



r

SSI Rapport

SSI report

2002:06 HANS MÖRE OCH LYNN HUBBARD

*Strålskyddskonsekvenser vid
villaeldning med
¹³⁷Cs-kontaminerad ved*



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

FÖRFATTARE/ AUTHOR: Hans Möre och Lynn Hubbard

AVDELNING/ DIVISION: Miljöövervakning och mätberedskap/Department of Environmental and Emergency Assessment

TITEL/TITLE: Strålskyddskonsekvenser vid villaelddning med ^{137}Cs -kontaminerad ved/
Consequences for radiation protection from burning of wood-fuel contaminated with ^{137}Cs in small houses

SAMMANFATTNING: Tjernobylyolyckan 1986 resulterade i nedfall av radioaktiva ämnen främst i några län i södra och mellersta Norrland och några kringliggande områden. En undersökning gjordes i Gävleborgs län år 1997 för att bedöma strålskyddskonsekvenserna av vedeldning i villor. Ved, aska och sot samlades in från 10 hus. Proverna har mätts med avseende på ^{137}Cs - och ^{40}K -halten. ^{137}Cs -beläggningen i området var 5-110 kBq/m². Veden innehöll ^{137}Cs -halterna 0,003-0,28 kBq/kg. I askan mättes ^{137}Cs -halterna 2-21 kBq/kg och i sot 2-23 kBq/kg. Utgående från ^{137}Cs -halten 10 kBq/kg, som var undersökningens medelvärde, har en stråldosuppskattning till människor gjorts för olika hantering av aska och från rökgaser. Rökgaserna ger en obetydlig dos ($\leq 0,01$ mSv/a). Samma gäller för exponering för damm vid uraskning av pannan. Om askan sprids med 1 kg/m² under ett år på köks- och bärväxter uppskattas interndosen till storleksordningen 0,01 mSv/a, dosen kan vara en faktor 10 gånger högre om de växer på torvmark. Om hela årsproduktionen av aska läggs runt ett litet trähus med 1 kg/m² eller på en askhög tre meter från knuten kan dosen till människa inne i huset uppskattas till storleksordningen 0,01 mSv/a. Vid upprepad askutläggning stiger dosen med åren. SSI har utifrån detta underlag givit rekommendationer för askhantering vid villaelddning av ved från de nedfallsdrabbade länen.

SUMMARY: The nuclear accident in Chernobyl in 1986 resulted in a fallout in northern Sweden. An investigation was performed in 1997 in the county of Gävleborg in northern Sweden to assess the consequences for radiation protection from wood-fuel burning in small houses. Wood, ash and soot samples were collected from 10 houses. The concentrations of ^{137}Cs and ^{40}K in the samples were measured. The samples were taken from areas that had been exposed to a fallout of ^{137}Cs of between 5 kBq/m² and 110 kBq/m². The measurements showed concentrations of 0.003-0.28 kBq/kg of ^{137}Cs for wood, 2-21 kBq/kg for ash and 2-23 kBq/kg for soot. An estimation of the radiation doses to humans have been made for the cases of handling of the ashes and from smoke from the chimney at the ^{137}Cs concentration of 10 kBq/kg. The resulting doses are negligible ($\leq 0,01$ mSv/yr). The same is the case when shovelling the ashes from the furnace. If the ashes are spread on vegetables with a maximum of 1 kg/m² during one year the resulting internal dose will be in the order of 0,01 mSv/yr. The dose can increase by a factor of 10 if the vegetables grow on peat soil. If one years production of ashes is laid around a small wooden house with 1 kg/m² or is laid in a heap three meters from the house the resulting dose inside the house will be on the order of 0,01 mSv/yr. On continuous yearly ash spreading the resulting doses will increase. The Swedish Radiation Protection Authority has issued recommendations for the handling of ashes when burning wood-fuel in small houses in the counties affected by the fallout.

SSI rapport : 2002:06

april 2002

ISSN 0282-4434

Författarna svarar själva för innehållet i rapporten.

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



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

Innehållsförteckning

	sid
1. Inledning	1
2. Mätresultat och diskussion	2
3. Dosuppskattningar	4
3.1 Interndos	5
3.1.1 Inandning av aska	5
3.1.2 Inandning av rökgaser	5
3.1.3 Direktintag	5
3.1.4 Intag av trädgårdsprodukter	5
3.2 Externdos	6
3.2.1 Askspridning på rabatt runt huset	6
3.2.2 Askspridning på marken	6
3.2.3 Aska på hög	7
3.3 Upprepad årlig askutläggning	7
3.4 Sammanfattning av dosuppskattningarna	8
4. Diskussion av dosuppskattningarna	10
5. Restriktioner för askhantering vid eldning av ¹³⁷Cs-kontaminerad ved i småhus	11
6. Sammanfattning	12
Tack	13
7. Referenser	13
Bilagor	15
Bilaga 1. Tips för hur askans innehåll av ¹³⁷ Cs kan bedömas	15
Bilaga 2. Dosberäkning för inandning av rökgaser och aska	16
Bilaga 3. Bränsleförbrukning och askproduktion för en referensvilla i Gävleborgs län	17
Bilaga 4. Aktivitets- och dosberäkning för köksväxter	17
Bilaga 5. Dosberäkning vid askspridning runt en villa	18
Bilaga 6. Dosberäkning vid askspridning på marken	20
Bilaga 7. Dosberäkning för aska på hög	20
Bilaga 8. Beräkning av dostillväxt vid upprepad askutläggning	21

1. Inledning

Vid kärnkraftsolyckan i Tjernobyl i april 1986 spreds radioaktiva ämnen med vindarna till flera länder. I samband med nederbörd tvättades främst Cesium-137 (^{137}Cs) ur luften och föll till marken. Sverige fick en ojämn fördelning över landet av ^{137}Cs -markbeläggningen (EU 98). Främst drabbades de skogsrika länen i södra och mellersta Norrland. En mindre mängd ^{137}Cs finns också kvar i miljön sedan kärnvapenproven på 1960- och 70-talen.

^{137}Cs är av intresse ur strålskyddssynpunkt vid vedeldning eftersom cesiet i markbeläggningen tas upp i träden via rötterna. Halten av ^{137}Cs i veden ökar med tiden efter det initiala nedfallet. Mätningar som utförts av Statens strålskyddsinstitut, SSI, på en försöksskog i Gävle visar att ^{137}Cs -halten fortfarande ökade 10 år efter Tjernobylolyckan (Landscape 99).

Halten av ^{137}Cs i veden beror på många faktorer (Ravila 98), bland annat

- geografisk fördelning av det ursprungliga nedfallet
- jordarts- och markförhållande
- tidsvariationer i upptaget av ^{137}Cs och klimatvariationer
- trädslag, ålder, stamtäthet och markvegetationstäckning
- naturliga variationer i olika delar av träden.

^{137}Cs är väl bundet i det skogsekologiska systemet och försvinner främst genom radioaktivt sönderfall (Ravila 98). Mellan 3 och 18 procent av den totala cesiumaktiviteten i skogsekosystemet kan vara bundet i träden (Bergman 93). Problem med kontaminerad ved kan uppstå när veden bränns eftersom ^{137}Cs koncentreras i askan.

Trädbränsle stod för omkring 12 TWh av den tillförda energin för uppvärmning av småhus under år 1996 (Nutek 97). Fjärrvärmeverken använde också 12 TWh av trädbränslen. Det betyder i runda tal att samma mängder aska produceras i småhus och fjärrvärmeverk. Askan som produceras av fjärrvärmeverken går till askåterföring i skogen eller till deponi. Hur askan som produceras i stora anläggningar skall hanteras behandlas i föreskrifter, råd och policydokument från Naturvårdsverket (NV 00), Skogsstyrelsen (Skogsst 98) och Statens strålskyddsinstitut (SSI 99 och 00). SSI:s insats syftar till att begränsa omotiverade stråldoser. De strålskyddsmässiga konsekvenserna av hanteringen av askan från villaeldning¹ minskas om en rekommendation från SSI följs.

Gävleborgs län var ett av de områden i Sverige som erhöll ett betydande nedfall av ^{137}Cs efter Tjernobylolyckan. Ett samarbetsprojekt inleddes under våren 1997 mellan SSI och miljöförhållandenheten vid Länsstyrelsen i Gävleborgs län för att uppskatta de strålskyddsmässiga konsekvenserna vid villaeldning av ^{137}Cs -kontaminerad ved.

Sotningsväsendet i Gävle tog prover på ved, aska och sot i skorstenen i 10 villor. Det var ett önskemål att ved-, ask- och sotproverna skulle höras ihop för att kunna bestämma hur aktiviteten i veden fördelade sig mellan askan och sotet efter förbränning. SSI har mätt radionuklidinnehållet av ^{137}Cs och det naturligt förekommande ^{40}K i proverna.

