,0	7,7	6,1	142	44,8 (V)	-	235,0 (4)	23
C14	-	1,1	11,1	6,3	266,4	11,5 (III)	-	172,0 (3)	70
C117	Sandy loam	1,0	13,2	6,6	306	27,9 (IV)	-	131,5 (3)	36
C119	Clay	1,1	8,6	7,0	358,4	46,7 (V)	-	602,0 (5)	52
C709	Clay	1,0	4,8	6,2	314	23,0 (IV)	-	442,0 (5)	34
C711	Peat	0,5	39,0	5,8	745,2	9,1 (III)	-	88,1 (2)	98
C818	-	-	11,1	6,2	330	302,0 (V)	-	52,0 (2)	69
C-Ingstarbo	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Djurö	Clay loam	0,8	-	6,3	483	27,0 (IV)	-	436,0 (5)	1,6

3.1.3 Beskrivning av jordbruket i X-, U- och C-län

Tabell 8 beskriver fördelningen av grödor i de olika länen år 2004, i X-län utgör vallarealen mer än halva åkerarealen. I U- och C-län är motsvarande siffror 17 respektive 23 %. Arealen spannmål är ungefär 20 % högre i U- och C-län än i X-län. Åkerarealen i antal hektar är störst i C-län, något mindre i U-län och minst i X-län. Samma förhållande gäller för storleken på betesmarken, se tabell 9. Antalet nötkreatur är ungefär lika många i C- och X-län och drygt hälften av detta i U-län. Antalet företag med åkermark är ungefär jämnt fördelat mellan de olika länen.

Tabell 8. Arealen åkermark samt åkerarealens användning i procent för C-, U- och X-län samt för Sverige totalt år 2004 (SJV, 2005a)

Län	Åkermark	Åkerarealens användning (%)			
	(ha)	Spannmål	Vall	Träda	Övrigt
Uppsala (C)	149 264	54	23	13	10
Västmanlands (U)	122 687	56	17	18	9
Gävleborgs (X)	68 724	32	56	7	5
Sverige totalt	2 660 643	42	37	10	11

Tabell 9. Arealen betesmark, antal djur och företag med åkermark i C-, U- och X-län samt för Sverige totalt år 2005 (SJV, 2005a)

Län	Betesmark	Antal djur			Antal företag med åkermark
	(ha)	Nötkreatur	Får	Slaktsvin	
Uppsala (C)	21 521	47 551	15 390	24 822	2528
Västmanlands (U)	10 531	25 742	9856	33 892	2094
Gävleborgs (X)	6724	42 793	12 783	8 521	2414
Sverige totalt	523 378	1 628 464	465 561	1 094 537	65 801

3.1.4 Klimat- och väderdata

Årsmedelvärden för temperatur och nederbörd under perioden 1961-1990 kan ses i tabell 10. Värdena är hämtade från meterologiska stationer som låg i närheten av provtagningsplatserna. I Tärnsjö fanns endast nederbördsdata att tillgå och ingen annan lämplig mätstation låg i närheten av provtagningsplatserna.

Det fanns inga större skillnader i medeltemperaturen mellan de olika mätstationerna under perioden 1961-1990. Den lägsta totala årliga medelnederbörden återfanns i Tärnsjö i U-län och den högsta föll i Untra i X-län. Medeltemperaturen och medelnederbörden per månad under perioden 1961-1990 finns beskrivna i Bilaga 5.

Tabell 10. Årsmedelvärden för temperatur och nederbörd under perioden 1961-1990 vid SMHIs-mätstationer i de provtagna länen (SMHI, 1991)

	Untra (X-län)	Gävle (X-län)	Tärnsjö (U-län)	Uppsala flygfält (C-län)
Årlig medeltemperatur (^{o}C) 1961-1990	5,0	5,2	-	5,3
Årens totala medelnederbörd (mm) 1961-1990	635	617	566	563

I tabell 11 redovisas medelnederbörden per månad år 2005 och årets totala nederbörd. Medeltemperatur per månad år 2005 och årets totala medeltemperatur finns redovisade i tabell 12.

Tabell 11. Månadsmedelvärde och årsmedelvärde för nederbörd år 2005 vid SMHIs-mätstationer i de provtagna länen (SMHI, 2005., SMHI, 2006)

Månad	Gävle-Åbyggeby (X-län)	Films kyrkby (C-län)	Uppsala (C-län)
Januari	31	58	48
Februari	48	52	45
Mars	23	21	13
April	9	24	10
Maj	46	57	56
Juni	112	59	82
Juli	75	83	101
Augusti	113	71	89
September	14	14	13
Oktober	55	46	36
November	33	45	38
December	50	51	39
Årets totala	609	581	570

Tabell 12. Medeltemperatur (°C) per månad år 2005 vid SMHIs-mätstationer i de provtagna länen (SMHI, 2005., SMHI, 2006)

Månad	Gävle-Åbyggeby (X-län)	Films kyrkby (C-län)	Uppsala (C-län)
Januari	0,1	-0,1	0,7
Februari	-3,0	-2,8	-2,4
Mars	-3,7	-4,2	-2,8
April	5,0	5,3	6,3
Maj	9,3	9,5	10,5
Juni	13,2	13,4	14,3
Juli	17,2	17,5	18,5
Augusti	15,3	15,1	16,1
September	12,0	11,9	13,0
Oktober	6,6	7,2	8,1
November	3,5	3,3	3,9
December	-1,5	-1,7	-1,0
Medel	6,2	6,2	7,1

3.2 Provberedning och aktivitetsmätning av prover

De insamlade växtproverna torkades vid 40-60°C i cirka en vecka. När proven var torra bestämdes torrvikten för varje prov. Gräs- och ärtproven maldes och såldes i en 2 mm såll. Spannmålskärnorna tröskades och rensades. Det bearbetade växtmaterialet vägdes sedan in i burkar med en volym på 180 respektive 330 ml, vilka fylldes helt.

En halvledardetektor av germaniumtyp vid Institutionen för markvetenskap vid SLU i Uppsala användes för att mäta ^{137}Cs- och ^{40}K-aktiviteten i proverna. Mättiden berodde på aktiviteten i provet, ju lägre aktivitet desto längre tid eftersom mätningen annars blir osäker. Mätningen av varje prov pågick tills den av detektorn angivna felprocenten understeg 5 %, eller i maximalt 24 timmar.

3.3 Beräkningar

3.3.1 Överföringsfaktorn, TF_g

Överföringen av radioaktiva ämnen från ett led till ett annat led i näringskedjan kan uttryckas med överföringsfaktorer. Dessa används för att visa hur överföringen mellan mark och växt varierar mellan prov som är tagna vid olika tidpunkter och från olika platser med olika deponering av ett radioaktivt ämne. TF_g beskriver överföringen från mark till växtprodukter. För att det ska gå att beräkna överföringsfaktorn, TF_g, måste aktivitetskoncentrationen i provet och markdepositionen vara kända.

$$TF_g = \frac{\text{Aktivitetskoncentrationen i växt (Bq/kg ts)}}{\text{Markdepositionen (Bq/m}^2\text{)}}$$

Enheten för TF_g är m^2/kg ts. TF_g är oberoende av depositionens storlek och kommer därför enbart att påverkas av miljöbetingade faktorer (Rosén, 1996).

TF_g kunde beräknades på 31 av de 34 provtagningsplatserna.

4 Resultat - Specialgårdarna

4.1 Provtagningarna 2005

En sammanfattning av resultaten från mätningarna 2005 finns beskrivna i tabell 13. Alla mätresultat från 2005 års mätningar finns redovisade i Bilaga 1-3. De högsta medelvärdena av ^{137}Cs-halten och överföringsfaktorn, TF_g, uppmättes i vallen och var något lägre i betet. Den högsta ^{137}Cs-halten uppmättes i ett av betesproven och den högsta överföringsfaktorn beräknades i ett av vallproven. I spannmåls- och baljväxtproverna var alla ^{137}Cs-halter och TF_g låga.

Tabell 13. Antalet prover, medelvärden och spridningen för ^{137}Cs-halten och TF_g för vall, bete, spannmål, baljväxter och totalt i U-, C- och X-län år 2005

Gröda	**Prov-antal**	**Procentuell fördelning** (%)	**Medel ^{137}Cs-halt** (Bq/kg ts)	**Spridning ^{137}Cs-halt** (Bq/kg ts)	**Medel TF_g** ($(m^2/kg\ ts)*10^{-3}$)	**Spridning TF_g** ($(m^2/kg\ ts)*10^{-3}$)
Vall	31	51	229	0-1563	2,14	0-16,11
Bete	23	38	215	0-1773	2,08	0-11,90
Spannmål	5	8	0,3	0-1	0,01	0-0,02
Baljväxter	2	3	0	-	0	-
Totalt	61	-	-	-	-	-
Medel	-	-	197,4	-	1,94	-

I tabell 14 görs en jämförelse mellan medelvärdena för ^{137}Cs-halten i skörd 1 och skörd 2 för bete och vall 2005. Den uppmätta ^{137}Cs-halten var nästan dubbelt så hög i skörd 2 än i skörd 1 i betesproverna. Skillnaden mellan ^{137}Cs-halterna i vallproverna i skörd 1 och skörd 2 var inte särskilt stor, men var något högre i skörd 1.

Tabell 14. Medelvärden för ^{137}Cs-halten vid skörd 1 och skörd 2 för bete och vall i U-, C- och X-län år 2005

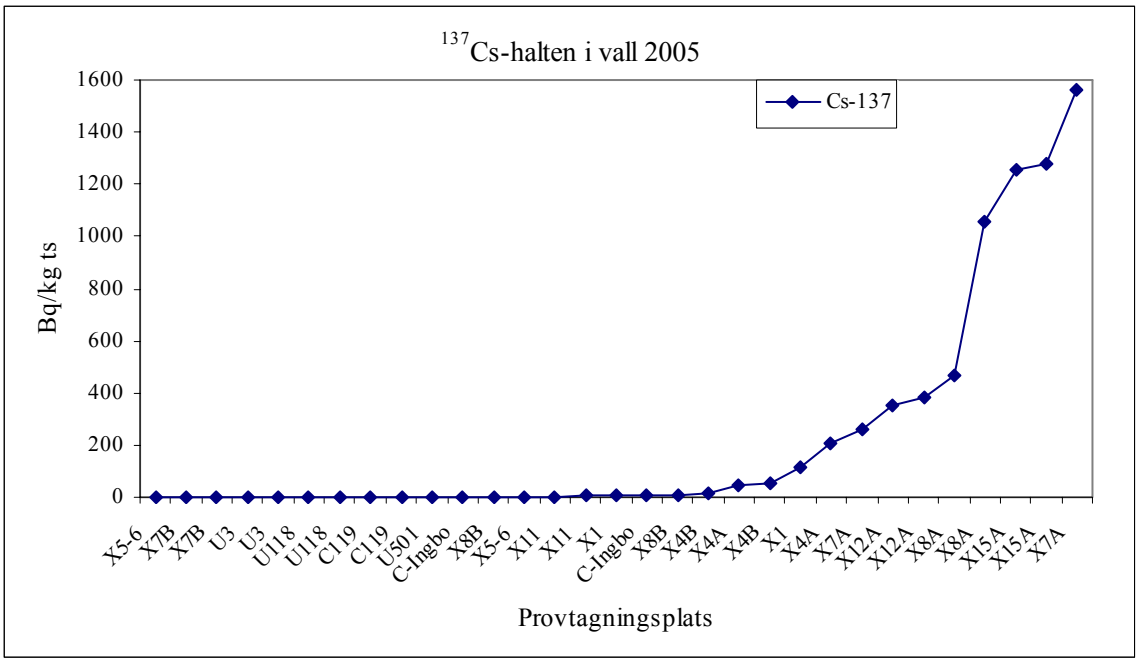
Gröda	**Antal**	**Medel ^{137}Cs-halt skörd 1** (Bq/kg ts)	**Antal**	**Medel ^{137}Cs-halt skörd 2** (Bq/kg ts)
Vall	16	243	15	214
Bete	12	153	11	283

