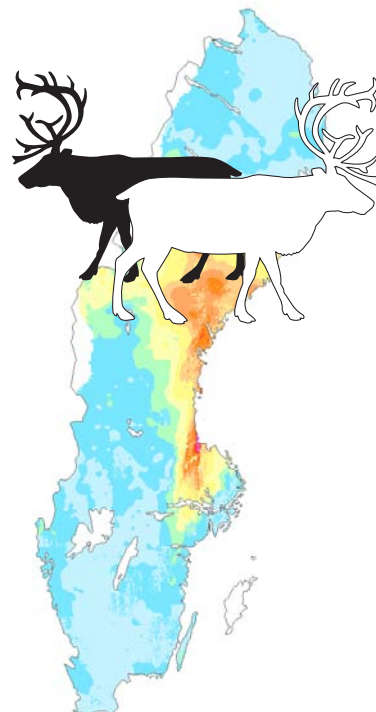


Utveckling, övervakning och åtgärder när det gäller radioaktivt cesium i renar efter Tjernobylolyckan

Birgitta Åhman



SSI:s verksamhetssymboler



UV, sol och optisk strålning

Ultraviolet (UV) strålning från solen och solarier kan ge både lång- och kortsiktiga skador. Även annan optisk strålning, främst från lasrar, kan vara skadlig. Vi ger råd och information.



Solarier

Risken med att sola i solarium är sannolikt densamma som att sola i naturlig sol. SSI har därför tagit fram föreskrifter som även innehåller råd för den som solar i solarium.



Radon

i inomhusluft står för den största andelen av den totala stråldosen till befolkningen i Sverige. Vi arbetar med riskbedömning, mätteknik och rådgivning till andra myndigheter.



Sjukvård

står för den näst största andelen av den totala stråldosen till befolkningen. Genom föreskrifter och tillsyn strävar SSI efter att minska stråldosema för personal och patienter.



Strålning inom industri och forskning

Enligt strålskyddslagen krävs tillstånd för verksamhet med joniserande strålning. SSI ger ut föreskrifter och kontrollerar att de efterlevs, gör inspektioner, utredningar och kan stoppa farlig verksamhet.



Kärnkraft

SSI ställer krav på kärnkraftverken att strålskyddet för allmänhet, personal och miljö ska vara bra och kontrollerar fortlöpande att kraven uppfylls.



Avfall

SSI arbetar för att allt radioaktivt avfall tas omhand på ett från strålskyddssynpunkt säkert sätt.



Mobiltelefoni

Mobiltelefoner och basstationer avger elektromagnetiska fält. SSI följer utveckling och forskning för mobiltelefoni och dess eventuella hälsorisker.



Transporter

SSI verkar nationellt och internationellt för att radioaktiva preparat inom sjukvården, strålkällor inom industrin och utbränt kärnbränsle ska transporteras på ett säkert sätt.



Miljö

Säker strålmiljö är ett av de 15 miljömål som riksdagen beslutat om för att uppnå en ekologiskt hållbar utveckling i samhället. SSI ansvarar för att detta mål uppnås.



Biobränsle

från träd som innehåller cesium, till exempel från Tjernobylolyckan, är ett problem som SSI idag forskar kring.



Kosmisk strålning

Flygpersonal kan i sitt arbete utsättas för höga nivåer av kosmisk strålning. SSI deltar i ett internationellt samarbete för att kartlägga stråldosema till denna yrkesgrupp.



Elektriska och magnetiska fält

SSI arbetar med risker av elektromagnetiska fält och vidtar åtgärder om risker identifieras.



Beredskap

SSI har dygnet-runt-beredskap för att skydda människor och miljö från konsekvenser av kärnenergiolyckor och andra strålningsolyckor.



SSI Utbildning

ska bidra till att tillgodose det utbildningsbehov som finns på strålskyddsområdet. Verksamheten finansieras genom kursavgifter.

FÖRFATTARE/AUTHOR: Birgitta Åhman*

*Sveriges lantbruksuniversitet, Enheten för renskötsel

AVDELNING/ DEPARTMENT: Avdelningen för beredskap och miljöövervakning / Department of Emergency Preparedness & Environmental Assessment.

TITEL/TITLE: Utveckling, övervakning och åtgärder när det gäller radioaktivt cesium i renar efter Tjernobylyckan / Development, control and countermeasures regarding radioactive caesium in Swedish reindeer after the Chernobyl accident.

SAMMANFATTNING: Sedan Tjernobylyckan 1986 har mängden cesium-137 (^{137}Cs) i renkött uppmätts i samband med slakt dels via köttprov, dels via direkt mätning av slaktkroppar. Slaktkroppar över gränsvärdet har kasserats. De första åren kasserades många slaktkroppar, men idag kasseras bara någon procent av den totala slakten. Renarnas intag av ^{137}Cs växlar med årstiderna vilket visar sig i renarna, som har höga cesiumnivåer på vintern och låga på sommaren.

Från 1986 till 2004 har halterna av ^{137}Cs i ren minskat långsiktigt i Sverige med en genomsnittlig effektiv halveringstid på 5,3 år. Nedgången var snabbare i början men har sedan planat ut. I dagsläget kontrolleras renar vid slakt i 16 av Sveriges 51 samebyar, men ofta krävs kontroll bara i en del av byn eller under viss del av året. Förutom mätningar vid slakt genomförs mätningar på levande renar. I områden där många renar ligger över gränsvärdet vidtas åtgärder för att minska risken för kassation. Ändring av slakttidpunkt och utfodring är de åtgärder som visat sig vara mest praktiska och effektiva.

Staten betalar ersättning till renägarna för kostnader i samband med dessa åtgärder. Behovet av åtgärder, och därmed kostnaderna, har minskat med tiden. I södra Västerbotten och nordligaste Jämtland, där nedfallet från Tjernobyl var högst, kommer det förmodligen att dröja minst tio till tjugo år innan man helt kan sluta med åtgärder och kontroll.

SUMMARY: Since the Chernobyl accident in 1986, monitoring of ^{137}Cs in reindeer has been made at slaughter, by measuring muscle samples or by direct monitoring of gamma radiation on reindeer carcasses. Carcasses above the accepted limit have been discarded. Many carcasses were discarded during the first years, but now the number is only some per cent of the total slaughter. The radiocaesium intake in reindeer varies with season, which is reflected in the levels in reindeer, which are low in summer and high in winter.

The levels of ^{137}Cs have declined from 1986 to 2004 with an average effective half-life of 5.3 years. The decline was faster during the first years than during later years. Presently, 16 out of totally 51 reindeer herding districts in Sweden are included in the control of ^{137}Cs in reindeer. Control is often necessary only in defined areas or at certain periods of the year. Monitoring of ^{137}Cs in live reindeer is made in addition to the monitoring at slaughter. Countermeasures have been applied in areas where many reindeer are above the accepted limit for ^{137}Cs . Change of slaughter time and feeding are the most used countermeasures.

The reindeer owners are compensated economically from the state for costs related to these countermeasures. The need for measures, and thereby the costs, have decreased with time. In the southern parts of the county of Västerbotten and in the northernmost part of Jämtland, where the Chernobyl fallout was the highest, it will probably still take at least ten to twenty years until measures and control are no longer needed.

SSI rapport: 2005:17

oktober 2005

ISSN 0282-4434

The conclusions and viewpoints presented in the report are those of the authors and do not necessarily coincide with those of the SSI.

Författarna svarar själva för innehållet i rapporten.



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

Innehållsförteckning

Inledning	2
Cesium i ren	2
Nedfallet från Tjernobyl och halterna av radiocesium i renar första året	2
Radioaktivt cesium i renens diet och effekter på halterna i ren vid olika årstider	3
Långsiktiga förändringar av radioaktivt cesium i bete och renar	5
Kassation av renkött.....	9
Friklassning och kontroll	9
Motåtgärder.....	10
Prognoser och framtidsutsikter	15
Metoder för urval, mätning och analys	16
Mätningar och kontroll.....	16
Bearbetning av data.....	17
Referenser	18

Tabellförteckning

Tabell 1. Markdeponering av ^{137}Cs från Tjernobyl, genomsnittlig halt ^{137}Cs i renar under första vintern efter nedfallet (november 1986-april 1987) och halveringstid i ren från 1986-2004 i olika samebyar i Sverige	4
Tabell 2. År när olika samebyar blivit friklassade (avser hölsten detta år) respektive omfattning av kontroll i de byar som fortfarande (år 2004) inte är friklassade.....	11

Inledning

Kärnkraftsolyckan i Tjernobyl den 26 april 1986 innebar inte bara en katastrof i närområdet utan fick långtgående effekter även på många andra håll. I Sverige fick stora delar av södra och mellersta Norrland högt nedfall, lokalt upp till 200 000 Becquerel (Bq) per kvadratmeter. För rennäringens del innebar det att betesmarkerna blev mer eller mindre förorenade. Särskilt allvarligt var det för lavbetet (vinterbetet). Även om det fanns små mängder av andra radioaktiva isotoper i nedfallet är det radioaktivt cesium, ^{137}Cs och ^{134}Cs , som har inneburit problem för rennäringen efter Tjernobylolyckan.

Denna rapport beskriver utvecklingen vad gäller radioaktivt cesium i renar i Sverige under de snart 20 år som förflutit sedan Tjernobylolyckan. Syftet är att ge en bild av situationen i olika delar av renbetesområdet, visa vilka åtgärder som vidtagits och vad dessa haft för effekt, samt beskriva hur kontrollen av radioaktivt cesium i ren gått till.

Rapporten bygger på forskningsresultat och på författarens erfarenheter och samlade kunskap från den rådgivningsverksamhet som bedrivits vid SLU sedan 1986. Data har samlats in framför allt via den kontroll av renar och uppföljning av åtgärder som startade i samband med Tjernobylolyckan och som fortlöpande pågår. Forskningsprojekten har finansierats av bland andra SSI. Analysverksamhet samt uppföljning av kontroll och åtgärder har i huvudsak finansierats av Statens jordbruksverk.