Olika exponeringsvägar har identifierats som kan ge stråldostillskott till människa vid villaeldning av ^{137}Cs -kontaminerad ved. Därefter har uppskattningar gjorts av stråldoser för en ^{137}Cs -askhalt motsvarande medelkoncentrationen i undersökningen för aska och sot.

¹ Villaeldning betecknar här, vedeldning för uppvärmning av småhus som är permanent bebodda.

Utgående från dosuppskattningarna ges rekommendationer för hur askan skall hanteras så att resulterande stråldos till människor skall bli mindre än 0,1 millisievert per år (mSv/a). Det finns ingen legal dosgräns för denna typ av verksamhet. Rekommendationerna syftar till att minska onödiga stråldoser från askans användning. Askans eller sotets innehåll av andra kemiska miljöskadliga ämnen berörs inte i SSI:s rekommendationer. Rekommendationerna för hantering av vedaska riktar sig till villaeldare som tar ved från de områden som drabbades mest av nedfall från Tjernobyli.

Underlag för bedömning av strålskyddskonsekvenser från ^{137}Cs vid användning av biobränsle i stora anläggningar har rapporterats i SSI rapport 98:15. Utifrån detta underlag samt synpunkter från företrädare för skogsindustrin och forskare togs en policy för biobränsle av SSI i februari 1999. Policyn omfattar inte privat villaeldning. SSI rapport 98:15 kan med fördel läsas tillsammans med denna rapport då båda berör likartade problemställningar.

2. Mätresultat och diskussion

Tabell 1 visar ^{137}Cs -halten och tabell 2 visar ^{40}K -halten i becquerel per kilogram (Bq/kg) vid torrsvikt för ved-, ask-, bark- och sotprover som samlades in av miljövårdsenheten vid Länsstyrelsen i Gävleborgs län.

Vedproverna mättes i Marinellikärl om 1 liter. Flera av vedproverna bestod av en opropor-tionerligt stor andel bark. Ask- och sotproverna mättes i 60 ml plastburkar. Nuklidbestämningen utfördes genom gammaspektrometri med två HPGe-detektorer. Kalibrering av de två mätgeo-metrierna har utförts med kalibrerade standardlösningar, vilket säkerställer mätningarnas spår-barhet till internationella primärstandarder. Alla prover mättes i fuktigt tillstånd medan aktivi-tetskoncentrationen beräknades vid torrsvikt. Torrsvikten bestämdes efter att varje prov torkats minst 24 timmar vid 105 °C.

Tabell 1. ^{137}Cs -halter vid torrsvikt.

Fastighet	Vedprov	Ved (Bq/kg)	Bark (Bq/kg)	Aska (Bq/kg)	Sot (Bq/kg)
1 Ullanda	björk	3		4430	6710
1b	gran	19			
1b	björk	9		2990	
1b	lövträd	98			
2 Björke	blandat	56	160	16450	14460
3 Grinduga	tall/gran	15		2150	2610
4 Lillhagen	björk	17		1650	2990
5 Överhärde	björk	133	370	5510	22650
6 Nyvall	blandat	8		2800	1850
7 Trödje	bark/stickor		1870	13370	17250
7b	tall/gran	133		8940	
8 Norrtjärn	bark/stickor		640	9470	7300
8b	blandat	280		6560	
9 Eskön	bark/stickor		1150	9790	8610
9b	lövträd	40		13640	
10 Källbo	björk	8	25	21190	12260

Tabell 2. ⁴⁰K-halter vid torrsvikt.

Fastighet	Vedprov	Ved (Bq/kg)	Bark (Bq/kg)	Aska (Bq/kg)	Sot (Bq/kg)
1 Ullanda	björk	22		2820	1100
1b	gran	20			
1b	björk	17		3540	
1b	lövträd	55			
2 Björke	blandat	24	50	2810	750
3 Grinduga	tall/gran	30		2840	1520
4 Lillhagen	björk	44		3180	3230
5 Överhärde	björk	17	71	2150	2540
6 Nyvall	blandat	37		1790	710
7 Trödje	bark/stickor		150	2660	1600
7b	tall/gran	26		2530	
8 Norrtjärn	bark/stickor		43	3560	2220
8b	blandat	21		2730	
9 Eskön	bark/stickor		65	2640	580
9b	lövträd	42		2240	
10 Källbo	björk	20	42	1420	1380
Medelvärde och spridning		29 ± 42 %	70 ± 58 %	2630 ± 23 %	1560 ± 56 %
Spridning i medelvärdet		SE ± 12 %	SE ± 24 %	SE ± 6 %	SE ± 18 %

Till ett mätvärde hör en mätosäkerhet. Dessa presenteras utförligt för varje mätvärde i ett arbetspapper SSI Dnr 82/1643/02 som finns tillgängligt på SSI. I tabell 2 visas även medelvärdet för varje grupp, den statistiska spridningen samt spridningen i medelvärdet (SE).

Det framgår av resultaten att det är svårt att få ett representativt värde av ¹³⁷Cs-halten i bränslet genom provtagning eftersom spridningen i halterna är stor mellan träd från samma skogsbestånd och även mellan olika delar av samma träd. Den stora variationen i vedprover har varit känd sedan tidigare skogsradioekologiska försök. För vedproverna under 1b från Ullanda skiljer det en faktor 10 mellan högsta och lägsta ¹³⁷Cs-halten. Vedproverna var inhomogena då de bestod av både bark och ved, barken innehåller en högre halt av ¹³⁷Cs än veden.

I tabell 3 visas kvoterna mellan aktiviteterna av ¹³⁷Cs och ⁴⁰K i ved relativt aska samt ¹³⁷Cs och ⁴⁰K i ved relativt sot.

Tabell 3. Aktivitetshaltskvoter för ^{137}Cs och ^{40}K för ved relativt aska och ved relativt sot.

Prov	^{137}Cs ved/aska (%)	^{40}K ved/aska (%)	^{137}Cs ved/sot (%)	^{40}K ved/sot (%)
1	0,06	0,8	0,04	2,0
Medelv. 1b	1,4	0,9		
2	0,3	0,8	0,4	3,2
3	0,7	1,0	0,6	1,9
4	1,1	1,4	0,6	1,4
5	2,4	0,8	0,6	0,7
6	0,3	2,0	0,4	5,1
7b	1,5	1,0		
8b	4,2	0,8		
9b	0,3	1,9		
10	0,04	1,4	0,07	1,4
Medelvärde och spridning	1,1 % ± 113 %	1,2 % ± 38 %	0,4 % ± 63 %	2,2 % ± 66 %
Spridning i medelvärdet	SE ± 34 %	SE ± 11 %	SE ± 24 %	SE ± 25 %

Askan är en god indikator på medelvärdet av ^{137}Cs -halten i veden. Att homogenisera några kg aska är lätt att göra, därvid fås ett medelvärde av ^{137}Cs -halten från flera hundra kg ved.

Medelvärdet av kvoten för ^{40}K -halten i ved relativt aska är 1,2 procent, detta kan tolkas som koncentreringsgraden mellan ved och aska. Alltså blir det 1,2 kg aska av 100 kg ved. Motsvarande kvot mellan ved och aska för ^{137}Cs -halten är 1,1 procent. Spridningen i medelvärdet är dock större för den senare kvoten än för den förra.

Markbeläggningen av ^{137}Cs i områdena där vedproverna togs var 5 - 110 kBq/m². Det finns en tydlig korrelation mellan mätta halter av ^{137}Cs i aska och beläggning av ^{137}Cs på marken. I *Bilaga 1* ges en preliminär uppskattning av sambandet mellan ^{137}Cs -halten i askan och markbeläggningen.

3. Dosuppskattningar

I det följande görs en uppskattning av stråldoskonsekvenserna vid villaeldning av ^{137}Cs -kontaminerad ved. Beräkningarna grundar sig på ett antal antaganden.

1. För upptaget i växter används transferfaktorer som erhållits vid utvärdering efter nedfallet från Tjernobylyolyckan.
2. Kaliet i askan påverkar inte upptaget av ^{137}Cs i växterna².
3. Vedens effektiva värmevärde antas vara 4 kWh/kg och askandelen 1 procent, se *Bilaga 3*.
4. **För alla dosberäkningar i denna rapport antas att halten ^{137}Cs i askan och soten i rökgasen är 10 kBq/kg**, detta värde har valts då det ligger i närheten av medelvärdena för grupperna aska och sot i denna undersökning.

Alla beräknade doser är tillskott utöver alla andra förekommande källor. Det finns olika exponeringsvägar som kan ge ett intern- eller externdostillskott till människor vid vedeldning i villor.

² Flera undersökningar har gjorts för att utröna om kaliet i askan påverkar upptaget av cesium i växter. Resultaten är inte entydiga och ännu har inte långtidseffekterna setts.

3.1 INTERNDOS

Interndos erhålls genom inhalation och intag.