4.1.1 Variation i grödornas ^{137}Cs-halt mellan olika provplatser 2005

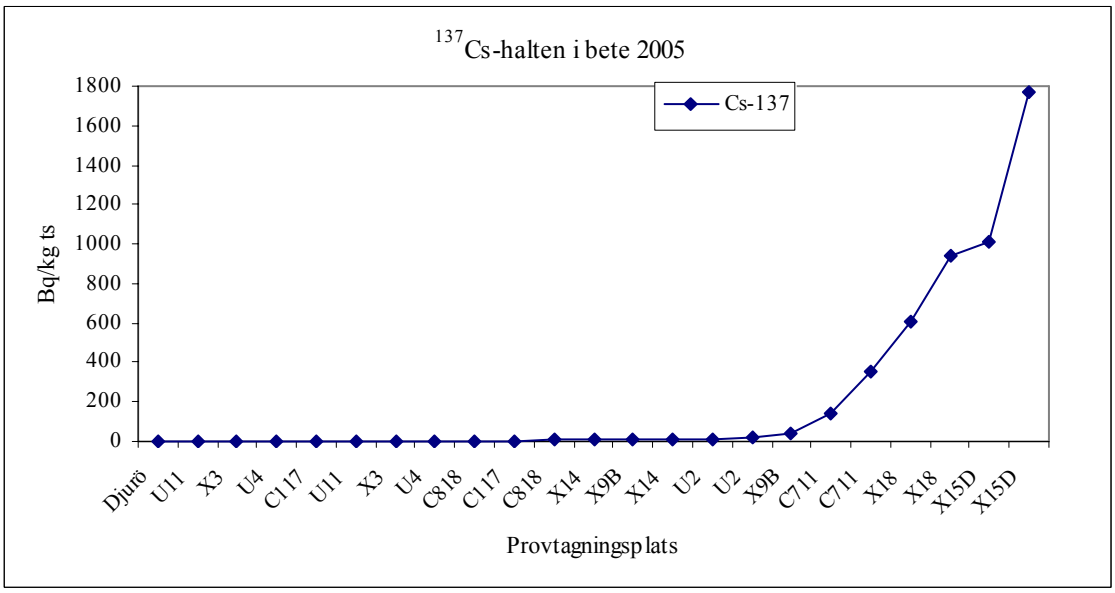
Variationen var stor i vallprovernas ^{137}Cs-halter 2005 med en lägsta halt på 0 Bq/kg ts och en högsta halt på 1563 Bq/kg ts (figur 9). ^{137}Cs-halten var under 10 Bq/kg ts hos 17 av de 31 vallproverna. Fyra av värdena skiljde ut sig och var betydligt högre än de övriga värdena. Dessa fyra värden var alla över 1000 Bq/kg ts.

Även i betesproverna varierade ^{137}Cs-halterna mycket mellan de olika proven 2005 (figur 10). Det lägsta värdet var 0 Bq/kg ts och det högsta värdet var 1773 Bq/kg ts. I 15 av de 23 proverna var ^{137}Cs-halten under 10 Bq/kg ts. Fyra av värdena skiljde ut sig från övriga värden.

Variationen på ^{137}Cs-halten var större i vallen än i betet 2005. Det togs åtta fler vallprover än betesprover. De högsta värdena för både betes- och vallproverna uppmättes på samma gård; på provtagningsplats X15D respektive X15A.



Figur 9. ^{137}Cs-halten i vall 2005 i U-, C- och X-län vid första och andra skörd.



Figur 10. ^{137}Cs-halten i bete 2005 i U-, C- och X-län vid första och andra skörd.

De uppmätta ^{137}Cs-halterna i spannmåls- och baljväxtproverna redovisas ej i diagram på grund av antalet prover var för få och ^{137}Cs-halterna var för låga.

4.2 Resultaten från provtagningarna 1986-2005

Från år 1986 och fram till 2005 togs totalt 376 prover i U-, C- och X-län se tabell 15. Värdena från 1986-2004 är hämtade från Rosén et al. (1996) och Carlsson (2004). Åren 1986-1994, 2003 och 2005 togs det relativt många prov, medan det togs få eller inga prov under åren 1995-2002 och 2004. Medelvärdena för ^{137}Cs-halten och överföringsfaktorn, TF_g, var högre i betesproverna än i vallproverna. Både spannmåls- och baljväxtproverna hade betydligt lägre ^{137}Cs-halter.

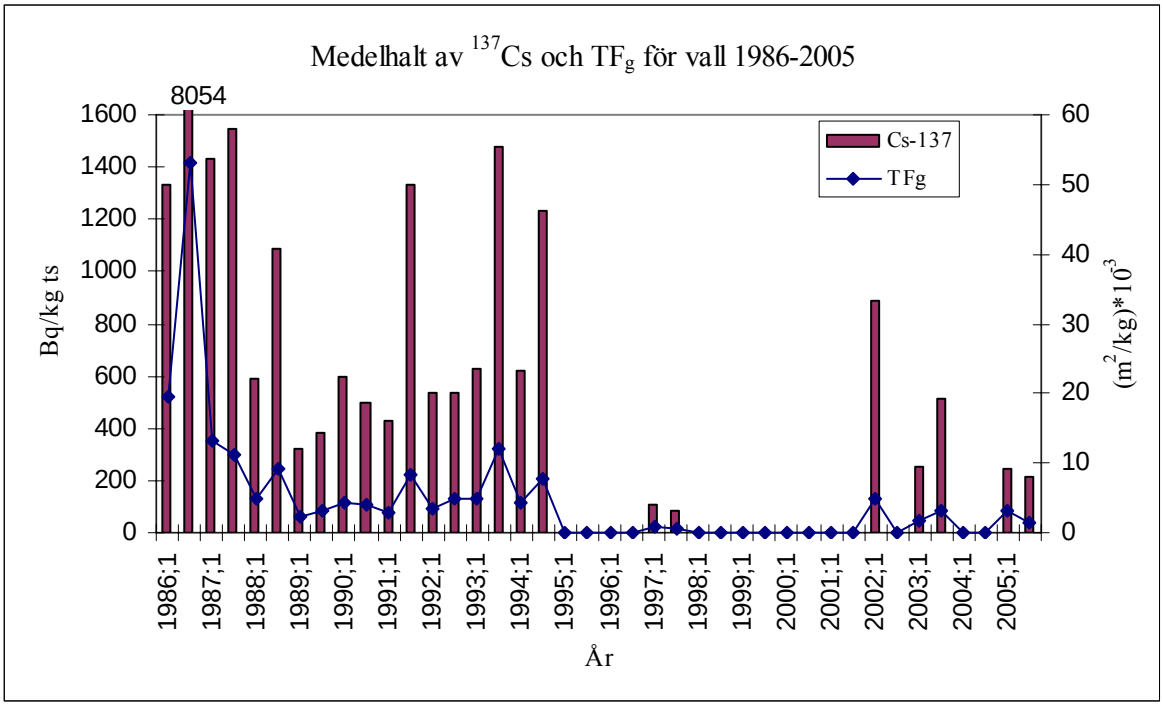
Tabell 15. Antal provtagningar av vall, bete, spannmål och baljväxter, den procentuella fördelningen mellan grödorna, medel ^{137}Cs- halt och medel TF_g i U-, C- och X-län 1986-2005

Gröda	Antal prover	Procentuell fördelning (%)	Medel ^{137}Cs-halt (Bq/kg ts)	Medel TF_g ($(m^2/kg)*10^{-3}$)
Vall	224	60	1208	9,2
Bete	121	32	1488	13,9
Spannmål	26	7	20	0,3
Baljväxter	5	1	221	3,0
Summa	376	100		

4.2.1 Vall- och betesproverna 1986-2005

Det skedde en markant minskning av ^{137}Cs-halterna och överföringsfaktorn i vallproverna under perioden 1986-2005 (figur 11 och tabell 16). De två första åren efter Tjernobylolyckan uppmättes de högsta ^{137}Cs-halterna, medelvärdet var 3344 Bq/kg ts och den högsta överföringen från mark till vallgröda, medelvärdet för TF_g var 25,02 $(m^2/kg)*10^{-3}$. Mellan andra och tredje året sjönk ^{137}Cs-halterna kraftigt för att sedan anta en långsamt avtagande trend. Både medelvärdet för ^{137}Cs-halten, 562 Bq/kg ts, och överföringsfaktorn, 4,31 $(m^2/kg)*10^{-3}$, var cirka 6 gånger lägre 1988-2005 jämfört med 1986-1987.

Provtagningsplats X15A se tabell 6 skiljde sig från de övriga provtagningsplatserna. Den uppmätta ^{137}Cs-halten bibehölls på en relativt hög nivå över tiden jämfört med halterna på de övriga vallprovtagningsplatserna. Exempelvis vid provtagningstillfälle 1991;2, 1994;2 och 2002;1 bidrog de höga ^{137}Cs-halterna på provtagningsplats X15A till att det totala medelvärdet för det provtagningstillfället blev högre än vid provtagningstillfällena före och efter.



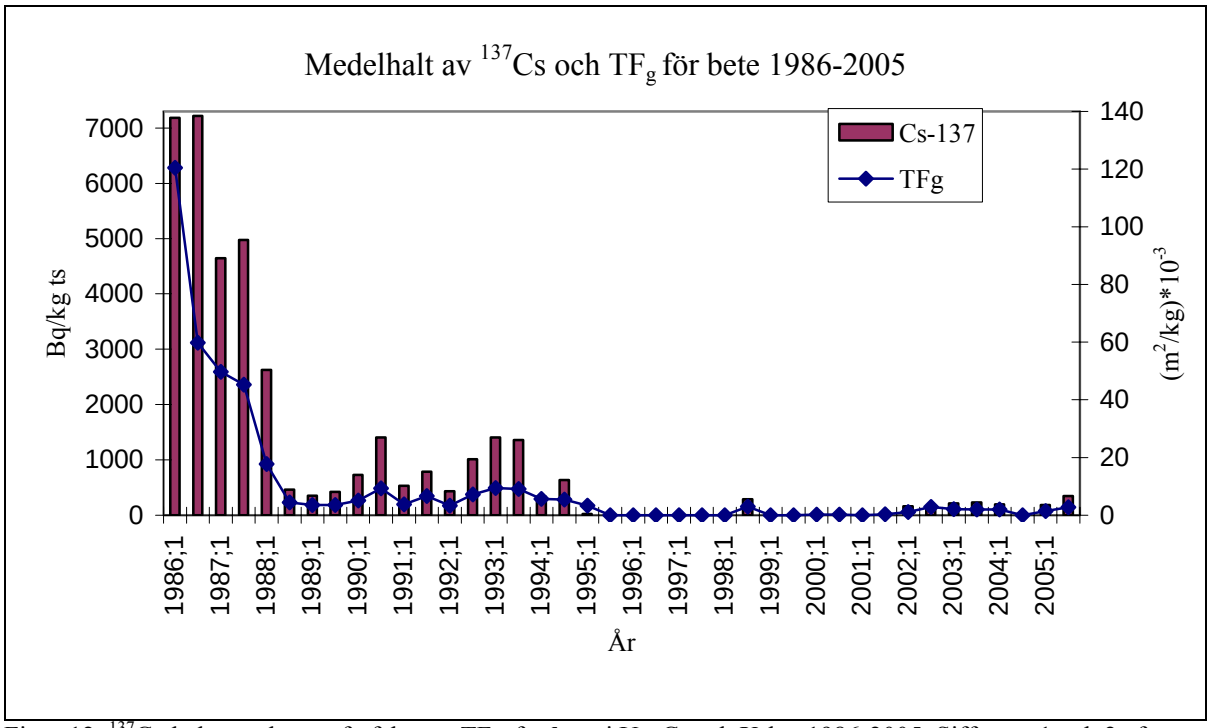
Figur 11. ^{137}Cs-halten och överföringsfaktorn, TF_g, för **vall** i U-, C- och X-län 1986-2005. Siffrorna 1 och 2 efter årtal indikerar första respektive andra skörd.