Cesium i ren

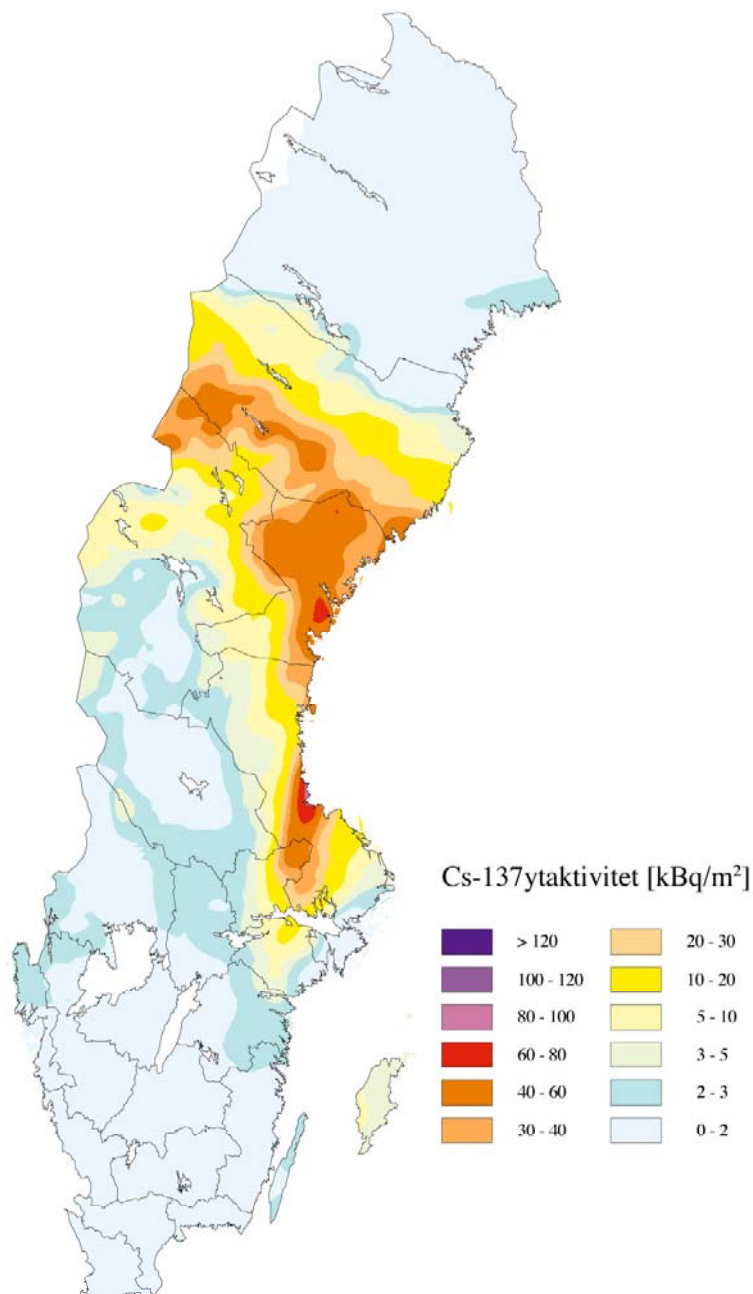
Nedfallet från Tjernobyl och halterna av radiocesium i renar första året

Det radioaktiva nedfallet från Tjernobyl var mycket ojämnt fördelat över renbetesområdet (Fig. 1). Detta avspeglade sig också i cesiumhalterna i ren första året efter nedfallet (Tabell 1) och de flesta renar (78 procent av totala slakten) låg över det då gällande gränsvärdet 300 Bq/kg. När gränsvärdet efter ett år höjdes till 1500 Bq/kg minskade kassationen avsevärt (29 procent kasserade under 1997/98).

Då Tjernobylolyckan inträffade 1986 fanns fortfarande en del ^{137}Cs kvar i naturen, och även i renarna, sedan nedfallet från de atmosfäriska kärnvapenprov som genomförts framför allt på 1950- och 60-talen. Utgående från relationen mellan ^{134}Cs , som bara fanns i Tjernobylnedfallet, och ^{137}Cs , som även fanns sedan tidigare, har vi kunnat räkna ut att halten ”gammalt” ^{137}Cs i renkött vintern 1986/87 låg på nivån 150-300 Bq/kg (Åhman m.fl. 2001). Detta bekräftas också av mätningar av ^{137}Cs i finska renar som gjordes bara några månader före Tjernobylolyckan (Rissanen m.fl. 1987). I nordligaste Norrbotten, där nedfallet från Tjernobyl var litet (300-400 Bq/m²), innebar detta att i genomsnitt 40 procent av det ^{137}Cs som uppmättes i renarna vintern 1986/87 var gammalt medan resten (60 procent) härrörde från Tjernobyl. I övriga Sverige dominerade radiocesium från Tjernobyl och det gamla hade mycket marginell effekt på det totala cesiuminnehållet i renkött.

Radioaktivt cesium i renens diet och effekter på halterna i ren vid olika årstider

Renar tar upp mer radiocesium än många andra betande djur och den största anledningen är renens vinterdiet där lav, framför allt olika renlavar (släktet *Cladonia* eller *Cladina*), är en viktig del. Laven absorberar både näringsämnen och föroreningar direkt från luft och nederbörd och en heltäckande lavmatta kan absorbera nästan allt radioaktivt material vid ett eventuellt nedfall. På sommaren äter renen gröna växter (gräs, löv och olika örter) som inte alls tar upp radiocesium i samma utsträckning som laven. Eftersom cesium omsätts



Figur 1. Markdeponeringen av ¹³⁷Cs från Tjernobylnedfallet baserat på flygmätningar av gammastrålning som gjordes av SGAB under de sex första månaderna efter nedfallet (flygradiometriska databasen, © Sveriges geologiska undersökning (SGU)). *Ground deposition of ¹³⁷Cs from the Chernobyl fallout based on aerial surveys of gamma radiation made by the Swedish Geological Company (data from the radiometric database, © Swedish geological survey).*

Tabell 1. Markdeponering av ^{137}Cs från Tjernobyl, genomsnittlig halt ^{137}Cs i renar under första vintern efter nedfallet (november 1986-april 1987) och halveringstid i ren från 1986-2004 i olika samebyar i Sverige. *The average ground deposition of ^{137}Cs from the Chernobyl fallout, the average activity concentration of ^{137}Cs in reindeer during the first winter after fallout (November 1986 to April 1987) and the effective half-life of ^{137}Cs in reindeer from 1986 to 2004 in different herding districts in Sweden*

By nr	Sameby	Markdeponering genomsnitt (Bq/m ²)	^{137}Cs i renkött vintern 1986/87 (Bq/kg)	Halveringstid 1986-2004 (år)
1	Geaggánvuopmi	300	330	8,2
2	Lávnjitvuopmi	300	290	9,7
3	Saarivuoma	300	440	6,4
4	Talma	300	500	-
5	Gabna	300	500	-
6	Laevas	300	440	-
7	Girjas	300	480	-
8	Baste	300	510	-
9	Sörkaitum	300	670	-
10	Sirges	400	750	5,0
11	Jákkåaska	500	860	5,7
12	Tuorpon	400	1 020	-
13	Luokta-Mavas	400	930	4,2
14	Semisjaur-Njarg	600	790	9,0
15+26	Svaipa+Gran	5 400	4 360	10,3
16	Vittangi	300	460	-
17	Gällivare	700	1 020	4,1
18	Serri	300	1 470	4,2
19	Udtja	500	1 150	3,8
20	Ståkke (Åberget)	700	850	5,2
21	Östra Kikkejaur	600	860	7,2
22	Västra Kikkejaur	1 200	1 340	6,2
23	Mausjaur	1 600	2 020	5,2
24	Maskaure	3 300	3 150	7,3
25	Malå	4 700	7 400	7,4
27	Ran	10 800	5 270	8,7
28	Ubmeje	12 500	11 750	4,9
29	Vapsten	23 000	10 630	5,9
30	Vilhelmina norra	37 000	27 810	4,2
31	Vilhelmina södra	37 700	31 070	3,5
32	Frostviken norra	36 300	30 630	5,2
33	Ohredahke	26 100	17 960	6,6
34	Raetievaerie	21 300	14 950	3,9
35	Jiingevaerie	15 200	8 560	3,2
36	Jovnevaerie	6 000	9 280	5,4
37	Njaarke	5 300	8 030	4,8
38	Kall*	6 100	5 400	7,5
39	Tåssåsen	2 000	1 470	5,7
40	Handölsdalen	2 800	2 020	4,8
41	Mittådalen	2 600	3 020	4,1
42	Ruvhten sijte	2 700	3 580	4,3
43	Idre	2 700	3 680	4,5
44	Muonio	300	460	-
45	Sattajärvi	300	540	-
46	Tärendö	300	610	-
50	Ängeså	600	1 490	5,4
52	Korju	600	810	-

*Data från Kall avser slakt i oktober eftersom nästan all slakt i denna by görs under oktober.

Koncessionsbyarna Kalix, Pirttijärvi och Lihittjäjä är inte med i tabellen på grund av för lite data.