1. Inhalation sker genom inandning av aska eller rökgaser.
2. Intag kan ske genom direktintag och intag av trädgårdsprodukter.

3.1.1 INANDNING AV ASKA

Den som askar ur en värmepanna dagligen beräknas få en effektiv dos som sannolikt är mindre än 0,00004 mSv/a från den inandade askan, se *Bilaga 2* för beräkningen. Dosen är därmed obetydlig, dvs mindre än 0,01 mSv/a.

3.1.2 INANDNING AV RÖKGASER

En uppskattning görs av dos från inandning av rökgaserna från en villa. Dosberäkningen för det verkliga fallet är komplicerad, därför görs förenklade och pessimistiska antaganden. Antag att 10 procent av aktiviteten i bränslet avgår med rökgasen och att en utspädning av rökgasen sker med en faktor 10 och att människor lever 65 procent av sin tid i denna rökgasmiljö. Beräkningarna finns i *Bilaga 2*. Dosberäkningarna görs för ett 3 månaders barn och en vuxen. Resultaten visas i tabell 4. Denna uppskattning har gjorts med en väl tilltagen överskattning av mängden inandade rökgaser. De resulterande doserna blir obetydliga, detta motiverar att ingen noggrannare beräkning behöver göras.

Tabell 4. Dos till 3 månaders barn och vuxen från rökgaser enligt förutsättningar i texten.

	Effektiv dos (mSv/a)
Barn, 3 månader	0,004
Vuxen	0,007

3.1.3 DIREKTINTAG

Direktintag av aska kan förekomma bland småbarn. Ett barn som äter ett gram aska per dag under 30 dagar får i sig 300 Bq. Det ger dosen³ 0,004 mSv. Dosen är därmed obetydlig.

3.1.4 INTAG AV TRÄDGÅRDSPRODUKTER

Dos kan erhållas från växter som har växt i jord som gödslats med aska. Aktiviteten i växterna beror av hur mycket aska som lagts på marken och växtens upptagningsförmåga, kallad transferfaktorn. Dos till människa beror slutligen av aktivitet i växten samt hur mycket av växten som konsumeras per år.

Transferfaktorn är ett begrepp som anger halten ^{137}Cs per torrsvikt respektive färsksvikt i växt-delen per aktivitet per m^2 på marken respektive per aktivitet per kg jord.

Förutsättningen för beräkningen av stråldosen till människa från trädgårdsodlade köksväxter är en engångsgiva av 1 kg aska per m^2 , det vill säga 10 kBq/m^2 av ^{137}Cs . I tabell 5 visas stråldos-tillskott per år vid en genomsnittlig konsumtion av några köksväxter. Beräkningarna finns i *Bilaga 4*.

³ Doskonverteringsfaktorn för ett 1-2 års barn är $12 \times 10^{-9} \text{ Sv Bq}^{-1}$ (ICRP 96)

Tabell 5. Dos från köksväxter vid genomsnittlig konsumtion med aska spridd med 10 kBq/m².

Växt	Konsumtion (kg/a)	Effektiv dos (mSv/a)
Potatis	63	0,005
Sallad	5	0,0001
Morötter	7	0,0001
Purjolök	1	0,00001
Svarta vinbär	1	0,000002
Hallon	1	0,000003
Äpplen	23	0,00002

Exemplen bygger på en engångsgiva under ett år, om samma mängd aska läggs varje år på samma ställe blir stråldosen från intag av växterna högre, se avsnitt 3.3.

3.2 EXTERNDOS

Externdos till människa har beräknats för tre olika spridningssätt för askan:

1. Ytdeponering direkt på marken.
2. Nedgrävning i marken och jämn fördelning över 20 centimeters djup.
3. Askan läggs på hög.

3.2.1 ASKSPRIDNING PÅ RABATT RUNT HUSET

Beräkningar har gjorts av resulterande dos inomhus till människa vid spridning av aska på eller nedgrävt i en rabatt runt ett hus. Antag ett trähus med en bottenyta på 80 m². Två fall har beräknats: ett där 10 kBq/m² läggs på ytan och ett fall där samma aktivitet fördelas homogent till 20 centimeters djup i marken. Beräkningarna visas i *Bilaga 5*. Effektiv dos till människa, som vistas 65 procent av året inomhus i det egna huset, visas som en funktion av rabattens bredd i tabell 6. Vid en årsproduktion av 104 kg aska och med spridningen 1 kg/m² räcker askan till en rabatt med lite mindre än 3 meters bredd.

Tabell 6. Dos 1 m över golvet i trähus om 80 m² med aska spridd med 10 kBq/m² på rabatt runt huset som funktion av rabattens bredd, vistelse inomhus 65 % av tiden.

Rabattens bredd (m)	Aktiviteten ytdeponerad Effektiv dos (mSv/a)	Aktiviteten homogent fördelad i marken Effektiv dos (mSv/a)
1	0,003	0,0005
3	0,009	0,0010
5	0,013	0,0014

Doserna blir lägre i större hus samt i stenhus.

3.2.2 ASKSPRIDNING PÅ MARKEN

Ett ytterligare alternativ är om årsproduktionen av aska sprids på marken, till exempel gräsmattan, då täcks 104 m² om spridningsdensiteten är 1 kg/m². Om askan fördelas jämnt inom en cirkel blir radien cirka 6 meter. Effektiva dosen till människa på 1 meters höjd över marken för vistelsetiden 100 timmar per år visas i tabell 7, för beräkning se *Bilaga 6*.

Tabell 7. Dos 1 m över marken med aska spridd med 10 kBq/m² inom en cirkel med radien 6 m, vistelsetid 100 h per år.

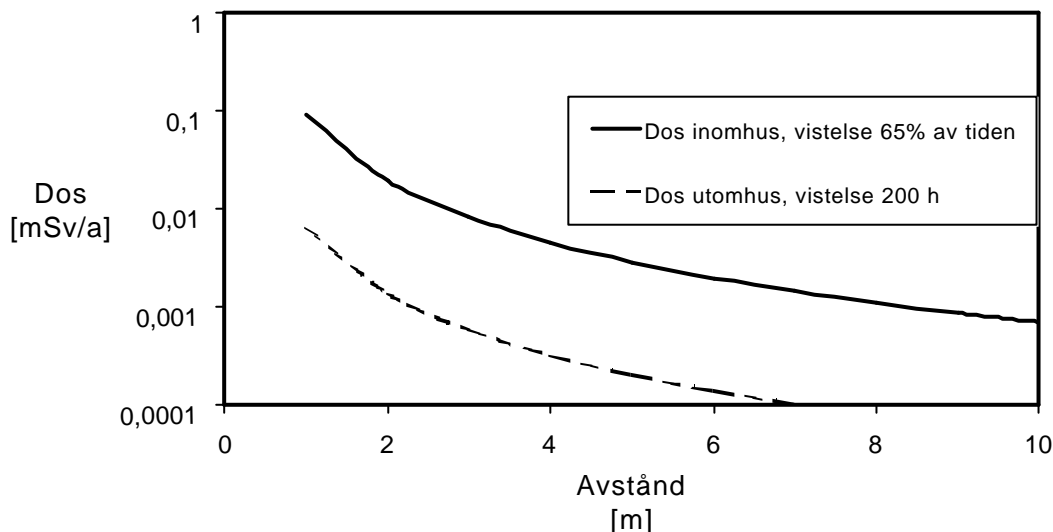
Cirkel radie (m)	Aktiviteten ytdeponerad Effektiv dos (mSv/a)	Aktiviteten homogent fördelad i marken Effektiv dos (mSv/a)
6	0,0009	0,0003

Exemplen i avsnitt 3.2.1 och 3.2.2 bygger på en engångsgiva under ett år, om samma mängd aska läggs varje år på samma ställe blir externdosen högre, se avsnitt 3.3.

3.2.3 ASKA PÅ HÖG

Antag att ett års askproduktion läggs på hög, det blir 104 kg med askhalten 10 kBq/kg av ¹³⁷Cs och 180 l med aktiviteten 1,0 MBq ¹³⁷Cs. I figur 1 visas effektiv dos till människa utomhus vid vistelsetiden 200 timmar per år vid olika avstånd från centrum av högen, för beräkningen se *Bilaga 7*. Om askhögen läggs utanför ett trähus blir stråldosen inomhus hälften av vad den blir utomhus vid samma avstånd och vistelsetid, se *Bilaga 7*. I figur 1 visas också dosen vid vistelse 65 procent av året inomhus som funktion av avståndet till högen. Om huset innehåller stenmaterial i väggarna blir dosen inomhus betydligt lägre. Exemplet bygger på att aska läggs på hög under ett år, om samma mängd aska läggs varje år på samma ställe blir externdosen högre, se avsnitt 3.3.