Tabell 16. Medelvärden för ^{137}Cs-halt och TF_g och min-max-intervall för ^{137}Cs-halten för **vall** för enskilda provtagningar och sammanfattat för tidsperioderna 1986-1987 och 1988-2005 i U-, C- och X-län (siffrorna 1 och 2 efter årtal indikerar första respektive andra skörd)

År	**Antal**	**Medel ^{137}Cs-halt** (Bq/kg ts)	**Min-max ^{137}Cs-halt** (Bq/kg ts)	**Medel TF_g** ($(m^2/kg)*10^{-3}$)
1986;1	10	1332	173-4636	19,52
1986;2	15	8054	126-71864	53,2
1987;1	17	1430	30-11332	13,19
1987;2	10	1545	57-4404	11,19
1988;1	17	592	19-3399	4,74
1988;2	12	1086	32-5029	9,24
1989;1	11	322	48-1132	2,44
1989;2	10	386	14-1799	3,1
1990;1	11	599	19-2075	4,23
1990;2	8	499	60-1989	4,05
1991;1	9	427	37-1953	2,81
1991;2	8	1334	37-5875	8,39
1992;1	7	538	12-2897	3,38
1992;2	5	538	18-1912	4,76
1993;1	4	627	57-1663	4,77
1993;2	4	1479	364-3074	11,98
1994;1	5	622	42-2123	4,35
1994;2	4	1234	44-3203	7,65
1997;1	1	110	-	0,84
1997;2	1	83	-	0,63
2001;1	1	6	-	0,03
2002;1	3	888	8,7-2635	4,96
2003;1	8	249	2-911	1,83
2003;2	12	512	2-4652	3,69
2005;1	16	243	0-1563	3,07
2005;2	15	214	0-1252	1,34
1986-1987	52	3344	-	25,02
1988-2005	172	562	-	4,31

Även för bete skedde en markant minskning av ^{137}Cs-halten och överföringsfaktorn, TF_g, under perioden 1986-2005 (figur 12 och tabell 17). De högsta värdena uppmättes de två första åren efter Tjernobylolyckan. Medelvärdet för ^{137}Cs-halten var 5503 Bq/kg ts och för TF_g 56,23 $(m^2/kg)*10^{-3}$. Efter år 1987 var ^{137}Cs-halterna och överföringen från marken till betesgräset betydligt lägre. Under perioden 1988-2005 var medelvärdet för ^{137}Cs-halten, 596 Bq/kg ts, cirka 9 gånger lägre och medelvärdet för överföringsfaktorn, 4,65 $(m^2/kg)*10^{-3}$, cirka 12 gånger lägre än under åren 1986-1987.

Värdena från första skörden 1986 är osäkra, då endast två prover togs vid det tillfället. En hög ^{137}Cs-halt på ett par av provtagningsplatserna, exempelvis provtagningsplats X15D se tabell 6 bidrog i stor utsträckning till att medelvärdena för ^{137}Cs-halten och TF_g åter blev högre, efter att ha minskat tidigare. ^{137}Cs-halten i proverna från provtagningsplats X15D skiljde sig från den generella trenden under hela perioden 1986-2005 och minskade inte i samma takt som ^{137}Cs-halten gjorde på övriga provtagningsplatser.



Figur 12. ^{137}Cs-halten och transferfaktorn, TF_g, för **bete** i U-, C- och X-län 1986-2005. Siffrorna 1 och 2 efter årtal indikerar första respektive andra skörd.

Tabell 17. Medelvärden för ^{137}Cs-halt och TF_g och min-max-intervall för ^{137}Cs-halten för **bete** för enskilda provtagningar och sammanfattat för tidsperioderna 1986-1987 och 1988-2005 i U-, C- och X-län (siffrorna 1 och 2 efter årtal indikerar första respektive andra skörd)

År	**Antal**	**Medel ^{137}Cs-halt** (Bq/kg ts)	**Min-max ^{137}Cs-halt** (Bq/kg ts)	**Medel TF_g** ($(m^2/kg)*10^{-3}$)
1986;1	2	7182	570-13794	120,43
1986;2	5	7220	360-22042	59,79
1987;1	9	4647	24-22983	49,75
1987;2	8	4973	121-15069	45,26
1988;1	8	2625	71-16395	17,77
1988;2	4	463	101-704	4,43
1989;1	6	355	42-676	3,52
1989;2	5	421	53-1205	3,58
1990;1	4	726	124-1260	5,05
1990;2	4	1408	152-3395	9,31
1991;1	4	534	78-525	3,77
1991;2	3	788	233-1199	6,66
1992;1	4	431	129-1074	3,36
1992;2	3	1014	65-2639	7,19
1993;1	2	1404	57-2750	9,42
1993;2	2	1359	58-2660	9,11
1994;1	4	335	22-1194	5,68
1994;2	3	637	44-1050	5,49
1995;1	2	24	10-37	3,33
1998;2	1	292	-	2,98
2000;1	1	19	-	0,2
2000;2	1	20	-	0,21
2001;2	2	48	14-82	0,29
2002;1	2	164	48-279	1,09
2002;2	3	122	6-353	2,89
2003;1	10	213	2-732	2,12
2003;2	9	232	5-1145	1,99
2004;1	2	196	11-381	2,01
2005;1	10	183	0-1009	1,48
2005;2	9	345	0-1773	2,74
1986-1987	24	5503	-	56,23
1988-2005	108	596	-	4,65

För vallen var medelvärdena för ^{137}Cs-halten lägre i skörd 1 än i skörd 2 (tabell 18). Skillnaden mellan ^{137}Cs-halterna i skörd 1 och skörd 2 var störst under 1986-1987. I betet fanns det ingen markant skillnad mellan medelvärdet för ^{137}Cs-halten i skörd 1 och skörd 2.

Tabell 18. Medelvärden för ^{137}Cs-halten 1986-1987 och 1988-2005, vid skörd 1 och skörd 2 för bete och vall i U-, C- och X-län

	1986-1987		1988-2005	
	Skörd 1	Skörd 2	Skörd 1	Skörd 2
Provtagna grödor	**Medel ^{137}Cs-halt**	**Medel ^{137}Cs-halt**	**Medel ^{137}Cs-halt**	**Medel ^{137}Cs-halt**
Vall	1381	4799	435	737
Bete	5915	6097	554	550

En jämförelse av överföringsfaktorn för mark till gröda i olika situationer visar att överföringen var större från mineraljord till vall än från mulljord till vall och att detta förhållande ej förändrades med tiden (tabell 19). Vid överföring till bete var det tvärtom.

Tabell 19. Medelvärdet för TF_g 1986-1987 och 1988-2005 samt antal för respektive period för vall och bete på mulljord och mineraljord i U-, C- och X-län

Provtagen gröda och jordart	**Antal**	**TF_g-medel 1986-1987**	**Antal**	**TF_g-medel 1988-2005**
Vall och mulljord	12	24,07	72	3,60
Vall och mineraljord	25	34,40	79	5,69
Bete och mulljord	8	75,17	35	8,01
Bete och mineraljord	10	31,63	62	3,60

4.2.2 Spannmåls- och baljväxtproverna 1986-2005

^{137}Cs-halten och TF_g minskade i spannmålen mellan 1986 och 2005 (tabell 20). De två första åren efter Tjernobylolyckan var både ^{137}Cs-halten och TF_g högre än under perioden 1988-2005. Det totala antalet spannmålsprover mellan åren 1986 och 2005 var få, vilket ger en viss osäkerhet i tolkningen av resultaten.

Tabell 20. Medelvärden för ^{137}Cs-halt och TF_g och spridningen för ^{137}Cs-halten för **spannmål** för enskilda provtagningar och sammanfattat för tidsperioderna 1986-1987 och 1988-2005 i U-, C- och X-län (siffrorna 1 och 2 efter årtal indikerar första respektive andra skörd)

År	**Antal**	**Medel ^{137}Cs-halt** (Bq/kg ts)	**Spridning ^{137}Cs-halt** (Bq/kg)	**TF_g-medel** ($(m^2/kg)*10^{-3}$)
1986	3	94,3	59-120	1,54
1987	3	9,3	2-18	0,32
1989	1	111	-	1,17
1991	1	54	-	1,09
1992	2	11,5	2-21	0,13
1993	2	2,5	2-3	0,04
1994	1	3	-	0,04
2003	7	2,4	0,7-5,3	0,04
2004	1	1,8	-	0,08
2005	5	0,3	0-1	0,01
1986-1987	6	51,8	-	0,93
1988-2005	20	10,8	-	0,15

Det är svårt att se någon generell trend bland baljväxtproven eftersom antalet provtagningar var väldigt få (tabell 21).

Tabell 21. Antal provtagningar, medelvärdet för ^{137}Cs-halt samt TF_g för **baljväxter** i U-, C- och X-län för första och andra skörd 1986-2005 (siffrorna 1 och 2 efter årtal indikerar första respektive andra skörd)

År	**Antal**	**Medel ^{137}Cs-halt** (Bq/kg ts)	**TF_g-medel** ($(m^2/kg)*10^{-3}$)
1986-1991	0	-	-
1992;1	1	126	2,57
1992;2	1	36	0,74
1993-2002	0	-	-
2003;1	1	750	7,89
2003;2	2	318	5,00
2004	0	-	-
2005;1	1	0	0
2005;2	1	0	0

5 Diskussion – Specialgårdarna

5.1 Resultaten från provtagningarna 1986-2005

Halten av ^{137}Cs och överföringsfaktorn, TF_g, i de provtagna grödorna har minskat markant i samtliga grödor mellan åren 1986 och 2005. Värdena var högst under de första åren för att sedan minska och så småningom plana ut och bibehållas på en relativt låg och jämn nivå. De jämförande resultaten stämmer väl överens med tidigare bearbetningar av materialet från 1986 till 2003 (Carlsson, 2004., Rosén et al., 1996.). 2005 års aktivitetsmätningar följer samma mönster.

Flera olika faktorer har bidragit till att koncentrationen av ^{137}Cs och överföringen, TF_g, i de provtagna grödorna har minskat över tiden. En orsak till att ^{137}Cs-halterna minskat i vall- och spannmålsgrödor på specialgårdarna är att åkrarna har bearbetats och kaliumgödslats regelbundet sedan 1986. När marken plöjts och blandats om har ^{137}Cs-jonerna spätts ut på en större jordvolym. Färre ^{137}Cs-joner kommer på så vis i kontakt med växtrötterna och grödans upptag av ^{137}Cs minskar. Ökad kontakt med jordmaterial ökar även chansen att ^{137}Cs binds upp i mer otillgänglig form. Omfattningen av Cs^+-upptaget styrs även av tillgängligheten av K^+ och kaliumstatusen i marken. I ett flertal försök har det visat sig att upptaget av ^{137}Cs minskade vid tillsats av kalium till jorden och att upptaget ökade när kaliumhalten i jorden minskade (Rosén, 1991, Forsberg, 2000). Kaliumstatusen i marken hänger även samman med markens textur och mullhalt. Växtens upptag av ^{137}Cs är ofta lägre på mineraljordar eftersom de har en förmåga att fixera ^{137}Cs och de har ett stort innehåll av icke-utbytbart och utbytbart kalium. I jordar med hög mullhalt blir växttillgängligheten och rotupptaget av ^{137}Cs högre på grund av att bindningen till organiskt material är svagare och att de normalt har ett litet innehåll av icke-utbytbart och utbytbart kalium.