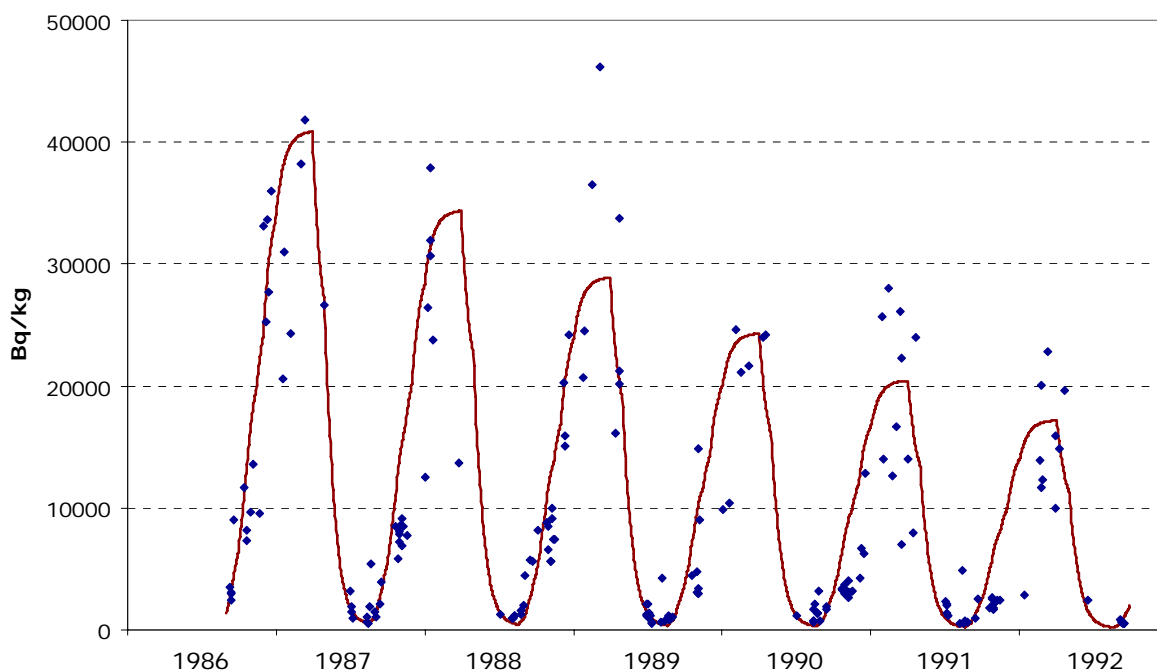
snabbt i kroppen och utsöndras med avföring och urin minskar halterna i muskulaturen ganska snabbt när intaget minskar. Detta gör att man får en kraftig årstidsvariation av radiocesium i ren (Fig. 2) med låga halter på sommaren och höga på vintern. Förändringarna i diet, och därmed intag av radiocesium, under hösten bestäms av temperatur- och snöförhållanden samt renarnas vandringar från höstbetesmarker till vinterbetesmarker. På sensommaren och hösten äter renarna gärna svamp. Många svampar tar effektivt upp radiocesium från marken vilket gör att man vissa år kan få en topp i intaget och därmed höga halter i renarna redan tidigt på hösten.

Långsiktiga förändringar av radioaktivt cesium i bete och renar

Med tiden minskar mängden radiocesium i renens bete. Delvis beror nedgången på det radioaktiva sönderfallet. I nedfallet från Tjernobyl fanns två isotoper av radiocesium, ^{134}Cs , som har en fysikalisk halveringstid på 2 år och ^{137}Cs , som har en halveringstid på 30 år (hälften av den ursprungliga mängden radioaktivt cesium har alltså försvunnit efter 2 respektive 30 år). I Tjernobylnedfallet fanns det drygt hälften så mycket ^{134}Cs som ^{137}Cs . Eftersom ^{134}Cs har en betydligt kortare fysikalisk halveringstid är det efter några år bara ^{137}Cs som har någon betydelse.

Efter Tjernobylolyckan befarades att det skulle ta mycket lång tid att bli av med radioaktivt cesium i renarna men det har dessbättre visat sig att halterna av ^{137}Cs i renar minskar

Cs-137 i ren från Vilhelmina norra sameby

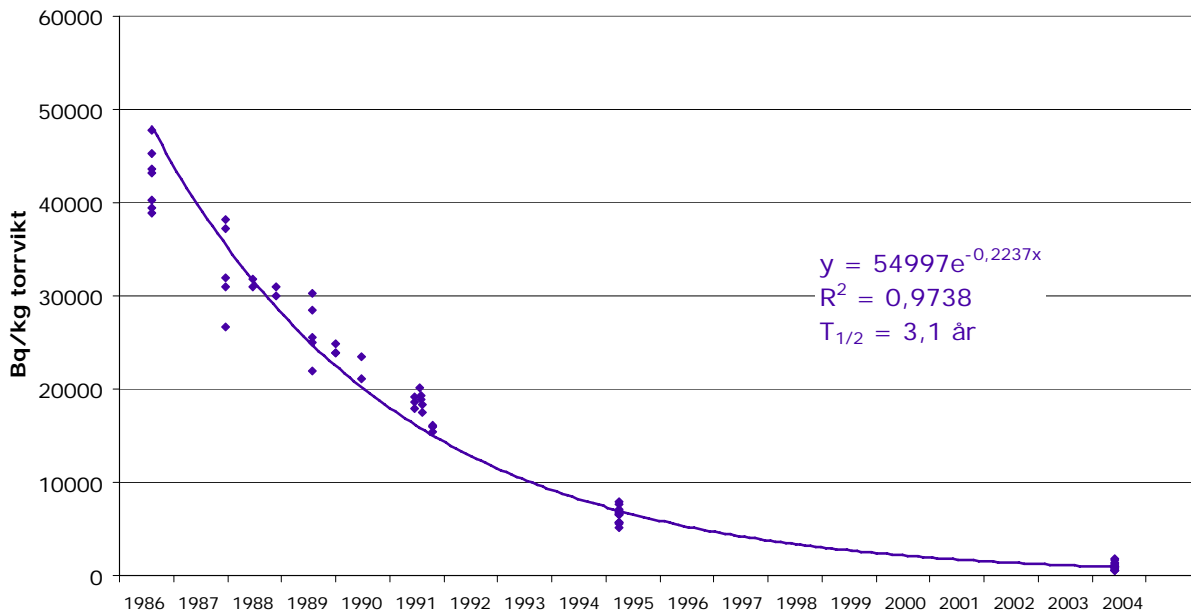


Figur 2. ^{137}Cs i ren (Bq/kg i färsk muskel) från Vilhelmina norra sameby i Västerbotten från 1986 till 1992. Varje punkt representerar ett mätillfälle och är ett medelvärde för minst 10 renar. *^{137}Cs in reindeer (Bq per kg fresh muscle tissue) from the reindeer herding district Vilhelmina norra from 1986-1992. Each value represent one sampling occasion and is a mean of at least 10 reindeer.*

betydligt fortare än vad som orsakas av bara det fysikaliska sönderfallet. Om man ser på genomsnittet för hela Sverige har halterna av ^{137}Cs i renarna under vinterperioden (november till april) minskat från vintern 1986/87 fram till vintern 2003/04 med en effektiv halveringstid på 5,3 år. Halveringstiden varierar dock beroende på vilket område och vilken tidsperiod man studerar och ligger för enskilda samebyar mellan 3 och 10 år (Tabell 1). Minskningen gick fortare i början, och den genomsnittliga halveringstiden för de första sju åren (1986/87 till 1993/94) var 3,8 år, jämfört med 7,2 år för de följande tio åren.

Hur fort ^{137}Cs minskar i renarna är en funktion av hur fort ^{137}Cs minskar i genomsnitt i den föda som renen äter, det vill säga i vegetationen. Minskningen skiljer mellan olika typer av växter. Laven har inga rötter och innehåller bara det cesium som kommit uppifrån eller som omfördelats i själva laven (laven dör i botten och växer i toppen och olika ämnen, däribland cesium, kan delvis transporteras från den nedre döende delen upp till den växande delen). Baserat på att laven växer mycket långsamt har man tidigare antagit att de radioaktiva ämnena skulle stanna kvar i laven under mycket lång tid. Det har föreslagits att den relativt snabba minskning som man ändå sett i lav och i renar på lavbete delvis skulle bero på betning. När vi har gjort upprepade mätningar av ^{137}Cs i lav från ett område nordväst om Uppsala (utanför renbetesområdet och inte påverkat av betande renar) har det dock visat sig att den effektiva halveringstiden för ^{137}Cs från 1987 till 2004 var endast 3,1 år (Fig. 3). Nedgången i lav tycks således vara minst lika snabb som i renarna. Minskningen av radiocesium i annan vegetation varierar beroende på art och växtplats. Marken är en viktig faktor och markens förmåga att binda cesium liksom transporten av cesium i markprofilen har betydelse för förändringar i växternas upptag över tiden.

Cs-137 i renlav (*Cladina* spp.) från Heby



Figur 3. ^{137}Cs i renlav (blandat *Cladina stellaris*, *Cladina arbuscula/mitis*, *Cladina rangiferina*, Bq/kg torrsvikt) insamlad under perioden 1987 till 2004 från en tallhed 60 km nordväst om Uppsala ^{137}Cs in reindeer lichens (mixed *Cladina stellaris*, *Cladina arbuscula/mitis* and *Cladina rangiferina*, Bq per kg dry weight) collected during the period 1987 to 2004 from a pine heath 60 km north-west of Uppsala in central Sweden.

Eftersom renen vandrar mellan områden med olika nedfall och olika markförhållanden och betar många olika slags växter är det svårt att veta på vilket sätt olika delar av renens diet samverkar och hur det påverkar förändringarna av radiocesium i renarna på lång sikt.