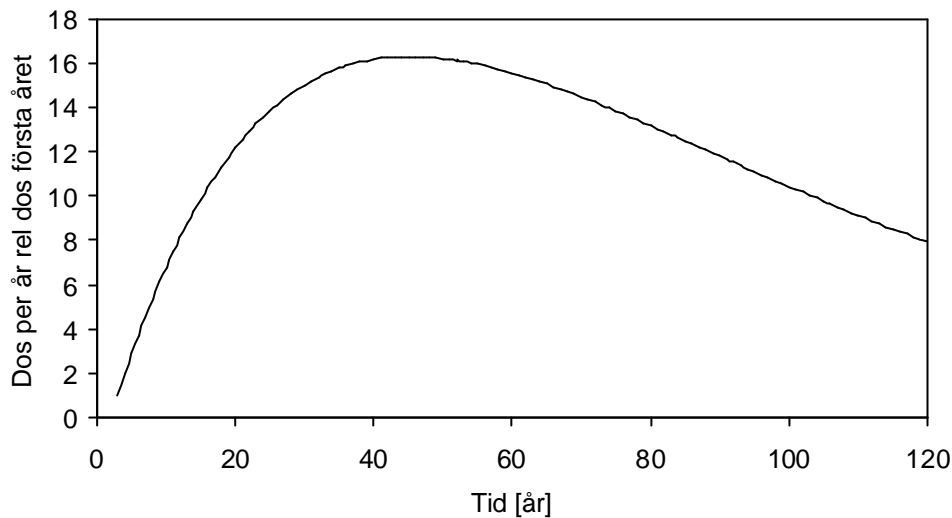
Fig 1. Dos från askhög med 10 kBq/kg * 104 kg som funktion av avståndet från högens centrum, dels vid vistelse inomhus 65 % av tiden och dels vid vistelsetiden 200 h utomhus.



3.3 UPPREPAD ÅRLIG ASKUTLÄGGNING

De ovan beräknade stråldoserna gäller för ett års askutläggning. Dosen per år till människa ökar om aska läggs ut varje år på samma ställe. I en första approximation förutsätts veden ha en konstant halt av ¹³⁷Cs refererat till det första året och halten sjunker enbart på grund av sönderfall. Det förutsätts också att ¹³⁷Cs inte förflyttar sig i jorden med tiden. Dosen per år relativt det första årets dos som en funktion av tiden visas i figur 2, se *Bilaga 8* för beräkningen.

Fig 2. Tillväxt av stråldos per år relativt första årets dos när samma sönderfallskorrigerad aktivitet påförs varje år.



De angivna faktorerna är maximala uppskattningar, processer beskrivna i kapitel 4 minskar dosen.

Den sönderfallskorrigerade halten av ^{137}Cs i voden är inte konstant i tiden. Vid nedfallet efter Tjernobylolyckan kontaminerades bark och ytterdelar av träden. På några månader sköljdes den mesta aktiviteten ned på marken med regnvatten, minskningen av aktiviteten på ytterdelarna har sedan fortgått långsammare under flera år (Bergman 91). Vedens halt av ^{137}Cs har ökat med tiden då cesium tas upp via rötterna. Enligt en radioekologisk modellering skulle det kunna ta cirka 10-20 år efter olyckan innan den maximala halten nås för ^{137}Cs i tallträd (Hubbard 96).

3.4 SAMMANFATTNING AV DOSUPPSKATTNINGARNA

Tabell 8 sammanfattar dosuppskattningarna till människa för olika exponeringsvägar för aska och sot med ^{137}Cs -halten 10 kBq/kg. Vistelsetid har angivits i tillämpliga fall. Uppskattningar av några externdoser vid årligen återkommande askutläggning har gjorts för några fall med förenklade antaganden.

Tabell 8. Dosuppskattningar för olika exponeringsvägar för aska och sot med ¹³⁷Cs-halten 10 kBq/kg.

INTERNDOS

Inhalation:	
• Damm	0,00004 mSv/a
• Rökgaser: Beräknad högsta dos, inandning av rökgasen efter utspädning 10 ggr, 65 % av tiden, vuxen	0,007 mSv/a
Direktintag:	
Genom munnen, 1 g per dag under 30 dagar för 1-2 års barn	0,004 mSv

Intag av trädgårdsprodukter:

Förutsättning 1 kg aska per m² och askutläggning under ett år

	Konsumtion (kg/a)	Effektiv dos (mSv/a)
Potatis	63	0,005
Sallad	5	0,0001
Morötter	7	0,0001
Purjolök	1	0,00001
Svarta vinbär	1	0,000002
Hallon	1	0,000003
Äpplen	23	0,00002

EXTERNDOS A

Förutsättning: 1 kg aska per m² och askutläggning under ett år

	Aktivitet inom: Vistelsestid: Vistelseplats:	Cirkelradie 6 m 100 h utomhus	Trähus 80 m ² 3 m bred rabatt runt huset 65 % av året inomhus
Ytdeponering		Effektiv dos (mSv/a)	Effektiv dos (mSv/a)
"- och fortsatt asktillförsel, efter 10 år och ingen markinträngning, hypotetiskt		0,0009	0,009
Nedgrävt till 20 cm djup och blandat		<0,007	<0,07
"- och fortsatt asktillförsel, efter 10 år		0,0003	0,001
20 år		0,002	0,008
		0,004	0,01

EXTERNDOS B

Förutsättning: ett års aska läggs på hög

	Vistelsestid: Vistelseplats:	200 h utomhus	65 % av året inomhus
		Effektiv dos (mSv/a)	Effektiv dos (mSv/a)
Hög, 3 m från ett trähus, dos inomhus			0,008
Hög, 2 m från uteplats, dos utomhus		0,001	

4. Diskussion av dosuppskattningarna

Uppskattningen av interndosen till människa som erhålls från förtäring av olika trädgårdsprodukter som en följd av spridning av ^{137}Cs -haltig aska är förknippad med ett antal osäkerheter. En är att den beräknade dosen baseras på spridning av askan enbart ett år samt upptaget det året. Efter några år kan cesiet ha bundits hårdare i marken så att det är mindre tillgängligt för växtupptag. Transferfaktorn kan sjunka en faktor tio på cirka 4-5 år (Rauret 96). Läggs samma askmängd på samma ställe varje år ökar ^{137}Cs -halten i växterna, dock inte så mycket som faktorn i figur 2 på grund av den nämnda minskade biologiska tillgängligheten för cesiet efter några år i marken.

Transferfaktorernas storlek varierar med jordtypen, t.ex. organisk jord (torvmark) eller mineraljord, partikelstorlek, dess halt av kalium, näringsstatus och surhetsgrad. För att uppskatta halten av ^{137}Cs i trädgårdsprodukterna potatis, sallad, morötter och purjolök användes transferfaktorer som beräknats för en specifik mjälajord i Jämtland efter Tjernobylnedfallet (Rosén 91). Dessa transferfaktorer gäller för de första åren efter nedfallet samt där jorden inte har tillförts något extra kalium. Transferfaktorerna kan användas för motsvarande jordar i Gävleborgs-, Västerbottens- och Västernorrlands län (Rosén 97). I de beräknade exemplen i avsnitt 3.1.4 förutsätts en fastmark med lätt mineraljord. Med organisk mark (torvmark) kan transferfaktorn vara upp till en faktor 10 högre. Organisk mark binder inte ^{137}Cs lika hårt som mineraljord. Lägre transferfaktor fås på lerjord, som binder ^{137}Cs hårdast. Förutsättningarna för transferfaktorerna för de övriga trädgårdsprodukterna är inte lika väl kända, därför blir osäkerheten i dosberäkningen mycket större för dessa produkter. Dostillskottet från krusbär som gödslas med aska blir under alla omständigheter obetydligt. Det tycks krävas extrema villkor för att få en dos som överstiger den obetydliga för röda och svarta vinbär samt hallon. Samma gäller för äpplen.

Vid beräkning av externdosen till människa vid olika spridningssätt av askan i trädgård har ett antal antaganden gjorts. Vid dosberäkningen för ytdeponering förutsätts att all aktivitet blir kvar på markytan. Cesiet i aska från villaeldning är lösligt i vatten (SSI 98:15). Det utlakade cesiet binds i de översta centimetrarna i obearbetad mark. Detta resulterar i en lägre externdos än den beräknade på grund av absorption av strålning i marken. Om aska läggs på samma ställe varje år ökar externdosen enligt avsnitt 3.3, med korrektion för att cesiet förflyttas.

Uppskattningen av externdosen till människa efter nedgrävning av askan i jorden och med homogen fördelning av aktiviteten genom omblandning till 20 centimeters djup ligger troligtvis nära verkligheten. Större förflyttning av aktiviteten i marken är inte trolig. Om aska läggs på samma ställe varje år ökar externdosen enligt avsnitt 3.3.