Eftersom marken brukas olika intensivt beroende på vilken gröda som odlas på fältet är mängden växttillgängligt ^{137}Cs olika stor för olika grödor. Fält med fleråriga vallar och spannmål är generellt välgödslade och plöjs regelbundet i motsats till naturbetesmarker som brukas mer extensivt. De uppmätta halterna av ^{137}Cs är därför generellt lägre i fleråriga vallar och spannmål jämfört med halterna i naturbetesmarker.

Eftersom det snart har gått 20 år sedan Tjernobylolyckan inträffade och den fysikaliska halveringstiden är 30,6 år bidrar även det fortgående sönderfallet av den deponerade mängden alltmer påtagligt till att koncentrationen av ^{137}Cs har minskat i det provtagna växtmaterialet.

Spridningen i ^{137}Cs-halterna mellan och inom grödorna och provtagningsplatserna är stor i det redovisade materialet. Exempelvis vid provtagningstillfälle 1986;2 för vall var det högsta värdet 71 864 Bq/kg ts och det lägsta värdet 126 Bq/kg ts. Ett värde som är mycket högre än övriga värden höjer medeltalet mycket för ett provtagningstillfälle.

Den stora spridningen i ^{137}Cs-halterna har flera förklaringar. En anledning är att depositionen av ^{137}Cs var olika stor på de olika provtagningsplatserna. Depositionen varierade mellan 1,6 och 203 kBq/m^2, medeldepositionen på specialgårdarna var 89,9 kBq/m^2. När de radioaktiva ämnena deponerades i de provtagna länen var grödorna olika långt utvecklade och snötäcket låg fortfarande kvar på vissa platser. Uppfångningsförmågan av radiocesium var därför olika stor på åkermarken i de drabbade länen. Enligt Rosén et al. (1996) kan upp till en fjärdedel kvarhållas i gräsgrödor. I Gävleborgs län exempelvis kvarhölls mycket ^{137}Cs i vegetationen. När snötäcket smälte skedde en viss transport över marken av de radioaktiva ämnena. Detta

ledde till en ojämnare fördelning jämfört med de län som inte var snötäckta vid nedfallet. Till skillnad från ^{137}Cs-halten är överföringsfaktorn, TF_g, oberoende av depositionen och påverkas enbart av miljöbetingade faktorer som till exempel markegenskaper och brukningen av marken.

Det finns flera möjliga felkällor i jämförelsen mellan provtagningarna från 1986 till 2005. Åren 1986-1994, 2003 och 2005 togs det relativt många prov, medan det togs få eller inga prov under åren 1995-2002 och 2004. Det är inte samma platser som har provtagits varje år och vid både skörd 1 och skörd 2. Även om det är samma gröda som har odlats på samma fält under flera år så har stora variationer noterats i den uppmätta ^{137}Cs-halten. Provplatsens position på fältet har också varierat från år till år.

5.1.1 Vall- och betesproverna 1986-2005

De uppmätta medelvärdena för ^{137}Cs-halten och överföringsfaktorn, TF_g, i vallen var cirka 6 gånger högre 1986-1987 jämfört med 1988-2005. Den främsta anledningen till att överföringen av ^{137}Cs minskade i vallen var dels att slåttervallarna successivt plöjdes upp och dels att de kaliumgödslades regelbundet mellan 1986-2005. Vid jämförelse av medelvärdet för ^{137}Cs-halten i vallen på specialgårdarna med medelvärdet i Sverige totalt år 2001 (Rosén, 2002) var ^{137}Cs-halten betydligt högre på specialgårdarna år 2005.

1988 gjordes en undersökning av ^{137}Cs-halten i slåttervall skördad 1986 och 1987 i 8 län som visade att ^{137}Cs-halten minskade med 86 % mellan 1986 och 1987 (Vorwerk et al., 1988). Både undersökningen av Vorwerk et al. (1988) och den jämförande undersökningen 1986-2005 bekräftar att ^{137}Cs-halten sjönk snabbt i vallen efter 1986.

De uppmätta medelvärdena av ^{137}Cs-halten var cirka 9 gånger högre och överföringsfakton, TF_g, var cirka 12 gånger högre i betet 1986-1987 jämfört med 1988-2005. Det fanns skillnader i överföringen av ^{137}Cs mellan de olika typerna av bete som fanns med i undersökningen 1986-2005. De olika typerna av bete utgjordes av naturbete, kulturbete anlagt på åkermark och temporära vallar som efter en första ensilage- eller höskörd upplåtits för bete. Naturbetesmarkerna hade generellt högre ^{137}Cs-halter och TF_g än kulturbetena och de temporära betesvallarna både under 1986-1987 och 1988-2005. De något högre halterna av ^{137}Cs och TF_g på naturbetesmarkerna höjde troligtvis det totala medelvärdet på ^{137}Cs-halterna och TF_g för betesproverna under 1986-2005. Kulturbetesmarkerna och de temporära betesmarkerna plöjdes successivt upp och gödslades regelbundet till skillnad från naturbetesmarkerna. Vid nedfall av radioaktiva ämnen på naturbetesmarker kan därför växtupptaget av ^{137}Cs bli relativt mycket högre än på åkerbeten. En annan anledning till att upptaget av ^{137}Cs var relativt högt på naturbetesmarkerna var att migrationen av ^{137}Cs troligtvis gick väldigt långsamt och att en övervägande del av ^{137}Cs-nedfallet stannade kvar i den översta delen av rotzonen under mycket lång tid. Exempel på en studie där det visat sig att migrationen av ^{137}Cs går väldigt långsamt på en naturbetesmark är Jansson (2004). Studien genomfördes på en mjälajord med permanent betesmark i Ramvik i Västernorrland och det visade sig att cirka 90 % av den totala mängden ^{137}Cs fanns i det översta skiktet, 0-10 cm, 17 år efter Tjernobylolyckan (Jansson, 2004).

Ett exempel på en naturbetesmark är provtagningsplats X18. Medelhalten av ^{137}Cs under hela perioden 1986-2005 för provtagningsplats X18 var cirka 3 gånger högre än medelhalten av ^{137}Cs totalt för betesproverna för samma period. Överföringsfaktorn var cirka 4 gånger högre

för provtagningsplats X18 jämfört med totala överföringsfaktorn för betet. Provtagningsplats X18 är en mulljord med K_{HCl}-klass 2 och depositionen av ^{137}Cs var där 83 kBq/m^2, vilket var lägre än medeldepositionen för alla specialgårdarna på 89,9 kBq/m^2. Depositionen kan alltså inte vara den huvudsakliga orsaken till det relativt höga medelvärdet av ^{137}Cs-halten. Orsaken till det höga medelvärdet för ^{137}Cs-halten och TF_g är istället troligtvis en kombination av att provtagningsplats X18 har varit en naturbetesmark, är en mulljord och har relativt låg K_{HCl}-klass.

Under åren 1986-1987 var både medelvärdet för ^{137}Cs-halten och överföringsfaktorn i betet cirka 2 gånger högre än i vallen. Under perioden 1988-2005 var medelvärdet för ^{137}Cs-halterna och överföringsfaktorn ungefär lika stora i vallen och betet. En bidragande faktor till att ^{137}Cs-halten och TF_g var högre i betesproverna än i vallproverna 1986-1987 var troligtvis att tidigare års förna och obetade fläckar fångade upp och kvarhöll det radioaktiva nedfallet på betesmarkerna.

Medelvärdet för ^{137}Cs-halten var lägre i skörd 1 än i skörd 2 i vallen både för åren 1986-1987 och 1988-2005. Det beror troligtvis på att markens kaliumstatus var lägre vid den andra vallskörden än vid den första vallskörden vilket bidrog till ett ökat upptag av ^{137}Cs. Enligt Andersson et al. (2002) är ^{137}Cs-halterna ofta högre i andra än i första vallskörden ett par år efter nedfallet. För betesproverna fanns det ingen markant skillnad mellan medelvärdet för ^{137}Cs-halten i skörd 1 och skörd 2. Generellt är kaliumstatusen låg på exempelvis naturbetesmarker och mer extensivt skötta beten. Den lägre kaliumstatusen på några av betena har troligtvis bidragit till att skillnaderna var så små mellan medelvärdena för ^{137}Cs-halten i skörd 1 och skörd 2.

Som nämnts tidigare i diskussionen påverkas mängden växttillgängligt ^{137}Cs av jordarten. I mulljord är växttillgängligheten av ^{137}Cs generellt högre och den är generellt lägre på finkorniga mineraljordar. De jämförande studierna som gjordes på vall- och betesproven för att se om överföringen av ^{137}Cs var olika hög på mull- och mineraljordar visade att det fanns skillnader i överföringen. För vallproverna var överföringen av ^{137}Cs lägre på mulljord än på mineraljord. För betesproverna var istället överföringen av ^{137}Cs högre på mulljord än på mineraljord. Överföringen av ^{137}Cs var cirka 3 gånger större till bete på mulljord än till vall på mulljord. K_{HCl}-klasserna var generellt lägre på mulljordarna än på mineraljordarna för både vall och bete vilket kan vara en förklaring till varför överföringen av ^{137}Cs var högre på betet på mulljord än på betet på mineraljord. Det är svårt att hitta någon rimlig förklaring till varför överföringen av ^{137}Cs var högre för vall på mineraljord än för vall på mulljord.

Provtagningsplats X15A (sandy clay loam) har under hela provtagningstiden haft höga ^{137}Cs-halter. Vid de provtagningstillfällen då medelvärdet för ^{137}Cs-halten åter har ökat har detta främst berott på att det uppmätta värdet på provtagningsplats X15A har varit högt. Provtagningsplats X1 (loamy sand) hade liksom provtagningsplats X15A höga ^{137}Cs-halter i vallen år 1986. Men till skillnad från provtagningsplats X15A så sjönk ^{137}Cs-halten relativt snabbt på provtagningsplats X1. Skillnaden mellan provtagningsplats X15A och X1 beror troligtvis av att fältet har brukats mer intensivt på provtagningsplats X1. Även på provtagningsplats X15D (sandy loam) har ^{137}Cs-värdena bibehållits på en relativt hög nivå. Provtagningsplatserna X15A och X15D hade båda en hög deposition på 179 respektive 149 kBq/m^2. De höga halterna på provtagningsplatserna på gård X15 beror med stor sannolikhet på att jorden har brukats extensivt under hela perioden 1986-2005. Halterna av utbytbart kalium var relativt låga vid markkarteringen och kan ha varit en bidragande faktor till den höga överföringen av ^{137}Cs.

5.1.2 Spannmåls- och baljväxtproverna 1986-2005

Halterna av ^{137}Cs i spannmålsproven var låga redan 1986 och minskade ytterligare över tiden. Antalet spannmåls- och baljväxtprover var få för att det skulle gå att utläsa några tidstrender och det fanns en stor osäkerhet i resultaten.

Enligt Rosén et al. (1996) minskade överföringen av ^{137}Cs från marken till grödan olika snabbt i gräs- och spannmålsgrödor mellan åren 1986 och 1987 i Gävleborgs län. Medan reduceringen i gräsgrödor skedde gradvis mellan åren skedde en stor reducering i spannmålsgrödor som växte på plöjd mark från 1986 till 1987. Samma trend fanns i vall- och spannmålsproverna från specialgårdarna där ^{137}Cs-halten i vallproverna var cirka 3 gånger lägre 1987 jämfört med 1986. I spannmålsproverna var ^{137}Cs-halten cirka 10 gånger lägre 1987 jämfört med 1986.