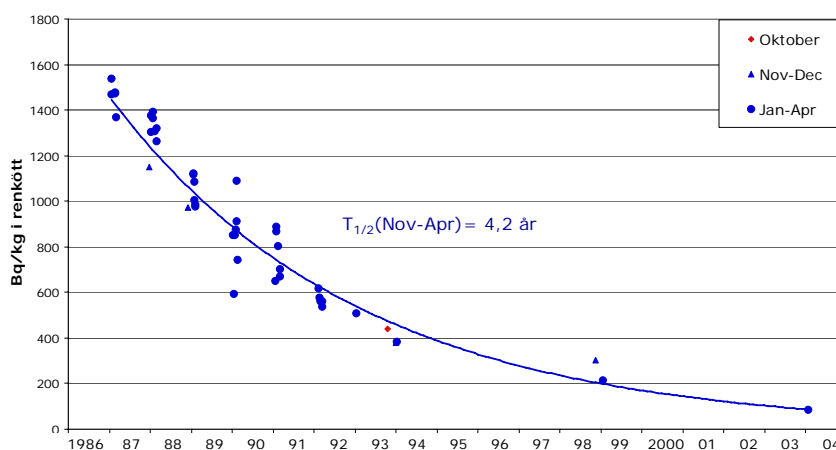
Den långsiktiga minskningen av ^{137}Cs i renar varierar, som tidigare nämnts, mellan olika samebyar och även mellan säsonger (Fig. 4). Skillnaderna i cesiumnivåer mellan olika slakttillfällen inom en och samma sameby är stor beroende på var renarna har varit och vad de betat. En del av den observerade variationen och skillnaderna i nedgång kan bero på att renarna utnyttjat olika områden under olika år och att exempelvis nedfallet eller tillgången på lav skiljer mellan dessa områden. Det kan dessutom ha skett mera varaktiga förändringar i användningen av olika betesområden över tiden bland annat beroende på att andra markanvändare, till exempel skogsbruket, påverkat möjligheterna att utnyttja vissa betesmarker.

Enligt tidigare undersökningar (Åhman m.fl. 2001) tycks andelen gammalt radiocesium i området påverka hur fort radiocesium minskar i betet och i renarna. Gammalt ^{137}Cs (från bombproven på 1950- och 60-talet) som finns kvar i mark och vegetation försvinner troligen långsammare än vad ^{137}Cs från Tjernobyl gör. Om andelen ^{137}Cs från Tjernobyl är liten så kommer effekten av gammalt ^{137}Cs att göra att nedgången i renarna tar längre tid än om ^{137}Cs från Tjernobyl dominerar. Att minskningen i vegetationen generellt går långsammare med tiden bekräftas av att nedgången i ^{137}Cs i ren var snabbast under första åren efter nedfallet från Tjernobyl för att sedan plana ut. Med tiden kan den effektiva halveringstiden i ren förväntas närma sig den fysikaliska, det vill säga 30 år.



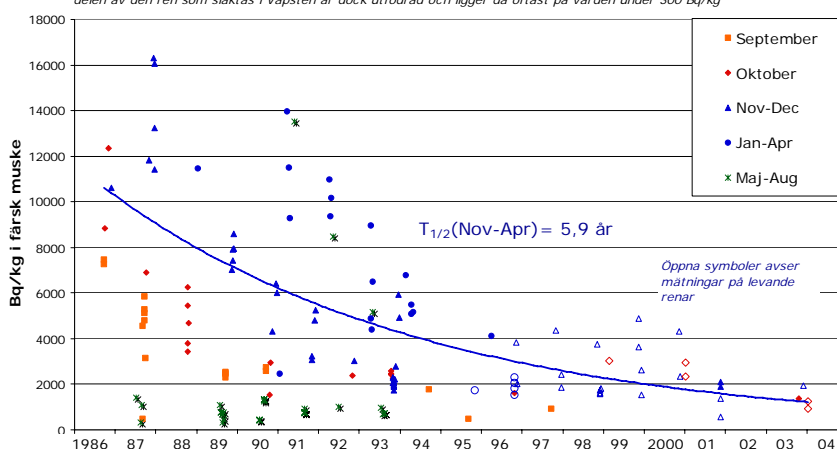
Bild 1. Externmätning av levande ren för kontroll av ^{137}Cs . *Monitoring gamma radiation on a live reindeer to control the level of ^{137}Cs .*

Cs-137 i ren från Serri sameby

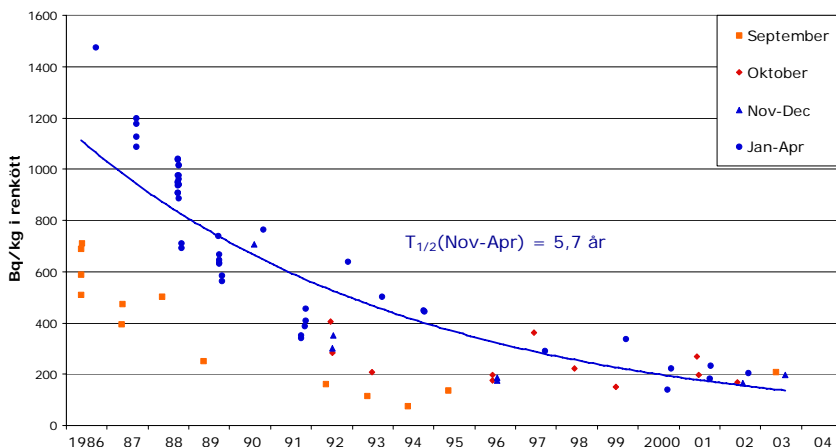


Cs-137 i ren från Vapsten sameby

Figuren avser ren från naturbete. Slaktkroppar från renar som ligger över gränsvärdet (1500 Bq/kg) kasseras. Större delen av den ren som slaktas i Vapsten är dock utfodrad och ligger då oftast på värden under 300 Bq/kg



Cs-137 i ren från Tässåsens sameby



Figur 4. ^{137}Cs i renar från tre olika samebyar; Serri sameby i Norrbotten, Vapstens sameby i Västerbotten och Tässåsens sameby i Jämtland, under 1986 till 2004 uppdelat på olika årstider. Varje punkt representerar ett mätillfälle och är ett medelvärde för minst 10 renar. Linjen beskriver nedgången av ^{137}Cs i ren på vintern (november-april). ^{137}Cs in reindeer from three reindeer herding district; Serri in the county of Norrbotten, Vapsten in Västerbotten county and Tässåsen in the county of Jämtland, during the years 1986 to 2004 and divided in different seasons. Each value represent one sampling occasion and is a mean of at least 10 reindeer. The line describes the decline in reindeer monitored during winter time (November-April).

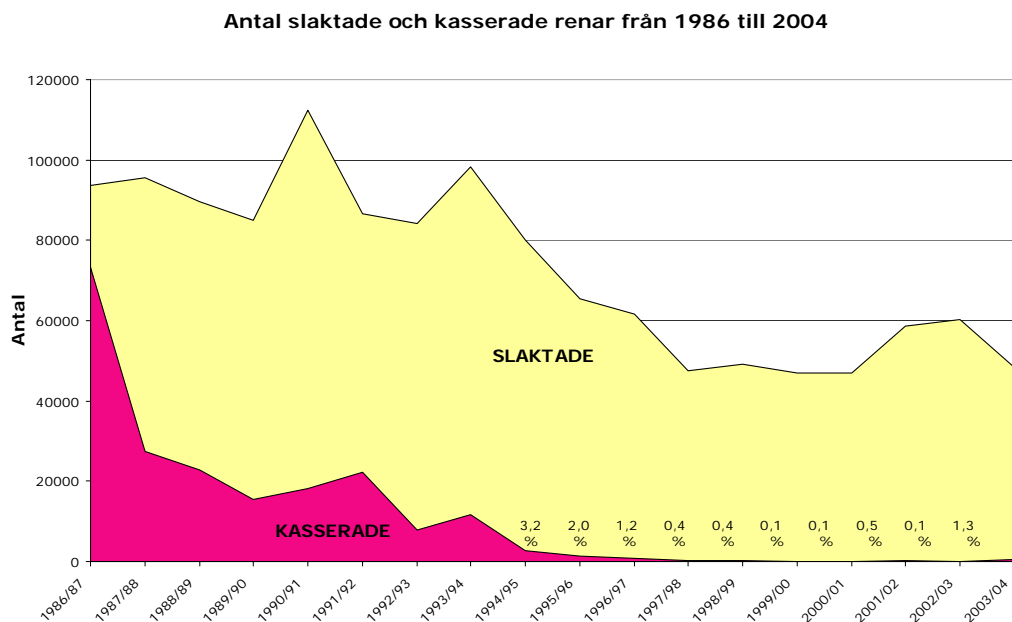
Kassation av renkött

För att förhindra att människor skulle få för mycket strålning från livsmedel efter Tjernobylyckan satte myndigheterna gränsvärden för hur mycket ^{137}Cs olika livsmedel fick innehålla för att man skulle få sälja dem. Utgångspunkten var, och är fortfarande, att ingen människa ska få en extra stråldos från livsmedel som överstiger 1 millisievert (mSv) per år. Det motsvaras av ett årligt intag av 75 000 Bq ^{137}Cs . Första året efter olyckan var gränsvärdet för ^{137}Cs i renkött, som tidigare nämnts, detsamma som för de flesta andra livsmedel, 300 Bq/kg. Grunden för att sedan höja den gränsen för vissa livsmedel (ren, vilt, insjöfisk, vilda bär och svampar) var att de flesta människor i Sverige äter så lite av dessa livsmedel. Med det högre gränsvärdet 1500 Bq/kg kan man ändå äta minst 50 kg renkött per år innan man riskerar att komma upp till 1 mSv. Rekommendationen för renskötare och andra som nästan dagligen äter dessa livsmedel är dock att hålla sig under gränsen 300 Bq/kg.

För rennäringens del har gränsvärdena inneburit att en del av det renkött man producerat måst kasseras. Kassationen var, som nämnts, mycket hög första året när gränsvärdet var lågt och sjönk sedan. Allteftersom halterna av ^{137}Cs i ren har sjunkit och man har infört och effektiviserat olika motåtgärder (se nästa kapitel) har kassationen av ren gradvis minskat (Fig. 5). Den har nu i flera år legat under 1 procent. En liten ökning av kassationen skedde hösten 2003 när cesiumnivåerna i ren (och även i vilt i norra Sverige) låg oväntat högt vilket kan förklaras av en ovanligt riklig och långvarig svamptillgång.