Den begränsade mängd aska som produceras per år vid villaeldning antas räcka till en rabatt runt huset med cirka 3 meters bredd. Även om rabatten inte omsluter hela huset utan enbart till exempel halva huset och samma mängd aska läggs på den kvarvarande delen blir den beräknade externdosen ungefär densamma som för fallet med en helt omslutande rabatt (Finck 97).

Vid beräkning av dosen från en askhög beror resultatet av vilka antaganden som görs. Dessa är askans kemiska sammansättning och hur mycket vatten högen innehåller. Den i figur 1 visade dosen överensstämmer med en Monte Carlo simulering av en mycket blöt hög. Om högen istället antas vara helt torr kan dosen bli en faktor två högre.

Om aska läggs på hög under flera år ökar externdosen. Läggs aska på samma hög år efter år ökar inte externdosen så mycket som beräknat i avsnitt 3.3 på grund av självabsorption i den allt större högen. Dos från aska på hög kan även bli lägre än beräknat om cesium lakas ur själva högen och tränger ned i det översta markskiktet där det binds igen. Dosminskningen beror då på ökad absorption av strålning i marken.

En uppskattning av det högsta dostillskottet efter ett likartat årligt upprepat sätt att lägga ut askan fås genom att multiplicera dosen efter ett års utläggning med en faktor i storleksordningen 10 efter cirka 20 års kontinuerlig askutläggning enligt avsnitt 3.3. Detta förutsätter konstant ¹³⁷Cs-halt refererat till första året. För alla exemplen ovan gäller att den sönderfallskorrigerade ¹³⁷Cs-halten i veden inte är konstant i tiden enligt avsnitt 3.3 vilket gör det svårt att bedöma hur intern- och externdoserna till människor har utvecklats sedan Tjernobylolyckan vid årligen upprepad askutläggning i trädgården.

I alla ovanstående fallen av externdos kan en snöbeläggning innebära en faktor 0,85 lägre externdos i södra Norrland (Finck 92) vid beräkning av medeldosen över många år.

Grävs askan ned erhålls en betydande dosreduktion med cirka en faktor 3 – 10 jämfört med ytdeponering. Marken bör dock inte i framtiden användas för odling av köks- och bärväxter, särskilt inte om all aska grävs ned på en begränsad yta. Nedgrävning av aska kan strida mot både miljöbalken och renhållningsförordningen.

Dosuppskattningarna har gjorts vid medelhalten i askan på 10 kBq/kg ¹³⁷Cs. Den högsta ¹³⁷Cs-halten som mättes i denna undersökning var 20 kBq/kg. Sundsvalls kommun har rapporterat 40 kBq/kg ¹³⁷Cs i ett askprov från Västernorrland. Således kan de högsta mätta halterna i aska ge en dos som är 2 – 4 gånger högre än de i tabell 8.

Om man vet varifrån veden kommer kan husägaren göra en grov uppskattning av askans ¹³⁷Cs-halt med tumregeln: Askhalten (kBq/kg) $\approx 0,9 + 0,12 \times$ Nedfallet (kBq/m²), se *Bilaga 1*.

Dostillskottet till människa från ⁴⁰K i aska blir betydligt mindre än från ¹³⁷Cs vid ¹³⁷Cs-halten 10 kBq/kg i aska. Interndosen till människa får inget tillskott från ⁴⁰K eftersom kroppen håller en konstant kaliumnivå. Extern dosen till människa från ⁴⁰K, beräknad utifrån medelhalten i aska, ger vid utspridning på en oändlig plan yta runt 5 % av extern dosen från ¹³⁷Cs vid halten 10 kBq/m².

5. Restriktioner för askhantering vid eldning av ¹³⁷Cs-kontaminerad ved i småhus

Förbränning av ved förorsakar en koncentrerad ¹³⁷Cs-aktivitet i askan. Detta kan leda till ett dostillskott till människor vid askhantering och askutläggning på tomten. Vid villaeldning med ved kontaminerad med ¹³⁷Cs finns ingen lagstiftning som reglerar de strålskyddsmässiga konsekvenserna som kan bli följden av eldning eller hantering av aska. Den enskilda villaeldaren får ta kontakt med kommunen för att kontrollera om det finns lokala kommunala föreskrifter om hur askan skall tas om hand. Annars måste fastighetsägaren själv avgöra hur askan skall hanteras.

Här behandlas några principer utifrån vilka rekommendationer kan ges för att begränsa dostillskottet till människa vid villaeldning av ¹³⁷Cs-kontaminerad ved.

En övergripande regel inom strålskyddet är att doser bör hållas så låga som rimligt möjligt. Om denna regel appliceras på dostillskottet som förorsakas i samband med villaeldning betyder det att om man genom enkla åtgärder kan minska en onödig dos, även om den är liten, kan denna åtgärd rekommenderas. Rekommendationerna avser att säkerställa att stråldostillskotten till människor blir mindre än 0,1 mSv/a. Begränsningar som eventuellt bör göras på grund av askans innehåll av miljöskadliga ämnen har inte beaktats.

Försiktighetsprincipen kan användas för att avråda från ett visst hanteringsätt i de fall det är osäkert vad dosen blir i ett verkligt fall. Detta är fallet för dostillskott när aska läggs på köks-

och bärväxter. Osäkerheten i dosuppskattningen uppstår då det finns parametrar som kan variera mycket, främst transferfaktorerna, från de antagna parametervärdena.

Utifrån detta underlag ger SSI rekommendationer för hur askan skall hanteras vid villaeldning, dessa råd utgör underlag för kommunernas rekommendationer till villaeldare i de län med ett betydande nedfall efter Tjernobylolyckan. Skriften heter *Hantering av aska vid eldning med ved som innehåller cesium-137, Underlag för kommunernas rekommendationer till villaägare*, SSI Dnr 820/3436/00. Följs rekommendationerna underskrids dostillskottet 0,1 mSv/a vid mångårig askutläggning. Om man väljer att inte följa rekommendationerna understiger dosen sannolikt någon mSv/a vid mångårig utläggning av aska då veden kommer från områdena med det högsta nedfallet.

För att ge ett perspektiv på stråldostillskott till människa från villaeldning med ¹³⁷Cs-kontaminerad ved kan några vanliga exponeringar i verkligheten anges. En genomsnittlig svensk beräknas få cirka 4 mSv/a från all strålning den utsätts för.

- Medelradonhalten 100 Bq/m³ i svenska bostäder ger dosen 0,3 mSv/a till icke-rökare och 5 mSv/a till rökare, (stora variationer förekommer).
- Den naturliga bakgrundsstrålningen från rymden, marken och kroppen ger dosen 1 mSv/a, varav kalium som finns naturligt i kroppen ger dosen 0,2 mSv/a.
- Medicinska undersökningar ger i medeltal dosen 0,7 mSv/a.
- Planerade verksamheter, t.ex. kärnkraft, strålkällor i sjukvård, forskning, samt olyckor (t.ex. Tjernobyli och kärnvapensprängningar) ger dosen 0,1 mSv/a. Dosen fås från de i naturen utsläppta radioaktiva ämnena.
- Tjernobylnedfallet orsakade en interndos från mat som har mätts för olika grupper genom helkroppsmätningar vid SSI år 1987. En genomsnittlig svensk fick då 0,03 mSv/a, en grupp människor från Gävle som köpte sin mat i handeln fick 0,1 mSv/a och en grupp lantbrukare från Gävle fick 0,3 mSv/a. År 1994 hade interndosen för en genomsnittlig svensk sjunkit till 0,005 mSv/a från matintag.
- Externstrålningen från Tjernobylnedfallet uppmättes på ett ställe med det högsta ¹³⁷Cs nedfallet om 200 kBq/m² 1986 till cirka 4 mSv/a, för att idag vara cirka 2 mSv/a. Medeldosraten för befolkningen från externstrålning efter Tjernobylnedfallet i Sverige beräknades 1987 till 0,04 mSv/a.

Som referens kan nämnas att en del verksamheter har dosgränser, dosrestriktioner och riktvärden, varav några är:

- Doser under 0,01 mSv/a undantas från anmälningsplikt till strålskyddsmyndigheter för den som bedriver verksamhet med strålning enligt EU-lagstiftning (Euratom 96).
- Kärnkraftverk i Sverige har en dosrestriktion på 0,1 mSv/a till kritisk grupp⁴ inom allmänheten.
- Den resulterande dosen, från samtliga planerade verksamheter med joniserande strålning, till individer ur allmänheten får vara högst 1 mSv/a.

6. Sammanfattning

Prov av ved, aska och sot togs från 10 villafastigheter i Gävleborgs län 1997. ¹³⁷Cs-halten i proverna bestämdes av SSI. Veden innehöll 0,003 – 0,28 kBq/kg, askan 2 – 21 kBq/kg och sotet 2 – 23 kBq/kg. Nedfallet för de områden varifrån veden kom var 5 – 110 kBq/m² ¹³⁷Cs.