5.2 Slutsatser

- Jordbruksmarker med låg näringsstatus har fortfarande relativt hög överföring av ^{137}Cs från mark till gröda.
- Överföringen av ^{137}Cs från mark till gröda är väldigt låg på plöjd jordbruksmark.
- Mulljordar och grovkorniga jordar med låg lerhalt ger en större överföring av ^{137}Cs från mark till gröda (ej vall) än finkorniga jordar.
- På naturbetesmarker är överföringen av ^{137}Cs högre än på övriga betesmarker.
- De uppmätta ^{137}Cs-halterna år 2005 var långt under de uppsatta gränsvärdena för salufört djurfoder och livsmedel i Sverige.
- ^{137}Cs-halterna i de provtagna grödorna år 2005 kommer ej att leda till några skadliga stråldoser för de människor som konsumerar livsmedelsprodukter från de undersökta länen.

6 Material och Metoder - Hillegården

Här beskrivs en fördjupning av examensarbetet som syftade till att beräkna en stallbalans för ^{137}Cs på en mjölkgård. En mjölkgård i Gävleborgs län valdes ut i ett av de områden som fick ta emot en hög deposition av ^{137}Cs efter Tjernobylolyckan. Provtagningen startade den 11 juli år 2005 och upprepades sedan var 10-11 dag fram till den 21 oktober. Totalt blev det 11 provtagningstillfällen. Det som provtogs var mjölk, kornkross, foderkoncentrat, ensilage, gödsel, urin, kött, hö, betesgräs för både mjölkkor och kvigor samt jord på kvigbetet.

6.1 Platsbeskrivning

Gården i Hille är en mjölkgård och ligger cirka 1 mil norr om Gävle se figur 13.

Figur 13. Hillegården.

På gården fanns 23 mjölkkor och ett varierande antal kvigor, ungdjur och kalvar. Korna står uppbundna inne i stallet under vinterperioden. År 2005 var åkerarealen på gården 77,4 ha och betesmarken var 12,8 ha. På 46 % av åkermarken odlades vårkorn, på 48 % odlades vall och bete och resterande 6 % låg i träda. Växtföljden var 4 år vall och 1 år korn. Mjölkkornas bete låg nära ladugården. Betesvallen bestod av gammal åkermark som endast plöjts en gång sedan 1986. Betet var uppdelat i sex mindre hagar som korna flyttades mellan. Var femte dag förflyttades korna till en ny hage. Korna gick på bete till den 10 oktober då de stallades in. Kvigbetet låg en bit iväg från ladugården och var oplöjt sedan 1986.

Enligt foderstaterna i tabell 22 konsumerade mjölkkorna hö, bete, foderkoncentrat och mineraltillskott under betesperioden. Under vinterperioden byttes betet ut mot ensilage. När korna gick på bete fick de extra foder vid två tillfällen per dygn när de togs in i stallet för att mjölkas. Under vintern då de stod installade dygnet runt fick de kornkross och foderkoncentrat vid 4 tillfällen per dygn, hö och ensilage vid 2 tillfällen per dygn och mineraltillskott vid ett tillfälle per dygn.

Tabell 22. Foderstaten för mjölkkorna som grupp och för medelindividen under betesperioden respektive under installningsperioden

Foderstat betesperioden:					
	Hö	**Bete**	**Kornkross**	**Foderkonc.**	**Mineraltillsk.**
			Kg ts		
Summa (per dag för gruppen)	40	230	145	112	1,1
Medel (mjölkko/dag)	1,7	10	6,3	4,9	0,05

Foderstat vinterperioden:					
	Hö	**Ensilage**	**Kornkross**	**Foderkonc.**	**Mineraltillsk.**
			Kg ts		
Summa (per dag för gruppen)	40	154	145	112	1,1
Medel (mjölkko/dag)	1,7	6,7	6,3	4,9	0,0

6.1.1 Markkartering

Värdena från markkarteringen på Hillegården redovisas i tabell 23. pH-värdena varierade mellan 4,7 och 7,2, medelvärdet var 6,0. P_{AL}-, K_{AL}-, P_{HCl}- och K_{HCl}-klasserna för de olika jordarna bestämdes enligt tabell 5. Den högsta mullhalten var 55,8 % och den lägsta var 1,2 %, variationen var relativt stor mellan de olika jordarna. En mer detaljerad beskrivning av markkarteringsdata finns under kapitel 3.1.2.

Hälften av jordarna på gården är lättleror och resten är mulljordar.

Tabell 23. Värdena från markkarteringen på Hillegården; medel, max och min för pH, P_{AL}, K_{AL}, P_{HCl}, K_{AL}, mullhalten, medel, max och min för P_{AL}-, K_{AL}-, P_{HCl}- och K_{AL}-klasserna

	pH	**P_{AL} (klass)**	**K_{AL} (klass)**	**P_{HCl} (klass)**	**K_{HCl} (klass)**	**Mullhalt**
			mg/100 g jord			(%)
Medel	6,0	7,2 (III)	14,8 (III)	76,3 (4)	232,7 (4)	11,1
Max	7,2	17,2 (V)	43,5 (V)	115,0 (5)	463,0 (5)	55,8
Min	4,7	1,3 (I)	5,8 (II)	52,0 (3)	55,0 (2)	1,2

6.1.2 Klimat- och väderdata

I tabell 24 redovisas den årliga medeltemperaturen och medelnederbörden under perioden 1961-1990. Medelnederbörden per månad och medeltemperaturen år 2005 redovisas i kapitel 3 i tabell 9 och 10. Medelnederbörden per månad och medeltemperaturen för perioden 1961-1990 finns beskrivna i Bilaga 5.

År 2005 var nederbörden vid SMHIs mätstation i Gävle-Åbyggeby betydligt högre i juni och augusti vid jämförelse med medelnederbörden för perioden 1961-1990.

Tabell 24. Årlig medeltemperatur och årsmedelnederbörd under perioden 1961-1990 vid SMHIs-mätstation i Gävle (SMHI, 1991)

	Gävle
Årlig medeltemperatur (^{o}C) 1961-1990	5,2
Årsmedelnederbörd (mm) 1961-1990	617

6.2 Provtagning

Provtagningen av betesgräs utfördes på samma sätt som vid provtagningen på specialgårdarna se kapitel 3.1. Den provtagna ytan var 0,25-0,5 m^2. Vid de två sista provtagningstillfällena provtogs ensilage istället för betesgräs. Ensilagen samlades in på foderbordet och lades i plastpåsar. Vid varje provtagningstillfälle togs hö från logen och lades i plastpåsar.

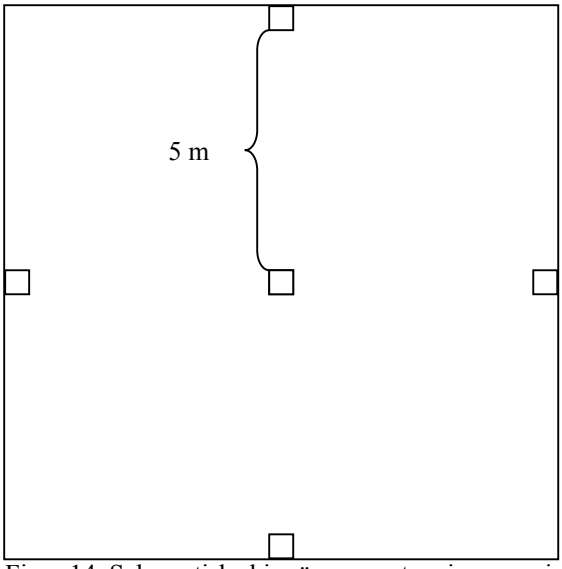
Mjölken provtogs direkt ifrån mjölktanken, kornkross och foderkoncentrat provtogs ur foderbehållaren. Gödselproverna togs som flytgödsel i gödselrännan i stallgången. Proverna från gödselrännan togs inte vid varje provtagningstillfälle, då det var svårt att utföra om det endast var en person som provtog. Urinen provtogs endast vid ett tillfälle. Det samlades in i en hink då korna urinerade. Provtagningen av kött skedde direkt på plats på Swedish Meats slakteri i Uppsala dit gårdens djur skickades till slakt. När mjölkkorna hade slaktats och avhudats skars en bit av framläggen ut. Samtliga prover lades direkt i de 330 ml burkar som sedan även användes vid mätningen av ^{137}Cs-halten i detektorerna.

Antalet prov som togs av respektive produkter från Hillegården presenteras i tabell 25. Det totala antalet prover var 69 stycken. Av korn, kött och urin togs endast ett prov. Mjölk, hö och kornkross provtogs vid varje provtagningstillfälle, det vill säga 11 gånger.

Tabell 25. De provtagna produkterna och antalet prover från Hillegården

Provtagen produkt	**Antal prover**
Bete mjölkkor	9
Bete kvigor	8
Korn	1
Mjölk	11
Kött	1
Gödsel	5
Urin	1
Hö	11
Ensilage	2
Kornkross	11
Foderkoncentrat	9
Totalt:	69

För att beräkna nedfallet av ^{137}Cs på gården direkt efter Tjernobylolyckan togs jordprover på kvigbetet, där marken varit orörd sedan olyckan inträffade 1986. Totalt togs 5 jordprover. Först klipptes gräset på en 0,25 m^2 stor ruta. Därefter togs en jordpropp med en jordborr i mitten av rutan. Jordproppen hade en diameter på 5,7 cm och ett djup på 15 cm. Jorden samlades in och förpackades i plastpåsar. Det första provet togs i mitten, de resterande fyra proverna togs 5 m från mittenprovet åt norr, öster, söder och väster se figur 14.



Figur 14. Schematisk skiss över provtagningen av jordpropparna.

6.3 Provberedning och mätning av ^{137}Cs-halt

Provburkarna med mjölk, kornkross, foderkoncentrat, gödsel, urin och kött rengjordes och vägdes innan de placerades i detektorn.

Hö-, betes- och ensilageproverna torkades, vägdes, maldes och sållades innan de hälldes i 180 respektive 330 ml burkar och vägdes. Kornprovet torkades, vägdes, tröskades, rensades, hälldes i en 330 ml burk och vägdes. Därefter mättes ^{137}Cs-halten i proverna i detektorerna. I kapitel 3.2.1 finns en mer detaljerad beskrivning av provberedningen.

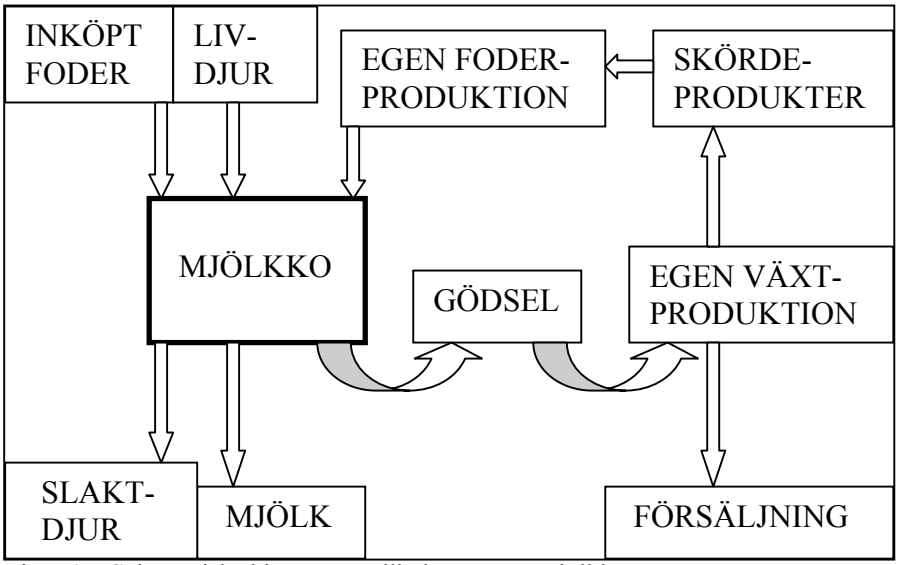
Jordproven torkades i drygt en vecka vid 40^{o}C. När jordproven var färdigtorkade vägdes de för att få totalvikten innan provberedningen. Sedan mortlades och homogeniserades jordproverna. Stenar plockades bort och vägdes varefter jorden vägdes in i 90 ml-burkar. Efter det mättes ^{137}Cs-halten i proverna i detektorerna. Uppmätt radioaktivitet tidskorrigerades vid mätningen till den 1 maj 1986 för att kunna beräkna depositionen av ^{137}Cs. Gräsproverna behandlades på samma sätt som motsvarande prover från specialgårdarna se kapitel 3.2.