Friklassning och kontroll

Omfattningen av kontrollen av ^{137}Cs vid renslakt har förändrats över tiden baserat på hur nivåerna i ren har förändrats över tiden. Första året kontrollerades i princip varje slakt.

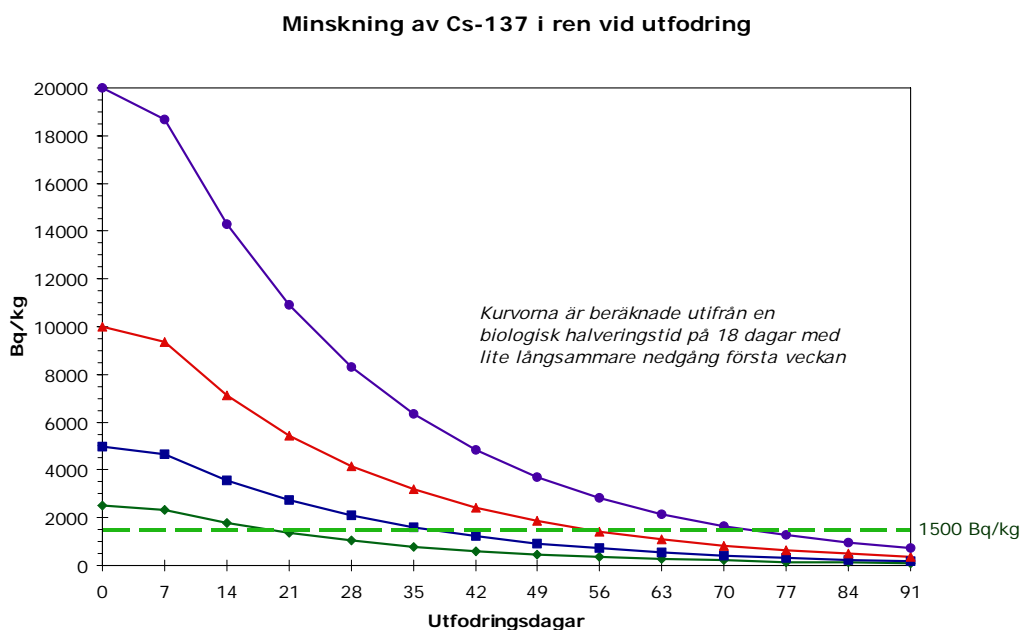


Figur 5. Antalet slaktade renar och antalet renslaktkroppar kasserade på grund av för hög halt av ^{137}Cs , från slaktsäsongen 1986/87 till och med slaktsäsongen 2003/04 (första året var gränsvärdet för renkött till försäljning 300 Bq/kg men höjdes sedan till 1500 Bq/kg). The number of slaughtered reindeer from 1986 to 2004 and the number of carcasses that had to be condemned because of too high levels of ^{137}Cs . During the first year after the Chernobyl accident the intervention level was lower (300 Bq/kg) than during later years (1500 Bq/kg).

När gränsvärdet höjts i juli 1987 kunde man friklassa större delen av Norrbotten, där det var lite nedfall. Sedan har man efterhand utökat friklassningen till att gälla fler samebyar. Friklassningen kan gälla hela samebyn eller bara en del av byn. Eftersom halterna av radiocesium varierar över året kan friklassning gälla under en viss del av året. Det finns flera samebyar som är friklassade tidigt på hösten men där det efter ett visst datum krävs kontroll. Hela Norrbotten är sedan mer än tio år tillbaka friklassat, med undantag av två byar (Svaipa och Maskaure), som har kontroll under en del av året (Tabell 2). I Västerbotten omfattas alla byar av kontroll, men de flesta antingen bara i en del av byn eller under en begränsad del av året. Av Jämtlands 12 samebyar var det de tre nordligaste som blev mest drabbade vid Tjernobylnedfallet. I de två nordligaste av dessa är fjällområdet undantaget från kontroll under juli till september. I övrigt är det kontroll vid alla slakter. I ytterligare fyra byar har man kontroll i delar av byn eller under delar av året, medan de fem sydligaste Jämtlandsbyarna är helt friklassade.

Motåtgärder

Cesium är ett ämne som omsätts och utsöndras ur kroppen relativt snabbt. Det gör att nivåerna i kroppen följer intaget, det vill säga ökar när djuret har ett högt intag av cesium och minskar när intaget är lågt. Följden för renen blir, som tidigare visats, att man får tydliga årstidsvariationer när intaget av ^{137}Cs ändras beroende på växlingar i dieten. Om renarna redan har höga nivåer av radiocesium i kroppen kan man sänka halterna genom att ge renarna foder som är fritt från radioaktivt cesium. Den biologiska halveringstiden för radiocesium i ren vid utfodring har i allmänhet legat på 2-3 veckor. Den snabba omsättningen gör att även ett djur med ganska hög halt av radioaktivt cesium i kroppen kan renas på ett par månader (Fig. 6).



Figur 6. Minskning av radiocesium vid utfodring i renar med olika utgångsvärden i kroppen. Kurvorna har beräknats baserat på en långsam minskning under den första veckan, innan renarna anpassat sig och kommit igång att äta ordentligt, och 18 dagars biologisk halveringstid därefter. *Decline of radiocaesium during clean feeding in reindeer starting at different levels of radiocaesium contamination. The graphs are calculated based on a slow decline during the first week, before the reindeer have adapted to feeding, and 18 days biological half-life thereafter.*

Tabell 2. År när olika samebyar blivit friklassade (avser hösten detta år) respektive omfattning av kontroll i de byar som fortfarande (år 2005) inte är friklassade. The year from which control of reindeer meat is no longer required by the National Food Administration (refers to autumn this year) and the extent of control in reindeer herding districts where control is still in practice

By nr	Sameby	Friklassat år	Kontroll enligt SLV:s provtagningsplan 2005 (samt år när omfattningen av kontrollen senast ändrades)
<u>Norrbottnens fjällsamebyar:</u>			
1	Geaggánvuopmi	1987	
2	Lávnjitvuopmi	1987	
3	Saarivuoma	1987	
4	Talma	1987	
5	Gabna	1987	
6	Laevas	1987	
7	Girjas	1987	
8	Baste	1987	
9	Sörkaitum	1987	
10	Sirges	1987	
11	Jákkákaska	1987	
12	Tuorpon	1987	
13	Luokta-Mavas	1992	
14	Semisjaur-Njarg	1990	
15	Svaipa	-	Kontroll i sydöstra delen 1/10–30/6 (2000)
<u>Norrbottnens skogssamebyar:</u>			
16	Vittangi	1987	
17	Gällivare	1990	
18	Serri	1990	
19	Udtja	1990	
20	Stákke	1991	
21	Östra Kikkejaur	1991	
22	Västra Kikkejaur	1993	
23	Mausjaur	1994	
24	Maskaure	-	Kontroll 1/12–30/6 (1996)
<u>Västerbotten:</u>			
25	Malå	-	Friklassat norra delen 1/6–30/11, kontroll i övrigt (2003)
26	Gran	-	Kontroll öster om Inlandsbanan (2000)
27	Ran	-	Kontroll öster om Inlandsbanan (2000)
28	Ubmeje	-	Kontroll 1/10-30/6 alt. 1/1-30/6 på vissa platser (2002)
29	Vapsten	-	Friklassat väster om Inlandsbanan 1/7–30/9, kontroll i övrigt (2003)
30	Vilhelmina norra	-	Friklassat väster om Inlandsbanan 1/7–30/9, kontroll i övrigt (2003)
31	Vilhelmina södra	-	Friklassat väster om Inlandsbanan 1/7–30/9, kontroll i övrigt (2003)
<u>Jämtland:</u>			
32	Frostviken norra	-	Friklassat i Froskonbäcken 1/7–30/9, kontroll i övrigt (2003)
33	Ohredahke	-	Friklassat i Härbergsdalen 1/7–30/9, kontroll i övrigt (2003)
34	Raetievaerie	-	Kontroll i hela byn hela året
35	Jiingevaerie	-	Kontroll öster om Inlandsbanan (2000)
36	Jovnevaerie	-	Kontroll 1/11–30/6 (2002)
37	Njaarke	-	Kontroll 1/11–30/6 (2002)
38	Kall	-	Kontroll 1/11–30/6 (2002)
39	Tåssåsen	1990	
40	Handölsdalen	1993	
41	Mittådalen	1998	
42	Ruvhten sijte	1997	
43	Idre	1995	
<u>Norrbottnen, koncessionsområdet:</u>			
44	Muonio	1987	
45	Sattajärvi	1987	
46	Tärendö	1987	
47	Kalix	1988	
48	Pirttijärvi	1988	
49	Liehattjä	1988	
50	Ängeså	1992	
51	Mestos	1987	(numera upphört som egen by)
52	Korju	1988	

Redan första vintern efter Tjernobylyolyckan fanns det renägare som på eget initiativ utfodrade sina renar och då kunde slakta godkända renar vid en tidpunkt då renköttet annars hade behövt kasseras (Bild 2). Flytt av renar till mindre förorenade beten förekom också tidigt men visade sig vara en opraktisk åtgärd eftersom de områden som fanns tillgängliga låg långt bort från hemorten och de platser där man i övrigt hade sin verksamhet.

Hösten 1987, ett drygt år efter olyckan, fanns det rekommendation för vissa samebyar att ta ut renar till slakt tidigare än man normalt brukade göra. På det sättet kunde man utnyttja årstidsvariationen och slakta renar innan värdena steg för högt på hösten. Omfattningen av tidigarelagd slakt ökade efterhand (Fig. 7) och var som högst hösten 1997 (18 procent av totala slakten under 1997/98). Numera kan man slakta vid normal slakttidpunkt i de flesta samebyar och tidigareläggningen har därmed minskat. Tidigareläggning av slakten fortfarande är aktuell är i första hand de tre sydligaste samebyarna i Västerbotten (Vapssten, Vilhelmina norra och Vilhelmina södra).