Dostillskott till människa har beräknats för några olika exponeringsvägar vid vedeldning och askhantering med ask- och sothalten 10 kBq/kg, vilket var medelvärdet för grupperna aska och sot i undersökningen. Förutsättningen är en villa där man eldar 20 m³ ved i fast mått per år

⁴ En representativ individ i den mest utsatta gruppen ur allmänheten

vilket i sin tur ger 104 kg aska per år. Dosberäkningarna ger vid handen att obetydliga intern-doser ($\leq 0,01$ mSv/a) erhålls för inandning av rökgaser och damm vid uraskning av pannan och från intag av köks- och bärväxter gödslade med 1 kg aska/m² för ett års askspridning. Utförs gödsling varje år ökar interndosen. Interndosen kan bli en faktor tio gånger högre från växter på organisk jord. Därför är interndosen från växter svåruppskattad. Externdoserna till människa blir också obetydliga efter ett års askspridning med 1 kg aska/m² i en tre meter bred rabatt runt ett litet trähus på 80 m² eller om askan läggs på gräsmatta eller om askan läggs på hög tre meter från huset eller två meter från uteplats. Utförs askutläggning varje år ökar externdosen. De angivna dosuppskattningarna har baserats på medelvärdet för ¹³⁷Cs-halten 10 kBq/kg i aska i denna undersökning. Den högsta funna ¹³⁷Cs-halten i aska är enligt vår kännedom 40 kBq/kg vid villaelddning.

Utifrån denna undersökning har rekommendationer för askhantering vid eldning med ved som är kontaminerad med cesium-137 sammanställts. Råden grundas på den allmänna principen inom strålskyddet att man bör undvika omotiverade och onödiga stråldoser. Om en villaelddare väljer att inte följa rekommendationerna torde dosen till människa som högst bli någon mSv/a, om veden tas från områdena med det högsta nedfallet, vid mångårig askutläggning.

Tack

Författarna vill tacka Ingrid Hellman, Sotningsväsendet i Gävle, Robert Finck, Klas Rosén, Jan-Erik Grindborg, Ulf Bäverstam, Jonas Lindgren och Lisbeth Falgert.

7. Referenser

Attix 86: F. Attix "Introduction to Radiological Physics and Radiation Dosimetry" John Wiley & Sons Inc. 1986.

Bergman 91: R. Bergman, T. Nylén, T. Palo och K. Lidström "The behaviour of radioactive caesium in a boreal forest system" FOA report A40066-4.3, ISSN 0281-0220, 1991.

Bergman 93: R. Bergman, T. Nylén, P. Nelin och T. Palo "Caesium-137 in boreal forest ecosystem. Aspects of the long term behaviour" FOA report C40284-4.3, ISSN 0347-2124, 1993.

Boman 96: Christoffer Boman "Effekter på Luftkvaliteten i Bostadsområden med Ökad Småskalig Biobränsleeldning- En Teoretisk Studie med Spridningsmodellberäkningar" MHS 1996:50 Umeå Universitet 1996.

Carini 01: F. Carini "Radionuclide transfer from soil to fruit" J. of Environ. Radioactivity Vol. 52 pp 237-279, 2001.

Euratom 96: Direktiv 96/29/Euratom, Bryssel 1996.

EU 98: "Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident", ISBN 92-828-3140X, EUR 16733, EU-kommissionen, Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburg, 1998.

Finck 92: Robert Finck "High Resolution Field Gamma Spectrometry and its Application to Problems in Environmental Radiology" Institutionen för Radiofysik i Malmö, Lunds Universitet 1992.

Finck 97: Robert Finck, SSI, Stockholm, personlig kommunikation.

Grindborg 99: Jan-Erik Grindborg, SSI, Stockholm, personlig kommunikation.

- Hedvall 97: Robert Hedvall "Activity Concentrations of Radionuclides in Energy Production from Peat, Wood Chips and Straw" Radiofysiska institutionen Lunds Universitet 1997.
- Hubbard 96: Lynn M. Hubbard, Lena Wallberg and Leif Moberg "Radiocaesium redistribution in a Swedish pine forest: Dynamics of root uptake" Proceedings från det Nordiska Sällskapet för Strålskydds 11:e möte, 26-29 augusti 1996, Reykjavik.
- IAEA 97: "The Concepts of exclusion, exemption and clearance as used in the Interagency Basic Safety Standards and related IAEA documents" IAEA Specialist's Meeting on Application of the Concepts of Exclusion, Exemption and Clearance: Implications for the Management of Radioactive materials, May 6-9 1997.
- ICRP 95: "Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4 Inhalation Dose Coefficients" Annals of the ICRP: ICRP publication 71, 1995.
- ICRP 96: "Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients" Annals of the ICRP: ICRP publication 72, 1996.
- ICRP 96b: "Conversion Coefficients for use in Radiological Protection against External Radiation" Annals of the ICRP: ICRP publication 74, 1996.
- Johanson 97: Karl Johan Johanson, SLU, Uppsala, personlig kommunikation.
- Johns 74: H. Johns and J. Cunningham "The Physics of Radiology" Charles Thomas-Publisher, Illinois 1974.
- Kollman 51: F. Kollman "Technologie des Holzes und der Holzwerkstoffe" Springer-Verlag Berlin 1951.
- Landscape 99: Leif Moberg, Lynn Hubbard, Rodolfo Avila and Lena Wallberg "An integrated approach to radionuclide flow in semi-natural ecosystems underlying exposure pathways to man (LANDSCAPE)" SSI Rapport 99:19, 1999.
- Lindborg 97: Lennart Lindborg "Storheter för strålskyddsarbete" SSI Rapport 97:08, 1997.
- NE: "National Encyklopedin", artiklar om aska och bränsle.
- Nutek 97: "Energiläget 1997", Nutek Stockholm.
- NV 00: "Förslag till förordning och föreskrifter om deponering av avfall" Naturvårdsverket, 2000.
- Rauret 96: G. Rauret and S. Firsakova "The transfer of radionuclides through the terrestrial environment to agricultural products, including the evaluation of agrochemical practices" European Commission, EUR 16528, 1996.
- Ravila 96: A. Ravila and E. Holm "Assessment of the Radiation Field from Radiactive Elements in a Wood-Ash-Treated Coniferous Forest in Southwest Sweden" J. Environ. Radioactivity, Vol.32, Nos 1-2, pp 135-156, 1996.
- Ravila 98: Aaro Ravila "Radiocesium in the forest and forest industry", doktorsavhandling, Radiofysiska institutionen, Lunds Universitet 1998.

Rosén 91: Klas Rosén "Effects of Potassium Fertilization on Caesium Transfer to Grass, Barley and Vegetables after Chernobyl" i The Chernobyl Fallout in Sweden ed. L. Moberg, SSI 1991.

Rosén 97: Klas Rosén, SLU, Uppsala, personlig kommunikation.

SCB 98: "När mat kommer på tal, Tabeller om livsmedel" Statistiska centralbyrån, 1998.

Skogsst 98: "Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling" Skogsstyrelsen, Jönköping, 1998.

SLV 87: "Livsmedelstabeller" Livsmedelsverket 1987.

SSI 98: Lynn M. Hubbard, Hans Möre "Strålskyddskonsekvenser från ¹³⁷Cs vid användning av biobränsle i stora anläggningar" SSI Rapport 98:15, 1998.

SSI 99: "Policy för biobränsle" SSI Dnr 822/504/99, 1999.

SSI 00: "Statens strålskyddsinstututs bedömning av krav på utformning av deponier som innehåller ¹³⁷Cs-haltiga biobränsleaskor" SSI Dnr 822/172/00, 2000.

Trätekn 98: Upplysning från Institutet för träteknisk forskning, Stockholm.

Bilagor

BILAGA 1. TIPS FÖR HUR ASKANS INNEHÅLL AV ¹³⁷CS KAN BEDÖMAS

För att noggrant kunna bestämma ¹³⁷Cs-halten i aska bör ett prov tas som mäts gammaskpektrometriskt på ett mätlaboratorium.