6.4 Beräkningar

I denna studie gjordes beräkningar på en stallbalans för in- och utflödena av ^{137}Cs i kostallet på Hillegården. Beräkningarna gjordes på en medelmjölkko dels under en sommarmånad då korna gick på bete och dels under en vintermånad då korna var installade. I figur 15 redovisas de större flödena in och ut ur stallet.

Inflödena i stallbalansen kommer från inköpt foder och produkter från den egna växtproduktionen. Den egna foderproduktionen utgjordes av hö, ensilage, korn, bete och strö till stallet. Totalt användes cirka 3 ton strö till alla mjölkkorna, det bestod av finhackad kornhalm. Det foder som köptes in var foderkoncentrat och mineraltillskott. (Tröjbom, 2005)

Utflödena i stallbalansen kommer från ^{137}Cs i mjölk, kött och gödsel under installningsperioden och av mjölk och kött under betesperioden. En mjölkko på Hillegården producerade i medeltal 9400 kg mjölk år 2005 och vägde i genomsnitt 310 kg. Under 2005 slaktades runt 14 mjölkkor, lika många livdjur togs in i mjölkproduktionen så att antalet mjölkkor alltid var 23 stycken. Detta innebar att 4396 kg biomassa i form av slaktdjur (310 kg*14 st kor) försvann från stallet 2005. Gödseln behandlades som flytgödsel och lagrades i en öppen gödselbrunn med svämmtäcke. Gödseln bestod förutom fekalier och urin från korna även av spolvatten från rengöringen av stallarna samt av strö. (Tröjbom, 2005)



Figur 15. Schematisk skiss över stallbalansen per mjölkko.

I beräkningarna av gödselproduktionen och beteskonsumtionen användes några antaganden:

- En tredjedel av torrsubstansen (ts) som mjölkkorna konsumerar kommer ut som träck (Gustafson, 2005).
- Under betesperioden utelämnas flytgödseln ur beräkningarna på grund av att det mesta hamnar på betesmarken då korna bara är i ladugården vid mjölkning.
- En mjölkko producerar 15-20 liter urin per dag, för en låg- respektive högproducerande ko (Gustafson, 2005). Mjölkkorna på Hillegården räknas som högproducerande kor, eftersom de producerade 9400 kg mjölk i medeltal per år 2005, antas producera 20 liter urin per dag.
- Beteskonsumtionen för högproducerande mjölkkor är 10 kg ts per dag (Gustafson, 2005).
- En månad är 30 dagar.
- 1 liter mjölk = 1 kg mjölk
- 1 liter urin = 1 kg urin

7 Resultat - Hillegården

7.1 Provtagning i ladugården och på betet

Medelhalterna av ^{137}Cs var mycket låga i alla provtagna produkter på Hillegården utom i betesproven från kvigbetet och ensilageproverna (tabell 26). Det högsta medelvärdet för ^{137}Cs-halten uppmättes på kvigbetet. För samtliga provtagna produkter var variationen relativt liten mellan de olika provtagningstillfällena. Det finns en osäkerhet i resultaten från de produkter som enbart provtagits vid ett eller två tillfällen se kapitel 6.2.

Tabell 26. Medelvärde och min-max-intervall för ^{137}Cs i proverna från Hillegården

Provtagen produkt	**Medel ^{137}Cs-halt**	**Min-max ^{137}Cs-halt**
	(Bq/kg ts)	(Bq/kg ts)
Bete mjölkkor	3,9	0,9-9,9
Bete kvigor	22,8	0,4-47
Korn	0	-
Hö	1,5	0-2,7
Ensilage	14,9	11,3-18,4
Kornkross	1,0	0-1,7
Foderkoncentrat	0,1	0-0,8
	(Bq/kg frisk vikt)	(Bq/kg frisk vikt)
Kött	0	0
	(Bq/l)	(Bq/l)
Mjölk	0,2	0-1,1
Urin	0,5	-
Gödsel	1,8	0-5,2

7.2 Jordproverna

De uppmätta ^{137}Cs-halterna i jordproverna som togs på kvigbetet redovisas i tabell 27. Medelvärdet för jordproverna var 867 Bq/kg ts och var tidskorrigerat till 1986. Depositionen av ^{137}Cs i samband med Tjernobylolyckan beräknades med hjälp av medelvärdet för jordproverna till 120,2 kBq/m^2. Provtagningsplats X2 på en av specialgårdarna (se bilaga 3) ligger nära kvigbetet på Hillegården, där var depositionen av ^{137}Cs 155 kBq/m^2.

Tabell 27. De tidskorrigerade medelvärde och spridning för ^{137}Cs-halten i jordproverna från kvigbetet

^{137}Cs-halt	Bq/kg ts
Medelvärde	867
Spridning	463-1281

7.3 Stallbalanserna

Skillnaden i ^{137}Cs-halt mellan proverna som togs under betesperioden respektive under vinterperioden var väldigt liten för samtliga produkter. Därför beräknades ett medelvärde för hela provtagningperioden och användes vid båda stallbalansberäkningarna.

I tabell 28 och 29 redovisas resultaten från beräkningarna av stallbalanserna för en månad under betesperioden respektive en månad under installningsperioden för en mjölkko på Hillegården.

Enligt beräkningarna för betesperioden fick en mjölkko i sig cirka 1436 Bq ^{137}Cs/månad från gårdens egenproducerade foder. Det inköpta fodret innehöll cirka 15 Bq ^{137}Cs per månad. Det totala inflödet av ^{137}Cs per ko var därför cirka 1450 Bq/månad under en månad under betesperioden. Summan av utflödet med mjölk var cirka 157 Bq ^{137}Cs/mån. Differensen mellan summan av inflödet och summan av utflödet var cirka 1293 Bq ^{137}Cs per månad.

Tabell 28. Beräknad stallbalans under en månad för betesperioden för en mjölkko på Hillegården

	Kg per månad	**^{137}Cs-halt (Bq/kg ts)**	**Bq ^{137}Cs per månad**
Inflöde			
Egenproducerat foder:			
Hö	51	1,5	76,5
Bete	300	3,9	1170
Kornkross	189	1,0	189
∑ Egenproducerat foder	540	-	1435,5
Inköpt foder:			
Foderkoncentrat	147	0,1	14,7
Mineraltillskott	2	-	-
∑ Inköpt foder	149	-	14,7
∑ Inflöde	**689**	**-**	**1450**
Utflöde			
Djurprodukter:			
Mjölk	783	0,2	156,6
Kött	16	0	0
∑ Utflöde	**799**	**-**	**157**
∑ Inflöde - ∑ Utflöde	**-**	**-**	**1293**

Enligt beräkningarna för installningsperioden fick en mjölkko i sig cirka 3260 Bq ^{137}Cs/månad från gårdens egenproducerade foder. Halten av ^{137}Cs var okänd i ströet, vilket kan vara en eventuell felkälla. Det inköpta fodret innehöll lika mycket ^{137}Cs som under betesperioden. Det totala inflödet av ^{137}Cs per ko var 3275 Bq/månad under en månad under installningsperioden. Summan av utflödet var 1588 Bq ^{137}Cs/mån. Differensen mellan summan av inflödet och summan av utflödet var cirka 1687 Bq ^{137}Cs per månad under installningsperioden.

Tabell 29. Beräknad stallbalans under en månad under installningsperioden för en mjölkko på Hillegården

	Kg per månad	**^{137}Cs-halt (Bq/kg ts)**	**Bq ^{137}Cs per månad**
Inflöde			
Egenproducerat foder:			
Hö	51	1,5	76,5
Ensilage	201	14,9	2994,9
Kornkross	189	1,0	189
Strö	-	-	-
∑ Egenproducerat foder	452	-	3260,4
Inköpt foder:			
Foderkoncentrat	147	0,1	14,7
Mineraltillskott	2	-	-
∑ Inköpt foder	149	-	14,7
∑ Inflöde	**601**	**-**	**3275**
Utflöde			
Djurprodukter:			
Mjölk	783	0,2	156,6
Kött	16	0	0
Flytgödsel	795	1,8	1431
∑ Utflöde	**1594**	**-**	**1588**
∑ Inflöde – ∑ Utflöde	**-**	**-**	**1687**

8 Diskussion – Hillegården

När denna fördjupning av examensarbetet startade var det meningen att en av specialgårdarna med mjölkproduktion skulle användas. Det visade sig dock att alla de specialgårdar som tidigare varit mjölkproducenter utom en gård (X3) hade slutat med detta. De prover av betesgräs, mjölk, hö, kornkross och foderkoncentrat som togs från specialgård X3 visade sig ha väldigt låga ^{137}Cs-halter. Därför gick det inte att använda provtagningsplats X3 för fördjupningsstudien. Istället valdes Hillegården som låg i ett av de områdena som fick högst deposition av ^{137}Cs efter Tjernobylolyckan. När studien på Hillegården startade undersöktes om det gjorts några tidigare mätningar av ^{137}Cs-halten på gården efter Tjernobylolyckan, tyvärr hittades inte några värden.

8.1 Provtagning i ladugården och på betet

^{137}Cs-halterna var generellt låga i växtprover på Hillegården, men de var något högre på kvigbetet och i ensilageproverna. De låga värdena beror troligtvis på hur jordarna brukats. Den generella växtföljden på gården var fyra år vall och ett år korn. Det innebar att fälten generellt hade plöjts vart femte år och kaliumgödslats varje år. De något högre halterna av ^{137}Cs i proverna från kvigbetet kan bland annat förklaras med att det inte har plöjts sedan Tjernobylolyckan 1986. Det togs endast ett prov av korn och kött och två prover av ensilage vilket gav en viss osäkerhet i resultaten.

Medelvärdet i mjölkproverna från Hillegården var 0,2 Bq/l. I Hubbard et al. (2003) redovisas medelvärden för halten av ^{137}Cs (Bq/l) i konsumtionsmjölk från 1996 till 2001 vid bland annat mejeriet i Gävle och i landet totalt. Mätningarna gjordes en gång i kvartalet. Medelvärdet för de två sista kvartalen för åren 1996 till 2001 var 1,22 Bq/l vid mejeriet i Gävle och 0,27 Bq/l i landet totalt. Det var väldigt låga värden både på Hillegården, på mejeriet i Gävle och i landet totalt. Enligt stallbalansen i kapitel 7.3 utsöndrade korna på Hillegården cirka 10 % av det absorberade radiocesiumet i mjölken under betesperioden och cirka 5 % under installningsperioden. Värdena på den absorberade mängden ^{137}Cs i mjölken under betesperioden på Hillegården stämmer bra med Anderssons et al. (2002) siffror. Enligt dessa författare utsöndrar lakterande kor cirka 10 % av det absorberade radiocesiumet i mjölken.

Halten av ^{137}Cs är generellt cirka 5-7 gånger högre i nötkött än i mjölk enligt Andersson et al. (2002). Resultaten på Hillegården visade tvärtom att halten i nötkött var lägre än halten i mjölk. Resultatet är dock mycket osäkert eftersom bara ett köttprov togs.