Utfodringen ökade också med tiden och var som högst 1992/93 då 25 procent av de renar som gick till slakt hade utfodrats. Renarna samlas normalt för utfodring någon gång under november till januari, tas in i hage och utfodras under sex till tio veckor beroende på hur höga cesiumhalterna är vid utfodringsstarten. De foder som används är specialtillverkade pellets för ren som innehåller främst spannmål (korn, havre och vete) och betför (restprodukt från sockertillverkning). Ofta kompletteras detta foder med hö eller ensilage. Som tidigare visats sjunker cesiumhalterna i renen till hälften på knappt tre veckor när den utfodras med rent foder. Man kan starta på 5 000 Bq per kg i musklerna (köttet) och ändå komma ner under gränsvärdet 1 500 Bq per kg på mindre än två månader. Ofta startar man på en lägre nivå men utfodrar ändå renarna 1,5 till 2 månader för att få bra hull och slaktvikter. De flesta utfodrade renar som slaktas ligger under gränsvärdet med mycket



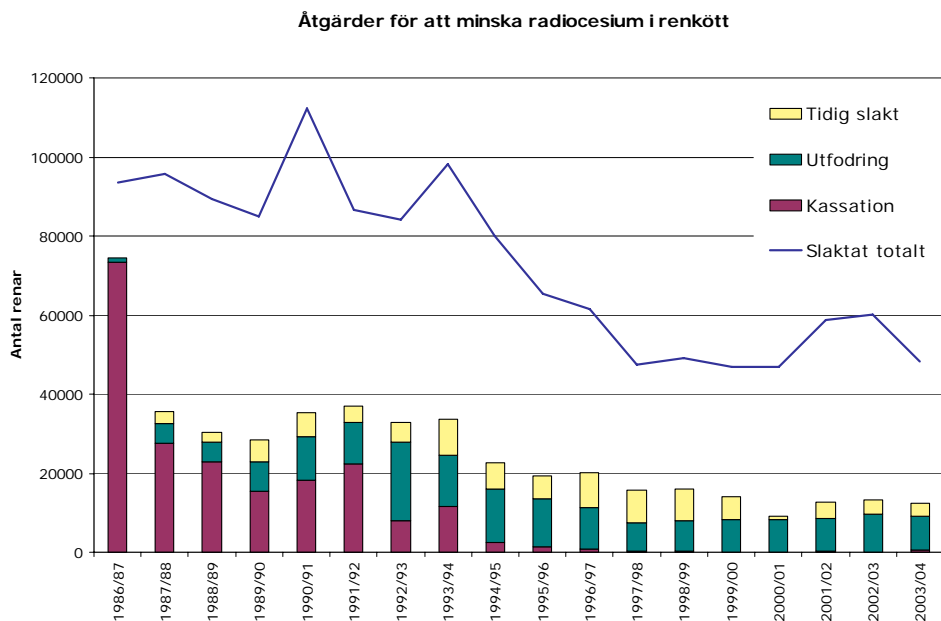
Bild 2. Utfodring av renar för att sänka halterna av radiocesium i muskulaturen (köttet) före slakt. *Feeding of reindeer with the purpose to eliminate radiocaesium from muscle tissue (meat) before slaughter.*

god marginal. Under de senaste fem åren har medelvärdet vid nästan alla slakter av utfodrad ren legat under 300 Bq per kg.

Under de första åren efter Tjernobylyolyckan tillsattes bentonit i renfoder för att påskynda utsöndringen av radioaktivt cesium från kroppen. Bentonit är en lera som har förmåga att binda cesium och hindra att det tas upp från mage och tarm. Effekten blir störst när djuret äter föda med radiocesium, men man får en viss effekt även på det radiocesium som lagrats i kroppen eftersom en del av detta utsöndras i mage och tarm (Åhman 1996). Vanligtvis tillsattes 2,5 procent bentonit i det pelleterade renfodret. Mer rekommenderades inte eftersom det visade sig att det ökade renarnas vätskebehov. Andra cesiumbindare som prövats till ren, men inte använts mer allmänt i Sverige, är zeoliter (även det lermineraller) och berlinerblått (eller ammonium-järn-hexacyanoferrat) som är ett salt vilket även kan blandas i slickstenar till exempelvis ren och vilt.

Länsstyrelserna går ut med rekommendationer om åtgärder för de olika samebyarna. De åtgärder som renägarna vidtar ersätts av staten (Jordbruksverket). Villkoren för ersättning, liksom ersättningsnivåerna, har varierat över tiden. Enligt Jordbruksverkets senaste beslut (SJVFS 2004:48 från 29 juni 2004) betalas 265 kr per ren för tidigarelagd slakt (ökade kostnader för samling mm) och mellan 368 och 673 kr per ren för utfodring beroende på hur lång utfodringstid som krävs. Om inga andra åtgärder kunnat vidtas betalas ersättning för kasserad ren med belopp som motsvarar vad slakteriet skulle ha betalat.

När myndigheterna rekommenderar åtgärder är det viktigt att de har god allmän kännedom om nivåerna av radioaktivt cesium i olika områden och vid olika tidpunkter. Vid val av åtgärd i det enskilda fallet är ofta externmätning av levande renar ett mycket viktigt hjälpmedel. Cesiumnivåerna är naturligtvis det viktigaste kriteriet vid val av åtgärder men även praktiska och ekonomiska överväganden har betydelse. Om det finns möjlighet att slakta vid normal tidpunkt i november-december men inte senare, rekommenderas att så mycket som möjligt av slakten genomförs vid denna tidpunkt. För detta utgår ingen er-

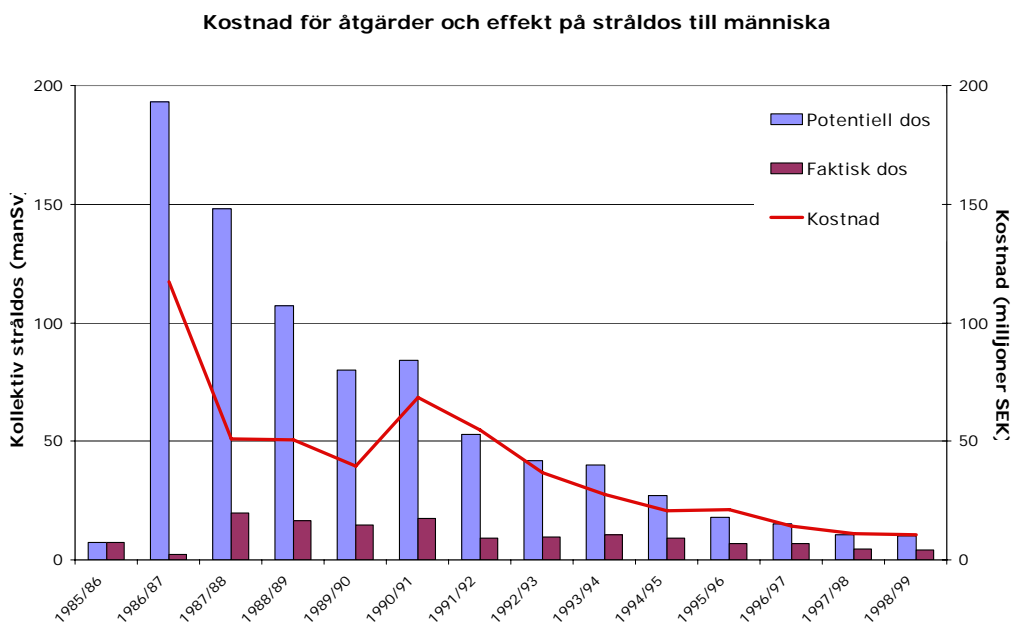


Figur 7. Omfattning av tidigarelagd slakt, utfodring och kassation i renkötseln under olika slaktsäsonger från 1986/87 till 2003/04. The number of reindeer subjected to countermeasures, early slaughter and feeding, the number of condemned reindeer carcasses and the total number of slaughtered reindeer from 1986/87 until 2003/04.

sättning. Tidigarelagd slakt är annars den billigaste åtgärden för staten. Möjligheterna att samla ren för slakt avgörs dock bland annat av väderförhållanden och var renarna befinner sig. Utfodring bör genomföras medan marken är frusen och det finns snö för att de hygieniska förhållandena ska bli acceptabla. Den grupp man utfodrar måste också vara tillräckligt stor. Med för få renar blir arbetsinsatsen per ren alldeles för stor. Om det bara är enstaka renar som ligger för högt kan kassation vara en mer kostnadseffektiv åtgärd än tidigareläggning eller utfodring trots att kostnaden per kasserad slaktkropp är relativt hög.

Första året efter Tjernobylyolyckan låg statens kostnader för åtgärder inom rennäringen på 117 miljoner kronor. Kostnaderna har sedan minskat, först genom ändringen av gränsvärdet och sedan på grund av att nivåerna av radioaktivt cesium i renarna har sjunkit. En del variationer i kostnader beror också på skillnader i antal slaktade renar totalt över året och i ändringar i ersättningssystemet. Slaktsäsongen 1990/91 blev det exempelvis en ökning av kostnaderna jämfört med åren närmast före vilket delvis berodde på att många renar slaktades det året.