I brist på mätinstrument kan en grov uppskattning göras av ¹³⁷Cs-halten i aska utifrån sambandet mellan mätta askhalter i föreliggande undersökning och motsvarande nedfallsdensiteter, se figur 3. ¹³⁷Cs-halten i askan kan uppskattas som:

$$A = 0,9 + 0,12 \times N$$

där

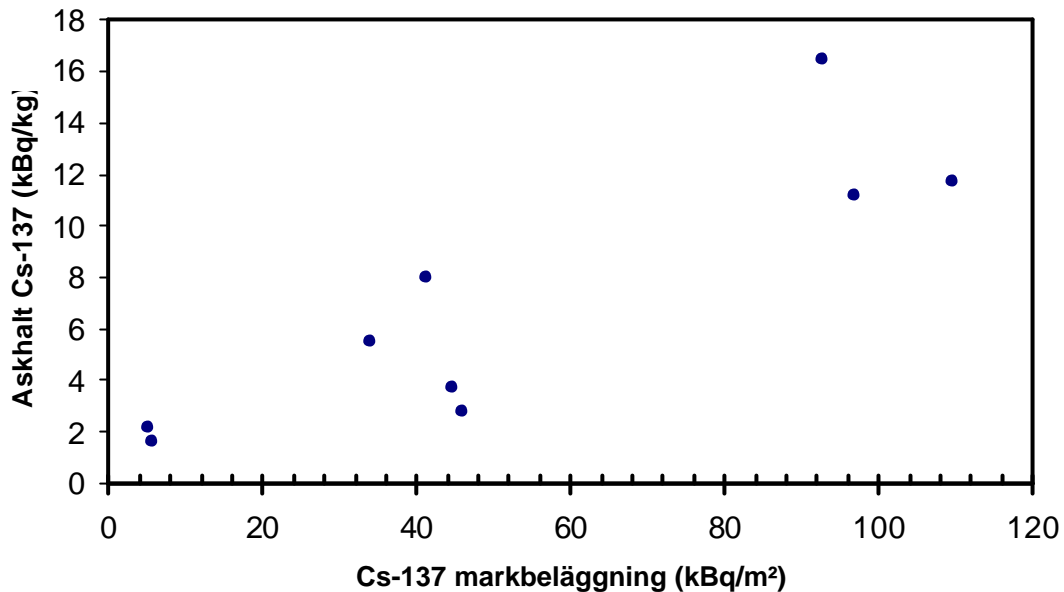
A = ¹³⁷Cs-halten i askan [kBq/kg]

N = Nedfallsdensiteten av ¹³⁷Cs [kBq/m²] på marken där veden togs

Observera att detta i första hand gäller för medelvärden över stora askmängder och att de enskilda askproverna kan ligga långt ifrån det förväntade värdet.

I figur 3 visas de mätta ¹³⁷Cs-halterna i vedaskeproverna relaterade till markbeläggningen av ¹³⁷Cs där träden höggs.

Fig 3. Halt av Cs-137 i vedaska och markbeläggningen av Cs-137 där träden höggs



BILAGA 2. DOSBERÄKNING FÖR INANDNING AV RÖKGASER OCH ASKA

Det bildas 7,66 m³ rökgas per kg vedbränsle vid 1013 mbar och 20 °C (Boman 96). Enligt *Bilaga 2* kan bränslemängden för en Gävleborgsvilla under ett år vara 10400 kg, vilket ger 79664 m³/a rökgas. Om 10 procent av ¹³⁷Cs-aktiviteten i bränslet avgår med rökgasen blir det 114400 Bq/a. Detta leder till aktivitetskoncentrationen i rökgasen 114400 Bq / 79664 m³ = 1,44 Bq/m³ eller en emission av 114400 Bq / (365,25×24×3600s) = 3,63 mBq/s. Vid 10 gångers utspädning blir koncentrationen i luften 0,144 Bq/m³.

Ett tre månaders barn andas 1045 m³/a (ICRP 95) och en vuxen 8109 m³/a, dessa värden inkluderar fördelningen mellan olika fysiska aktivitetsnivåer. Inhaled aktivitet för 3 månaders barnet blir 1045 m³ /a×0,144 Bq/m³ = 150 Bq/a och för den vuxne 8109 m³/a×0,144 Bq/m³ = 1168 Bq/a. Doskonverteringsfaktorn för ett tre månaders barn är 3,6×10⁻⁸ Sv/Bq (ICRP 95) för medelsnabbt upptag av partiklar i lungan med AMAD (Activity Median Aerodynamic Diameter) på 1 µm där depositionen i lungan beror av tröghet hos partikeln och på sedimentation. Dosen för 3 månaders barnet blir 150 Bq/a×3,6×10⁻⁸ Sv/Bq = 0,005 mSv/a. Vid 65 procents vistelsetid inomhus blir dosen 0,0035 mSv/a. För den vuxne är doskonverteringsfaktorn 9,7×10⁻⁹ Sv/Bq (ICRP 95) för medelsnabbt upptag. Dosen för den vuxne blir 1168 Bq/a×9,7×10⁻⁹ Sv/Bq = 0,011 mSv/a. Vid 65 procents vistelsetid inomhus blir dosen 0,0074 mSv/a. Denna uppskattning har gjorts med mycket konservativa antaganden, vilket gör att dosen i verkligheten blir mycket lägre. Då dosen även med dessa konservativa antaganden är under den försumbara används ingen mer utvecklad spridningsmodell för rökgaserna.

En villaeldare som skyfflar aska ur värmepannan 10 minuter per dag och som står i en luftpartikelkoncentration på 5 mg/m³, vilket är gränsvärdet för arbetstagare, och som andas 1,5 m³/h (ICRP 95) kan andas in 0,46 gram aska per år. Den inandade aktiviteten blir 4,6 Bq/a (vid ¹³⁷Cs-halten 10 kBq/kg) och den effektiva dosen blir 4,6 Bq/a×9,7×10⁻⁹ Sv/Bq = 0,00004 mSv/a.

BILAGA 3. BRÄNSLEFÖRBRUKNING OCH ASKPRODUKTION FÖR EN REFERENSVILLA I GÄVLEBORGS LÄN

Brännved innehåller 7400 MJ/m³ fast mått, 30 procent fukt (NE), det blir 2,06 MWh/m³. Värmeinnehållet anges av (Träteck 98) till 3,6 kWh/kg och för träpellets till 4,7 kWh/kg (Boman 96). Antag 4 kWh/kg och densiteten $\rho = 0,52 \text{ g/cm}^3$ (litteraturuppgifter ger 0,4 - 0,6 g/cm³ för gran och björk). I Gävleundersökningen angavs en årlig vedförbrukning av 10-35 m³ med 25 m³ som ett genomsnittsvärde.

Antag för beräkningen här en årsförbrukning av 20 m³ ved i fast mått med $\rho = 0,52 \text{ g/cm}^3$. Det ger 10400kg ved som innehåller 4 kWh/kg, vilket ger energiinnehållet 41600 kWh. Med pannverkningsgraden 0,7 bildas 29120 kWh värme, vilket ger 3,3 kW i snitt över året. Detta ger med 1 procent askandel, vilket är det värde som erhöles i tabell 3, 104 kg aska. Litteraturuppgifter om askandelen varierar: 0,4-1 procent (Kollman 51), 1-5 procent (NE). Antag 110 Bq/kg i veden, det vill säga tillförseln i processen är 1,144 MBq/a av ¹³⁷Cs. 10 procent antas lämna processen med rökgaserna (Hedvall 97), (Ravila 96) således 114 400 Bq/a. Resten hamnar i askan det vill säga 1030000 Bq/a som ger askhalten 10 kBq/kg. Detta är ett ganska fritt antagande då aktivitetens avgången med rökgaserna i första hand har verifierats för större anläggningar.

BILAGA 4. AKTIVITETS- OCH DOSBERÄKNING FÖR KÖKSVÄXTER

Transferfaktorn är ett begrepp som anger ¹³⁷Cs-halten per torrsvikt i växt delen per aktivitet per m² på marken eller motsvarande för färsksvikt respektive aktivitet per kg torr jord. För de första fyra växtslagen nedan används värden från Rosén (91). För bär och äpplen har transferfaktorer använts från Carini (01).

Potatis Med transferfaktorn $tf_g = 3 \times 10^{-3} \text{ Bq/kg}_{\text{torr}} / \text{Bq/m}^2$ för första året efter kontamineringen (Rosén 91) och med ¹³⁷Cs-ytaktiviteten 10 kBq/m² ger aktivitetskoncentrationen i potatis 30 Bq/kg_{torr}. Enligt Statens Jordbruksverk konsumerades 1993 i medeltal 62,7 kg färskpotatis i blötvikt, 21 procent är torrsubstans i en potatis (SLV 87) således erhålls 13,17 kg torrsvikt. Totala ¹³⁷Cs-aktivitetsintaget för människor blir 395 Bq på ett år. Doskonverteringsfaktorn är för vuxna $13 \times 10^{-9} \text{ Sv/Bq}$ (ICRP 96), den intecknade effektiva dosen blir 0,005 mSv. Om det sker ett kontinuerligt intag blir dosen per år densamma som den intecknade dosen över 50 år, det som rapporteras här är 0,005 mSv/a.

Sallad har ungefär samma transferfaktor som potatis, kanske 10-20 procent högre. Konsumtionen var 4,6 kg år 1993, med 5 procent torrsubstans det vill säga 0,23 kg torrsvikt, vilket ger intaget 7 Bq som ger effektiva dosen 0,0001 mSv/a.