8.2 Jordproverna

Medelvärdet för jordproverna var 867 Bq/kg ts efter det att ^{137}Cs-halterna tidskorrigerats till 1986. Tidskorrigeringen innebär att mängden ^{137}Cs som försvunnit genom det fysikaliska sönderfallet mellan 1986 och 2005 lagts till den redovisade ^{137}Cs-halten. Den beräknade depositionen av ^{137}Cs var 120 kBq/m^2. För att uppskatta om den beräknade depositionen av ^{137}Cs på Hillegården kan stämma med den verkliga depositionen av ^{137}Cs gjordes en jämförelse med provtagningsplats X2 från specialgårdarna. Provtagningsplats X2 låg nära kvigbetet där jordproverna togs. Depositionen av ^{137}Cs på provtagningsplats X2 var 155 kBq/m^2. Detta tyder på att skattningen av depostitionen på Hillegården kan ligga nära det verkliga värdet.

8.3 Stallbalanserna

För att stallbalansberäkningarna skulle bli bra var det viktigt att systemet som skulle beskrivas avgränsades som en väldefinierad enhet. Liksom de flesta andra metoder så har även växtnäringsbalansberäkningar både för- och nackdelar. Det är viktigt att vara medveten om detta för att resultaten från växtnäringsbalansen ska kunna tolkas på rätt sätt. Kvaliteten på balansen blir dock aldrig bättre än kvaliteten på de indata som används. De indata som användes i de beräknade stallbalanserna på Hillegården hade låga värden vilket innebar att beräkningarna blev osäkra. Risken för proportionellt stora mätfel är stor vid låga värden vilket kan göra stor skillnad på resultatet. Eftersom studien på Hillegården endast sträckte sig över tre månader gick det inte att få med någon årlig variation i beräkningarna. Studier som görs över flera års tid fångar upp den årliga variationen. Den årliga variationen inkluderar bland annat klimatiska variationer och hur de påverkar grödans etablering och skördemängd och även halten ^{137}Cs i grödan.

För att beräkningarna av stallbalanserna skulle kunna genomföras var det nödvändigt att göra ett antal antagandena. Dessa antaganden är en potentiell felkälla liksom det faktum att inte alla produkter som fanns med i stallbalanserna provtogs och att det togs få prover av en del produkter.

Under både betesperioden och installningsperioden utgjordes inflödet i stallbalanserna av egenproducerat foder och inköpt foder. Andelen ^{137}Cs som kom från gårdens egenproducerade foder beräknades vara nästan 100 gånger större än andelen ^{137}Cs som kom från det inköpta fodret. Enligt beräkningarna för stallbalansen under installningsperioden var andelen ^{137}Cs från gårdens egenproducerade foder cirka 200 gånger större än andelen ^{137}Cs som kom från det inköpta fodret. Skillnaden beror främst på att ensilaget hade ett högre innehåll av ^{137}Cs än betesgräset. Förutom att mängden egenproducerat foder var större än mängden inköpt foder var medelhalterna av ^{137}Cs högre i det egenproducerade fodret än i det inköpta fodret. Den mängd ^{137}Cs som fanns i grovfodret till en medelko under en månad under betesperioden var cirka 6 gånger högre än mängden ^{137}Cs som fanns i kraftfodret. Motsvarande siffra för installningsperioden var 15 gånger större mängd ^{137}Cs i grovfodret jämfört med i kraftfodret. Det berodde på att ^{137}Cs-halterna var lägre i spannmål än i vall och bete, samt att det inköpta foderkoncentratet hade mycket låga ^{137}Cs-halter.

Mjölken och köttet som fanns med som utflöde i stallbalansen för båda perioderna såldes från gården. De innehöll endast små mängder ^{137}Cs. Flytgödseln fördes tillbaka till den egna växtodlingen under installningsperioden och det hade cirka 9 gånger högre ^{137}Cs-halt än mjölken och köttet tillsammans. Det innebar att det mesta av det ^{137}Cs som fanns på gården stannade kvar på gården och cirkulerade i det lokala stallkretsloppet. Även i det här fallet liknar cesium och kalium varandra. Enligt Bengtsson et al. (2005) uppskattades de inre flödena för kalium att vara 85 till 90 % av det totala flödet av kalium på den mjölkgård som ingick i deras studie.

9.4 Slutsatser

- ^{137}Cs liknar kalium i det att de inre flödena av ämnet utgör det största flödet på en gård med mjölkproduktion.
- Grovfoder har generellt högre halter av ^{137}Cs än kraftfoder.
- ^{137}Cs-halterna var generellt låga 2005 på Hillegården trots att Tjernobylnedfallet här var stort. De låg långt under de uppsatta gränsvärdena för salufört djurfoder i Sverige.
- ^{137}Cs-halterna i de provtagna produkterna kommer inte att leda till några skadliga stråldoser för de människor eller djur som konsumerar jordbruksprodukter från Hillegården.

9 Referenser

Alskog, E. 1992a. Lokala undersökningar i jordbruket efter Tjernobylolyckan 1986: I. Överföring av radiocesium från betesmark till mjölk i Gävleborgslän 1987. Rapport SLU-REK-69. Institutionen för radioekologi, Uppsala.

Alskog, E. 1992b. Lokala undersökningar i jordbruket efter Tjernobylolyckan 1986: II. Undersökningar i Gävleborgs län 1986-88. Rapport SLU-REK-70. Institutionen för radioekologi, Uppsala.

Andersson, I., Bergman, R., Enander, A., Finck, R., Johansson, K-J., Nylén, T., Preuthun, J., Rosén, K., Sandström, B., Svensson, K. & Ulvsand, T. 2002. Livsmedelsproduktionen vid nedfall av radioaktiva ämnen. SLU, FOI, SSI, SJV & LMV. Edita Västra Aros.

Bengtsson, H. 2005. Nutrient and Trace Element Flows and Balances at the Öjebyn Dairy Farm – Aspects of Temporal and Spatial Variation and Management Practises. Doctoral Thesis No. 2005:2 Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. SLU, Uppsala. Pp. 9-13, 21.

Bengtsson, H., Gustafson, G., Holmqvist, J., Jonsson, S., Modin-Edman, A-K., Nilsson, I., Salomon, E., Sverdrup, H. & Öborn, I. 2005. A Systems Approach to Assess Farm-scale Nutrient and Trace Element Dynamics: A case study at the Öjebyn Dairy Farm. Ambio Vol. 34, No. 4-5.

Bergman, C., Johansson, K-J., Karlberg, J., Larsson, B., Lundqvist, H., Löfroth, P-O., Rosander, K., Rydén, B-E. & Srålnacke, C-G. 1994. Strålskydd. Centraltryckeriet AB, Borås.

Brady, N. C. & Weil, R. R. 2002. The Nature and Proporties of soils 13th edition. New York. Pp. 344, 833-837.

Broadley, M. R. & White, P. J. 2000. Mechanisms of caesium uptake by plants. Tansley Review No. 113.

Carlsson, A. 2004. Upptagning av radiocesium i jordbruksgrödor i Sverige under 2003 efter Tjernobylolyckan – En jämförelse med tidigare studier 1986-2002. Examens- och seminariearbeten Nr 62, Institutionen för markvetenskap, SLU. Uppsala.

Danielsson, I., Elvin, L., Hesselgren, F., Hjelm, K. & Westöö, A-K. 2002. Migration av cesium i mark. Projektarbete inom kursen markvetenskap. Institutionen för markvetenskap, SLU. Uppsala.

EG-kommissionens förordning (Euroatom) nr 770/90 om gränsvärden för radioaktivitet i djurfoder efter en kärnenergiolycka eller annan radiologisk nödsituation.

Eriksson, Å., Karlström, F. & Lönsjö, H. 1994. Beräknade effekter av radioaktivt nedfall på jordbruksproduktionen i Sverige II. Jordbruksgrödornas förorening. Rapport SLU-REK-73. Department of Radioecology, SLU. Uppsala.

Forsberg, S. 2000. Behaviour of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Agricultural soils: Influence of ageing and soil type on availability, migration and plant uptake. Swedish University of Agricultural Sciences, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Agraria 212. Uppsala.

Hubbard, L. M., Möre, H., Wallgren, L. & Östergren, I. 2003. Miljöövervakning enligt Euroatomfördraget av joniserande strålning i miljön i Sverige år 1997 till 2001. SSI rapport 2003:17.

International Commision on Radiological Protection (ICRP). 1990. Recommendation: ICRP Publication 60. Pergamon Press, Oxford.

IAEA. (1994). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Produced in collaboration with the International Union of Radioecologists. Technical Reports Series No. 364. International Atomic Energy Agency. Wien.

Jansson, M. 2004. Migration och förekomst i grundvatten av radiocesium i olika markprofiler i Tjernobyldrabbade områden i Sverige år 2003. Rapport 59. Institutionen för markvetenskap, SLU. Uppsala.

Johanson, K-J. 1996. Strålning människan och miljön. SLU, Uppsala.

Karlén, G. 1993. Transfer of ^{137}Cs to milk of cow and muscle of roe deer: Investigation of dairy farms and forest areas in Central Sweden after the Chernobyl accident. Rapport SLU-REK-71. Institutionen för radioekologi, Uppsala.

Lederer, M., Hollander, J. M. & Perlmann, I. 1967. Table of isotopes. Wiley and Sons, New York.

Moberg, L. 2001. Kärnkraftsolyckan i Tjernobyl – en sammanfattning femton år efter olyckan. SSI rapport 2001:07.

Myrbeck, Å. 1999. Växtnäringsflöden och –balanser på gårdar med olika driftsinriktningar – En studie av 1300 svenska gårdar. Nr 30, Jordbearbetningsavdelningen, Institutionen för markvetenskap, SLU. Uppsala.

Rosén, K. 1991. Effects of potassium fertilization on caesium transfer to grass, barley and vegetables after Chernobyl. In: The Chernobyl fallout in Sweden. (pp 305-322). Ed. Moberg, L. Swedish Radioation Protection Institute. Stockholm.

Rosén, K. 1996. Field studies on the behavior of radiocaesium in agricultural enviroments after the Chernobyl accident. Doktorsavhandling. Rapport SLU REK 78, Institutionen för Radioekologi, SLU, Uppsala.

Rosén, K., Eriksson, Å. & Haak, E. 1996. Transfer of radiocaesium in sensitive agricultural environments after the Chernobyl fallout in Sweden. I. County of Gävleborg. Science of Total Environment, 182, 117-135.

Rosén, K., Öborn, I. & Lönnsjö, H. 1999. Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995. Journal of Environmental Radioactivity 46.

Rosén, K. 2002. Ofarliga cesiumhalter i vall 16 år efter Tjernobyl. Miljötrender en tidning från SLU nr 3-4, pp 4-5. Uppsala.

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

SMHI. 1991. Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990 Referensnormaler. SMHIs tryckeri. Norköping.

SMHI. 2005. Väder och vatten. Nr. 2-12 2005. Norrköping.
SMHI. 2006. Väder och vatten. Nr. 1 2006. Norrköping.

Statens jordbruksverk (SJV). 2004. Riktlinjer för gödsling och kalkning 2005. Rapport 2004:22. Växtnäringsenheten. Referens: Bertil Albertsson.

Vorwerk, P. & Eriksson, Å. 1988. Cs-137 i slåttervall 1987 samt jämförelse med 1986. Enheten för fältundersökningar i lantbruket, Institutionen för radioekologi, SLU och SCB på uppdrag av SSI. PM A/FU 1988:10.