Åtgärderna har medfört att stråldosen via renkött till den svenska befolkningen har kunnat hållas på en låg nivå. Den kollektiva stråldosen var som högst, ca 20 000 mSv (20 manSv), 1987/88 (Fig. 8). Utslaget på hela svenska befolkningen skulle det motsvara 0,0023 mSv per person och år (jämfört med rekommendationen på maximalt 1 mSv). Trots att stråldosen per person är ytterst liten motsvarar ändå en ökad stråldos till befolkningen en viss ökad risk för cancerfall. Den risken ska jämföras med andra risker och utifrån det har man har sagt att varje mSv som man tar bort är värd 1 000 kr (vilket är samma sak som att 1 manSv är värd 1 miljon kronor). Enligt tidigare beräkningar (Åhman 1999b), som omfattar perioden 1986-1996, hade svenska statens kostnader i förhållande till sparad stråldos då inte överskridit denna summa.



Figur 8. Statens kostnad för åtgärder och kontroll av renkött samt effekten på stråldos via renkött till människa under perioden 1986 till 1999 (modifierad från Åhman, 1999b). *Federal cost for countermeasures and control of reindeer meat and the effect on collective radiation dose to humans during the period 1986 until 1999 (modified from Åhman 1999b)*

Sedan 1997 har statens sammanlagda kostnader för kontroll och åtgärder legat på en stadig nivå (9-11 miljoner kronor per år). Allteftersom halterna av radiocesium i ren sjunker minskar också den strålskyddsmässiga effekten av åtgärderna. Utan åtgärder skulle den

kollektiva stråldosen från renkött nu ligga på ungefär samma nivå som den gjorde före Tjernobylolyckan (7-8 manSv per år; beräknat enligt Åhman 1999b). Med befintliga åtgärder har den kollektiva stråldosen blivit ungefär hälften så stor. Den totala kostnaden blir då högre än vad som är motiverat ut strikt strålskyddssynpunkt. En annan viktig faktor att ta hänsyn till är dock rennäringens möjlighet att få avsättning för sina produkter. Försäljning av kött som ligger över gränsvärdet är inte tillåten vilket gör att någon form av åtgärder måste vidtas så länge det finns renar som ligger över denna gräns. Det är också viktigt för renköttets renommé att konsumenterna kan lita på att kontrollen sköts på ett tillförlitligt sätt.

Prognoser och framtidsutsikter

För närvarande är det 16 av Sveriges 51 samebyar som omfattas av kontroll och åtgärder efter Tjernobylolyckan. Eftersom minskningen av radioaktivt cesium i ren verkar plana ut med tiden är det omöjligt att säga hur lång tid det kommer att ta innan dessa samebyar är friklassade och renägare, slakterier och myndigheter helt kan bortse från radioaktivitet i renkött. Om den effektiva halveringstiden håller sig på 7-10 år bör några byar (Maskaure i Norrbotten samt Jovnevaerie, Njaarke och Kall i Jämtland) bli friklassade inom den

närmaste femårsperioden. Ytterligare några (Svaipa, Gran, Ran, Umbyn, Malå och Jiingevaerie) kan bli friklassade inom tio till femton år. Om nedgången i cesiumhalter planar ut ytterligare kan det dock ta längre tid. I alla ovanstående byar (eller i delar av dessa byar) kan man redan nu slakta vid normal höstslakt under oktober till december och få renarna godkända. Möjligheten att göra det ökar med tiden vilket gör att behovet av utfodring gradvis minskar.

I de byar som fick det högsta nedfallet (över 20 000 Bq/m² i genomsnitt), det vill säga Vapsten, Vilhelmina norra, Vilhelmina södra, Frostviken norra, Ohredahke och Raetievaerie, kan det dröja tio till tjugo år, eller ännu längre om nedgången planar ut, innan problemet med radioaktivt cesium är helt ur värden. I fjällområdet, där renarna betar på sommaren och tidigt på hösten, var nedfallet lägre än längre österut och där finns inte heller så mycket lavmarker. I några av de mest drabbade byarna har man kunnat samla ren från fjällområdet och slakta vid normal tidpunkt. Denna möjlighet ökar allteftersom cesiumnivåerna sjunker. Utfodring kommer dock säkert att vara en viktig åtgärd i dessa byar under ganska många år framåt.

Prognoserna när det gäller möjlighet för friklassning och bedömningen av vad som kommer att vara lämpliga åtgärder förutsätter att gränsvärdet för försäljning av renkött inte ändras. Skulle gränsvärdet sänkas eller höjas ändras naturligtvis förutsättningarna. En sänkning av gränsvärdet skulle exempelvis göra att många samebyar, som nu är friklassade, åter blir föremål för kontroll och åtgärder. För dem som fortfarande är drabbade skulle det betyda att man måste gå tillbaka till mer åtgärder och hålla på med dessa under ytterligare ett antal år.

Metoder för urval, mätning och analys

Mätningar och kontroll

Under åren 1986 fram till och med juni 2004 har närmare 390 000 köttprover för analys av radioaktivt cesium (radiocesium) tagits från ren vid sammanlagt omkring 5 000 slakttillfällen. Utgångspunkten för provtagning vid slakt har varit att inget renkött som ligger över gränsvärdet ska komma ut till konsumenterna. Utöver detta har mätningar gjorts på levande renar inför beslut om eventuella åtgärder för att minska halterna av radiocesium i renarna.

Vid renslakt har köttprov (100-200 g av framläggen) tagits enligt den provtagningsplan som varje år fastställts av Livsmedelverket (senaste beslut: SLV 2004-06-23, Drn 1605/04, Saknr 4159). Den lokala besiktningsoveterinären har ansvarat för att planen följts och att proverna tagits på rätt sätt. Proverna har analyserats med avseende på ^{137}Cs (första åren även ^{134}Cs) antingen vid SGAB i Malå (numera Malå GeoScience) eller Gammadata i Uppsala. Sedan 1994 analyseras alla prover vid Gammadata i Uppsala. De slaktkroppar som visat sig ligga över gällande gränsvärde har kasserats och det har varit besiktningsoveterinärens ansvar att se till att även detta skett i enlighet med Livsmedelsverkets anvisningar.

I de samebyar (eller områden) där det funnits risk att renar haft halter av ^{137}Cs över gällande gränsvärde har i allmänhet varje slaktkropp kontrollerats. Från 1989 har köttprovtagningen delvis ersatts av mätningar av gammastrålning direkt på slaktkropparna (externmätning). Mätningarna utförs av särskilt utbildad personal vid länsstyrelserna i Jämtland och Västerbotten (tidigare även Norrbotten). Man använder en bärbar mätutrustning, GammaFS3 (som från hösten 2001 gradvis ersatt ett äldre mätinstrument, Gamma-Geomac II) tillverkat av Malå GeoScience i Malå, Västerbotten. Mätinstrumentet består av en gammadetektor, med natriumjodidkristall och fotomultiplikator, kopplad till en liten fäldator.



Bild 3. Externmätning av renslaktkropp för kontroll av ^{137}Cs . *Monitoring gamma radiation on a reindeer carcass at slaughter to control the level of ^{137}Cs .*

Vid externmätning mäts först bakgrundsstrålning (minst fem gånger, baserat på vilka instrumentet beräknar ett medelvärde) på den plats där man sedan ska mäta slaktkropparna. Mätningen på slaktkroppen görs under 10 sekunder då detektorn hålls mot en fix punkt mellan stekarna (Bild 3). Bakgrundsvärdet dras av från det värde man får vid mätningen på slaktkroppen. Det erhållna mätvärdet (CPS) räknas om till ett värde som motsvarar Bq per kg kött genom att multiplicera med en omräkningsfaktor. För slaktkropp tillämpas tre storleksklasser (<25 kg; 25-45 kg; >45 kg) med en omräkningsfaktor för varje storleksklass (olika för de olika mätinstrumenten) som baserats på ett stort antal mätningar och parallella jämförelse med köttprov (Åhman 1988; Åhman & Åhman 1993; Åhman 1999a). För kontroll av instrumentets funktion görs alltid mätningar på ett cesiumpreparat innan mätningen på slaktkroppar påbörjas och även efter avslutad mätning.

Under de senaste åren har totalt 10 000-15 000 slaktkroppar per år kontrollerats genom externmätning. Vid varje slakt där externmätning används som kontrollmetod tas även 30 köttprov. Dessa prov används som underlag för att fortlöpande kontrollera mätmetoden och vid behov justera omräkningsfaktorerna. Köttprov tas även från slaktkroppar som enligt externmätningen ligger nära gränsvärdet som en extra kontroll för att avgöra om slaktkroppen ska godkännas eller kasseras. För att i någon mån begränsa arbetet vid stora slakter kan besiktningveterinären, om värdena är tillräckligt låga, avbryta kontrollen efter mätning av minst 50 renar och godkänna en hel slakt av ren från samma område och uttag.

I samebyar där man har anledning att eventuellt vidta åtgärder för att minska halterna av radioaktivt cesium i renarna utför man mätningar av levande renar som underlag för beslut om åtgärd. Vid dessa mätningar används samma instrument som vid mätning på slaktkroppar och mätrutinen är i princip densamma. Vid mätningen hålls mätinstrumentets detektor mot bogen på renen under 10 sekunder. Renen kan under mätningen stå upp eller ligga på sidan (Bild 1). På samma sätt som vid mätning av slaktkroppar används tre olika storleksklasser (kalv, vuxen honren/ung hanren samt vuxen hanren) vid beräkning av ett Bq-värde för renen. Tillförlitligheten på mätmetoden kontrolleras genom att man, när det finns möjlighet, tar prov på renar som slaktats efter att ha mätts levande (Åhman 1999a). Man testar också regelbundet olika mätinstrument mot varandra. Testerna av mätningar på levande ren blir mindre omfattande än för slaktkroppar och mätosäkerheten vid externmätning av levande renar är därför större.

Bearbetning av data

Alla resultat av analyser av köttprov från ren samlas i en databas (Databas-CsRen) på Gamdata i Uppsala. I databasen registreras uppgifter om slaktdatum, sameby och plats. I den följesedel som utgör underlag för dessa uppgifter finns utrymme för att ange slaktplats, samlingsplats eller betesområde, men ofta anges bara någon av dessa och ibland saknas platsuppgift helt. Platsangivelserna går därför igenom och kontrolleras efter varje slaktsäsong och korrigeras eller kompletteras om det är möjligt. Detta arbete utförs av SLU (författaren) i samråd med berörda slakterier och personal från länsstyrelserna med god inblick i renkötseln och slakten. I databasen läggs in uppgifter om eventuell utfodring av renarna före slakt, liksom uppgifter om huruvida proverna är uttagna selektivt efter externmätning. Kontroll och komplettering av dessa uppgifter görs också av SLU efter varje slaktsäsong. Innehållet i Databas-CsRen införs efterhand även i en miljödatabas vid SSI.

Resultaten av externmätning på levande ren överförs fortlöpande till SLU (författaren) som datafil eller på utskrivna papperslistor. Resultaten från varje mättillfälle sammanställs som en excel-fil vilken innehåller uppgifter om datum, sameby, plats, mätperson, anmärkning om eventuell utfodring (eller annat av betydelse), samt antal renar, medelvärde, spridning, max- och min-värde. De resultat som avser ren från naturbete (det vill säga icke utfodrad ren) införs efterhand i SSI:s miljödatabas.

I föreliggande rapport har jag använt data ur databas-CsRen tillsammans med resultat från mätningar av levande renar. Vid beräkningar av överföringsfaktorer och effektiva halveringstider har jag betraktat varje mättillfälle (slakt eller mätning av levande ren) som en oberoende observation. Alla beräkningar är gjorda på logaritmerade värden. Om inte annat angetts, har data som avser utfodrad ren eller ren som valts ut selektivt efter externmätning uteslutits ur materialet. Figurer, tabeller och beräknade halveringstider är gällande alltså för ren som gått på naturligt bete. I byar där man behöver vidta motåtgärder styrs urvalet av slaktrenar, liksom behovet att mäta levande renar, delvis av cesiumnivåerna vilket kan ha påverkat resultaten.

Referenser

- Rissanen, K., Rahola, T., & Illukka, E. (1987). Radioactivity in plants and foodstuffs in Lappland 1979-1986. In *Studies on environmental radioactivity in Finland in 1986*, Vol. A55, pp. 25-55. Strålsäkerhetscentralen, Helsingfors.
- Åhman, G. (1988). Undersökningar av sambandet mellan extern strålning från levande renar och halten Cs-¹³⁷ i renkött. Renförsöksavdelningen, SLU, Umeå.
- Åhman, G. & Åhman, B. (1993). Mätning av gammastrålning från renslaktkroppar för kontroll av radiocesium. Inst. f. veterinärmedicinsk näringslära, SLU, Uppsala.
- Åhman, B. (1996) Effect of bentonite and ammonium-ferric(III)-hexacyanoferrate(II) on uptake and elimination of radiocaesium in reindeer. *Journal of Environmental Radioactivity*, 31, 29-50.
- Åhman, B. (1999a). Direct monitoring of radiocaesium in live reindeer and reindeer carcasses. In *Nordic Society for Radiation Protection, Proceedings of the 12th ordinary meeting*, Skagen, Denmark, 23-27 August 1999 (eds J. Sjøgaard-Hansen & A. Damkjær), pp. 159-162. Risø National Laboratory, Roskilde.
- Åhman, B. (1999b) Transfer of radiocaesium via reindeer meat to man - effects of countermeasures applied in Sweden following the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*, 46, 113-120.
- Åhman, B., Wright, S.M., & Howard, B.J. (2001) Effect of origin of radiocaesium on the transfer from fallout to reindeer meat. *The Science of the Total Environment*, 278, 171-181

- 2005:01 Reports from SSI:s International Independent Expert Group on Electromagnetic Fields 2003 and 2004.**
SSI's Independent Expert Group on Electromagnetic Fields 190 SEK
- 2005:02 (SKI 2005:02) International Peer Review of Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company's SR-Can interim report**
Budhi Sagar, Lucy Bailey, David G Bennett, Michael Egan, Klaus-Jürgen Röhlrig
- 2005:03 (SKI 2005:06) Granskning av SKB:s SR-Can interimrapport:SKI:s och SSI:s bedömning av SKB:s uppdaterade metoder för säkerhetsanalys**
Benny Sundström och Björn Dverstorp et. al.
- 2005:04 (SKI 2005:10) Concentrations of Uranium,Thorium and Potassium in Sweden**
Bo Thunholm, Anders H. Lindén och Bosse Gustafsson 130 SEK
- 2005:05 (SKI 2005:32) Säkerhets- och strålskydds-läget vid de svenska kärnkraftverken 2004**
SKI och SSI
- 2005:06 Percutan coronar intervention PCI – en strålskyddsutredning av verksamheten på landets sjukhus**
Avdelningen för patient- och personalstrålskydd Anja Almén,Torsten Cederlund och Britta Zaar 70 SEK
- 2005:07 Kommentarer och vägledning till föreskrifter och allmänna råd om hantering av aska som är kontaminerad med cesium-137**
Avdelningen för beredskap och miljöövervakning Hans Möre och Lynn Marie Hubbard 80 SEK
- 2005:08 Large-scale groundwater flow with free water surface based on data from SKBs site investigation in the Forsmark area.**
SKI och SSI Anders Wörman, Björn Sjögren och Lars Marklund
- 2005:09 Twelve years of cooperation in the field of radiation protection**
SSI Internationellt Utvecklingssamarbete, SIUS Sten Grapenjiesser och Torkel Bennerstedt 120 SEK
- 2005:10 Rapporter från SSI:s vetenskapliga råd om ultraviolett strålning, 2002, 2003 och 2004**
Avdelningen för beredskap och miljöövervakning SSI:s vetenskapliga råd om ultraviolett strålning 250 SEK
- 2005:11 SSI:s granskning av SKB:s Fud-program 2004**
Avdelningen för avfall och miljö Carl-Magnus Larsson et al. 170 SEK
- 2005:12 Personalstrålskydd inom kärnkraftindustrin under 2004**
Avdelningen för patient- och personalstrålskydd Stig Erixon, Peter Hofvander, Ingemar Lund, Lars Malmqvist, Ingela Thimgren och Hanna Ölander Gür 70 SEK
- 2005:13 Review of SKB's interim report of SR-Can: SKI's and SSI's evaluation of SKB's up-dated methodology for safety assessment**
Avdelningen för avfall och miljö Björn Dverstorp och Bo Strömberg et al. 120 SEK
- 2005:14 Mätningar av naturlig radioaktivitet i och från filter vid några vattenverk**
Avdelningen för beredskap och miljöövervakning Inger Östergren, Gustav Åkerblom och Britt-Marie Ek 70 SEK
- 2005:15 Radiological Protection in Transition - Proceedings of the XIV Regular Meeting of the Nordic Society for Radiation Protection, NSFS - Rättvik, Sweden, 27-31 August 2005**
Redaktörer: J.Valentin, T. Cederlund, P. Drake, I.E. Finne, A. Glansholm, A. Jaworska, W. Paile och T. Rahola 600 SEK
- 2005:16 Radon Risk Map of Estonia; Explanatory text to the Radon Risk Map Set of Estonia at the scale of 1:500,000**
Valter Petersell, Gustav Åkerblom, Britt-Marie Ek, Margit Enel, Voldermar Möttus och Krista Täht.
- 2005:17 Utveckling, övervakning och åtgärder när det gäller radioaktivt cesium i renar efter Tjernobylolyckan**
Birgitta Åhman. 70 SEK



STATENS STRÅLSKYDDSIKSTITUT, SSI, är central tillsynsmyndighet på strålskyddsområdet. Myndighetens verksamhetsidé är att verka för ett gott strålskydd för människor och miljö nu och i framtiden.

SSI är ansvarig myndighet för det av riksdagen beslutade miljömålet Säker strålmiljö.

SSI sätter gränser för stråldoser till allmänheten och för dem som arbetar med strålning, utfärdar föreskrifter och kontrollerar att de efterlevs. Myndigheten inspekterar, informerar, utbildar och ger råd för att öka kunskaperna om strålning. SSI bedriver också egen forskning och stöder forskning vid universitet och högskolor.

SSI håller beredskap dygnet runt mot olyckor med strålning. En tidig varning om olyckor fås genom svenska och utländska mätstationer och genom internationella varnings- och informationssystem.

SSI medverkar i det internationella strålskyddssamarbetet och bidrar därigenom till förbättringar av strålskyddet i främst Baltikum och Ryssland.

Myndigheten har idag ca 110 anställda och är belägen i Stockholm.

THE SWEDISH RADIATION PROTECTION AUTHORITY, SSI, is the government regulatory authority for radiation protection. Its task is to secure good radiation protection for people and the environment both today and in the future.

The Swedish parliament has appointed SSI to be in charge of the implementation of its environmental quality objective Säker strålmiljö ("A Safe Radiation Environment").

SSI sets radiation dose limits for the public and for workers exposed to radiation and regulates many other matters dealing with radiation. Compliance with regulations is ensured through inspections.

SSI also provides information, education, advice, carries out its own research and administers external research projects.

SSI maintains an around-the-clock preparedness for radiation accidents. Early warning is provided by Swedish and foreign monitoring stations and by international alarm and information systems.

The Authority collaborates with many national and international radiation protection endeavours. It actively supports the on-going improvements of radiation protection in Estonia, Latvia, Lithuania, and Russia.

SSI has about 110 employees and is located in Stockholm.



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

Adress: Statens strålskyddsinstitut; S-171 16 Stockholm
Besöksadress: Solna strandväg 96
Telefon: 08-729 71 00, Fax: 08-729 71 08

Address: Swedish Radiation Protection Authority
SE-171 16 Stockholm; Sweden
Visiting address: Solna strandväg 96
Telephone: + 46 8-729 71 00, Fax: + 46 8-729 71 08

www.ssi.se