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

Internetkällor:

Enviromental studies, 2005
http://www.enviromental-studies.se/Radioecology/Radiocesium/radiocesium.html
20 september, 2005

Forsmark, 2005
Vanliga frågor och svar
http://www.forsmark.com/templates/FKA_NewsPage.aspx?id=55
24 november, 2005

Nationalencyklopedin (NE), 2005
http://www.ne.se/jsp/search/article.jsp?i_art_id=143066
14 september, 2005

Statens jordbruksverk (SJV), 2005a
Statistik
http://www.sjv.se/amnesområden/statistik.4.7502f61001ea08a0c7fff101762.html
13 oktober, 2005

Statens jordbruksverk (SJV), 2005b
Statistik
http://www.sjv.se/webdav/files/SJV/Amnesomraden/Statistik%2C%20fakta/Vegetabilieproduktion/JO19/JO19SM0502/JO19SM0502.pdf
23 januari, 2005

Statens kärnkraftsinspektion (SKI), 2005

Vad hände i Tjernobyl?
http://www.ski.se/page/1/49.html?3143http://
22 september, 2005
Statens strålskyddsinstitut (SSI), 2005.
13 frågor och svar kring Tjernobylolyckan
http://www.ssi.se/kaernkraft/Bonfortjrnobyl/Index.html
22 september, 2005

Strålsäkerhetscentralen (STUK), 2005
Joniserande strålning
http://www.stuk.fi/sateilytietoa/mitaonsateily/sv_FI/ionisoiva/#alfa
17 oktober, 2005

University of Florida, 2005
http://edis.ifas.ufl.edu/SS169,
2 november, 2005

Personlig kontakt:

Gustafson, 2005. Gunnela Gustafson. Insitutionen för HUV, resursbevarande system, SLU. December, 2005.

Tröjbom, 2005. Tage Tröjbom. Lantbrukare på Hillegården, Gävle. November, 2005.

Bilaga 1. Resultaten från provtagningarna av vall 2005

Plats	Gröda	Skörd	Provtagnings-	Position		^{137}Cs-halt	TF_g	Yta	Torrvikt	Skörd	^{40}K-halt	Dep. av ^{137}Cs
			datum	Öst (X)	Norr (Y)	Bq/kg ts	$(m^2/kg)*10^{-3}$	m^2	g	kg/ha	Bq/kg ts	kBq/m^2
X1	vall	1	2005-06-21	171131	604537	117	0,58	0,5	157,4	3148	417	203
X1	vall	2	2005-08-16	171131	604537	5	0,02	0,25	71,2	2848	1257	203
X4A	vall	1	2005-06-21	165407	602323	47	0,89	0,5	92,1	1842	359	53
X4A	vall	2	2005-08-16	165407	602323	209	3,94	0,5	70,4	1408	-	53
X4B	vall	1	2005-06-21	165422	602321	18	0,38	0,5	103,1	2062	431	49
X4B	vall	2	2005-08-16	165422	602321	55	1,12	0,5	63,6	1266	-	49
X5-6	vall	1	2005-06-21	170243	602355	0	0	0,5	225,9	4518	1078	72
X5-6	vall	2	2005-08-16	170243	602355	3	0,03	0,5	36,3	726	1378	72
X7A	vall	1	2005-06-20	170532	601836	1563	16,11	0,5	183,4	3668	448	97
X7A	vall	2	2005-08-15	170532	601836	262	2,7	0,25	79,8	3192	658	97
X7B	vall	1	2005-06-20	170529	601839	0	0	0,5	180,1	3602	778	25
X7B	vall	2	2005-08-15	170529	601839	0	0	0,25	54,6	2184	1152	25
X8A	vall	1	2005-06-21	171013	603043	466	3,55	0,5	162,3	3246	698	131
X8A	vall	2	2005-08-16	171013	603043	1060	8,09	0,5	76,9	1538	474	131
X8B	vall	1	2005-06-21	170956	603040	2	0,02	0,5	138,1	2762	362	71
X8B	vall	2	2005-08-16	170956	603040	11	0,15	0,5	45,2	904	462	71
X11	vall	1	2005-06-21	171345	604907	3	0,01	0,5	71,2	1424	847	190
X11	vall	2	2005-08-16	171345	604907	4	0,02	0,25	66,3	2652	594	190
X12A	vall	1	2005-06-21	164736	602218	386	4,06	0,5	184,4	3688	381	95
X12A	vall	2	2005-08-16	164736	602218	352	3,71	0,25	89,1	3564	309	95
X15A	vall	1	2005-06-21	171746	605218	1278	7,14	0,5	98,9	1978	528	179
X15A	vall	2	2005-08-16	171746	605218	1252	6,99	0,5	37,8	756	-	179
U3	vall	1	2005-06-20	171215	600555	0	0	0,5	183,3	3666	1029	77
U3	vall	2	2005-08-15	171215	600555	0	0	0,25	136,1	5444	470	77
U118	vall	1	2005-06-22	172617	603540	0	0	0,5	212,3	4246	898	35
U118	vall	2	2005-08-17	172617	603540	0	0	0,25	42	1680	1074	35
U501	vall	1	2005-06-22	173909	594927	1	-	0,5	226,6	4532	-	-
C119	vall	1	2005-06-22	173726	600820	0	0	0,5	194,7	3894	754	52
C119	vall	2	2005-08-17	173726	600820	0	0	0,5	56,8	1136	-	52
C-Ingbo	vall	1	2005-06-22	175123	602114	9	-	0,5	249,2	4984	-	-
C-Ingbo	vall	2	2005-08-17	175123	602114	1	-	0,5	45,4	908	-	-

Bilaga 2. Resultaten från provtagningarna av bete 2005

Plats	Gröda	Skörd	Provtagnings-	Position		^{137}Cs-halt	TF_g	Yta	Torrvikt	Skörd	^{40}K-halt	Dep. av ^{137}Cs
			datum	Öst (X)	Norr (Y)	Bq/kg ts	$(m^2/kg)*10^{-3}$	m^2	g	kg/ha	Bq/kg ts	kBq/m^2
X3	bete	1	2005-07-01	165951	603728	0	-	0,25	106,35	4254	857	-
X3	bete	2	2005-08-16	165951	603728	2	-	0,5	58	1160	-	-
X9B	bete	1	2005-06-21	157601	673613	42	0,26	0,25	202,3	8092	900	165
X9B	bete	2	2005-09-08	157601	673613	7	0,04	0,5	396,5	7924	2	165
X14	bete	1	2005-06-21	171143	604352	9	0,06	0,5	111,2	2224	995	157
X14	bete	2	2005-08-16	171143	604352	6	0,04	0,5	88,7	1774	379	157
X15D	bete	1	2005-06-21	171746	605223	1009	6,77	1	149,8	1498	-	149
X15D	bete	2	2005-08-16	171746	605223	1773	11,9	0,5	41,1	822	-	149
X18	bete	1	2005-06-21	171181	604453	609	7,34	0,5	157,2	3144	-	83
X18	bete	2	2005-08-16	171181	604453	944	11,37	0,5	88,3	1766	751	83
U2	bete	1	2005-06-20	171310	600506	10	0,18	0,5	132,3	2646	-	52
U2	bete	2	2005-08-15	171310	600506	20	0,39	0,5	70,4	1408	756	52
U4	bete	1	2005-06-20	170116	601204	3	0,05	1	74	740	1097	60
U4	bete	2	2005-08-15	170116	601204	0	0,01	0,5	47,1	942	1153	60
U11	bete	1	2005-06-20	171057	601005	0	0	0,5	111	2220	802	93
U11	bete	2	2005-08-15	171057	601005	2	0,02	0,25	67,4	2696	-	93
C117	bete	1	2005-06-22	172817	602932	4	0,12	0,5	156,9	3138	-	36
C117	bete	2	2005-08-17	172817	602932	0	0,01	0,5	60,4	1208	974	36
C711	bete	1	2005-06-20	171413	595733	140	1,43	0,5	126,2	2524	840	98
C711	bete	2	2005-08-15	171413	595733	351	3,58	0,5	37	740	778	98
C818	bete	1	2005-06-20	171526	600026	3	0,05	0,5	166,6	3332	986	69
C818	bete	2	2005-08-15	171526	600026	5	0,08	0,5	55,1	1102	849	69
Djurö	bete	1	2005-07-01	184345	591933	0	0	-	288,2	-	698	1,6

Bilaga 3. Resultaten från provtagningarna av spannmål och baljväxter 2005

Plats	Gröda	Skörd	Provtagnings-	Position		^{137}Cs-halt	TF_g	Yta	Torrvikt	Skörd	^{40}K-halt	Dep. av ^{137}Cs
			datum	Öst (X)	Norr (Y)	Bq/kg ts	$(m^2/kg)*10^{-3}$	m^2	g	kg/ha	Bq/kg ts	kBq/m^2
X2	korn	spml	2005-08-16	171108	604323	1	0,01	0,25	70,9	2836	834	155
U703	korn	spml	2005-08-15	170211	595359	1	0,02	0,25	87,3	3492	125	23
U2	vete	spml	2005-08-15	171310	600506	0	0	0,25	164,3	6572	148	63
U11	vete	spml	2005-08-15	171052	601020	0	0	0,25	160,1	6404	119	61
C14	vete	spml	2005-08-17	171411	601005	0	0	0,25	147,6	5904	128	70
C709	ärt	1	2005-06-20	171902	594955	0	0	0,5	115,4	2308	1212	34
C709	ärt	2	2005-08-15	171903	594955	0	0	0,25	304,8	12192	380	34

Bilaga 4

Provtagningsplatserna

Nr provtagningsplats	Län	Namn provtagningsplats
X1	X-län	Björke
X4A	X-län	Hedesunda
X4B	X-län	Hedesunda
X5-6	X-län	Koffsta
X7A	X-län	Hade
X7B	X-län	Hade
X8A	X-län	Kessmansbo
X8B	X-län	Kessmansbo
X11	X-län	Trödje
X12A	X-län	Österfärnebo
X15A	X-län	Iggön
U3	U-län	Viby
U118	U-län	Fråganbo
U501	U-län	Ultuna
C119	C-län	Åkra
CIngstarbo	C-län	Ingstarbo
X3	X-län	Valbo
X9B	X-län	Hillesjön
X14	X-län	Hille skjutbana
X15D	X-län	Iggön
X18	X-län	Hille kvigbete
U2	U-län	Ön
U4	U-län	Buckarby
U11	U-län	Skogsvallen
C117	C-län	Marma
C711	C-län	Möjsjövik
C818	C-län	M/E Blacksta vall
Djurö	C-län	Djurö

Bilaga 5

Tabell 1. Månadsvis och årlig medeltemperatur (^{o}C) i U-, C- och X-län för perioden 1961-1990 (SMHI, 1991)

	Jan.	**Feb.**	**Mars**	**April**	**Maj**	**Juni**	**Juli**	**Aug.**	**Sept.**	**Okt.**	**Nov.**	**Dec.**	**Medel**
Untra (X-län)	-4,9	-4,9	-1,4	3,2	9,3	14,6	16,1	14,8	10,4	5,9	0,6	-3,4	5,0
Gävle (X-län)	-4,8	-4,5	-1,0	3,4	9,3	14,6	16,3	14,9	10,6	6,0	0,6	-3,3	5,2
Tärnsjö (U-län)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Uppsala Flygfält (C-län)	-4,5	-4,6	-1,1	3,7	10,0	14,6	15,9	14,8	10,6	6,2	1,0	-3,0	5,3

Tabell 2. Månadsvis och årlig nederbörd i U-, C- och X-län för perioden 1961-1990 (SMHI, 1991)

	Jan.	**Feb.**	**Mars**	**April**	**Maj**	**Juni**	**Juli**	**Aug.**	**Sept.**	**Okt.**	**Nov.**	**Dec.**	**År tot.**
Untra (X-län)	49	38	35	41	39	42	71	79	68	57	63	55	635
Gävle (X-län)	48	35	32	40	39	44	69	83	66	54	56	51	617
Tärnsjö (U-län)	40	29	30	34	36	46	67	71	62	53	52	44	566
Uppsala Flygfält (C-län)	39	27	30	29	34	46	76	71	60	52	54	45	563