Morötter har transferfaktorn $tf_g = 1 \times 10^{-3} \text{ Bq/kg}_{\text{torr}} / \text{Bq/m}^2$ vilket ger 10 Bq/kg_{torr}. Konsumtionen var 7,2 kg och med 11 procent torrsubstans blev torrvikten 0,792 kg. Intaget blev 8 Bq vilket ger effektiva dosen 0,0001 mSv/a.

Purjolök har transferfaktorn $tf_g = 0,5 \times 10^{-3} \text{ Bq/kg}_{\text{torr}} / \text{Bq/m}^2$ vilket ger 5 Bq/kg_{torr}. Årskonsumtion var 1 kg och med 10 procent torrsubstans blir torrvikten 0,1 kg. Intaget blir 0,5 Bq, vilket leder till effektiva dosen 0,000 01 mSv/a.

Svarta- och röda vinbär kan ha transferfaktorn $1,4 \times 10^{-5} \text{ Bq/kg}_{\text{färsk}} / \text{Bq/m}^2$ på obestämd mark (Carini 01). Detta ger, med ytaktiviteten 10 kBq/m², 0,14 Bq/kg i färska bär. Konsumtionsstatistiken särskiljer inte olika bärslag utan klumpar ihop dem till cirka 4 kg/a (SCB 98). Om vi antar intaget 1 kg per år av varje bärslag blir den effektiva dosen 0,000 002 mSv/a.

Hallon kan ha transferfaktorn $2,4 \times 10^{-5} \text{ Bq/kg}_{\text{färsk}} / \text{Bq/m}^2$ på siltmark. Detta ger 0,24 Bq/kg i färska bär. Om vi antar intaget 1 kg per år blir den effektiva dosen 0,000 003 mSv/a.

Krusbär kan ha transferfaktorn $0,29 \times 10^{-5}$ Bq/kg_{färsk} / Bq/m² på obestämd mark. Detta ger 0,029 Bq/kg i färska bär. Om vi antar intaget 1 kg per år blir den effektiva dosen 0,000 000 4 mSv/a.

Äpplen kan ha transferfaktorn $0,77 \times 10^{-5}$ Bq/kg_{färsk} / Bq/m² på sandmark. Detta ger 0,077 Bq/kg i färsk frukt. Om vi antar intaget 23 kg per år (SCB 98) blir den effektiva dosen 0,000 02 mSv/a.

BILAGA 5. DOSBERÄKNING VID ASKSPRIDNING RUNT EN VILLA

Antag att man sprider 1 kg/m² av askan direkt på marken, med 10 kBq/m² och att allt ligger på ytan av marken, ingen självabsorption och att omgivande ytor har samma beläggning. Med askdensiteten $\rho = 0,6$ kg/l (0,4-0,7 kg/l enligt våra mätningar) ger detta en asktjocklek på 1,7 mm. Absorberade luftdosraten 1 meter över ett oändligt plan med ¹³⁷Cs beräknas med konverteringsfaktorn 2,5128 nGy/h per kBq/m² (Finck 92) som ger kermadosraten 0,025 µGy/h lika med 0,22 mGy/a. För att göra om detta till en miljödosekvivalent skall kermadosen multipliceras med 1,2 vid 0,66 MeV (ICRP 96b).

För att övergå från miljödosekvivalent till effektiv dos till människa förutsätts en rotationssymmetri vid bestrålningen, då skall multiplikation med faktorn 0,7 göras vid 0,66 MeV (Lindborg 97), alltså den effektiva dosen är $0,22 \times 1,2 \times 0,7 = 0,18$ mSv/a. Detta är en överskattning om inte alla omgivande ytor har samma halt.

Vid beräkningar av primära fotonflöden spelar det ingen roll om geometrierna är cirklar eller rektanglar när ytorna är lika (Finck 92), det är lättare att räkna med cirklar. Vi utgår från en oändlig plan källa, i denna tar vi ut en cirkel med 5 meters radie som är husets geometriska form vid ytan 80 m². Finck 92 har beräknat kumulativa fördelningen för det primära fotonflödet för 662 keV (¹³⁷Cs) på olika höjd över marken vid olika cirkelradier.

Primära fotonflödet är de fotoner som befinner sig inom fototoppens energi, det vill säga förutan den strålning som sprids allteftersom växelverkan sker med luften eller byggmaterial. Här görs alla beräkningar på 1 meters höjd. Geometrin består av en inre cirkel som är fri från aktivitet med 5 meters radie. För att efterlikna en blomsterrabatt runt huset görs beräkningar med 1-, 2-, 3- och 5 meters bredd på det område som är belagt med aktivitet. En 1 meter bred rabatt ger en yta av 35 m², 2 meters bredd ger 75 m², 3 meters bredd ger 123 m² och 5 meters bredd ger 236 m².

Husets konstruktion dämpar strålning utifrån, i det följande utreds de olika delarna i denna beräkning. Stråltransmissionsfaktorn för primärstrålning som funktion av beläggnings geometri kallas för Skärminningsfaktor (primärstrålning, geometri), $S_{p, geom}$. Den avspeglar hur stort primärfotonflödet från en begränsad yta med aktivitet är jämfört med primärfotonflödet från ett oändligt plan och innefattar dämpningen för strålningen i luften. Skärminningsfaktorn, $S_{p, geom}$ kan liknas vid en transmissionsfaktor för primära fotoner och den visas i tabell 9 med en husgeometri omvandlad till en cirkel med 5 meters radie som funktion av ytterradien på rabatten.

Tabell 9. Skärmningsfaktor, primärstrålning, geometriberoende ($S_{p, geom}$), innerradie 5 m.

Aktiviteten ytteponerad		Aktiviteten homogent fördelad	
Ytterradie	$S_{p, geom}$	Ytterradie	$S_{p, geom}$
6 m	0,04	6 m	0,03
7 m	0,074	7 m	0,05
8 m	0,105	8 m	0,065
10 m	0,155	10 m	0,09
20 m	0,32	20 m	0,14
50 m	0,48	40 m	0,16

Från mätning av två stycken enfamiljs trähus i Gävle 1986 fås i bottenplanet en Skärmningsfaktor (primärstrålning, material), $S_{p, mat}$, som var 0,36 (Finck 92). Stenmaterial släpper igenom betydligt mycket mindre: kanske 0,15. Efter multiplikation med 0,36 gånger $S_{p, geom}$ fås Skärmningsfaktorn (primär, hus), $S_{p, hus}$. När primärfotoner går genom byggnadsmaterialet ökar den spridda strålningen, denna ökning kallas buildupfaktorn. Efter multiplikation med 2 som är buildupfaktorn för enfamiljshus (Finck 92) erhålls Skärmningsfaktorn för huset S_{hus} , denna faktor ger ett mått på den absorberade luftdosraten inne i huset om man känner markbeläggningen (tabell 10).

Tabell 10. Skärmningsfaktorerna $S_{p, hus}$ och S_{hus} , innerradie 5 m.

Aktiviteten ytteponerad			Aktiviteten homogent fördelad		
Ytterradie	$S_{p, hus}$	S_{hus}	Ytterradie	$S_{p, hus}$	S_{hus}
6 m	0,0144	0,0288	6 m	0,0108	0,0216
7 m	0,02664	0,0533	7 m	0,018	0,036
8 m	0,0378	0,0756	8 m	0,0234	0,0468
10 m	0,0558	0,1116	10 m	0,0324	0,0648

Om ^{137}Cs sprids med 10 kBq/m^2 över ett oändligt plan blir kermadosraten $0,22 \text{ mGy/a}$ på 1 meters höjd över marken, den effektiva dosen till människan blir $0,18 \text{ mSv/a}$. Motsvarande värden vid homogen fördelning i marken (= 20 cm:s djup) är $0,040 \text{ mGy/a}$ kermadosrat och effektiva dosen $0,034 \text{ mSv/a}$ (se beräkning nedan). Resultande effektiv dos till människa ges i tabell 11.

Tabell 11. Dosrater på 1 meters höjd i trähus 80 m^2 med askspridningen 10 kBq/m^2 mellan innerradien 5 m och ytterradien som funktion av ytterradien, 65 % vistelsetid.

Aktiviteten ytteponerad		Aktiviteten homogent fördelad	
Ytterradie	Effektiv dos (mSv/a)	Ytterradie	Effektiv dos (mSv/a)
6 m	0,003	6 m	0,0005
7 m	0,006	7 m	0,0008
8 m	0,009	8 m	0,0010
10 m	0,013	10 m	0,0014

Antag att man gräver ned askan i marken och fördelar den homogent inom ett djup av 20 centimeter. Man beräknar dosraten 1 meter över marken som om djupet vore oändligt, det ger en överskattning av dosraten som är cirka 2 procent vid 20 centimeters djup (Finck 92). Antag att 1 kg aska myllas ned i jorden 20 centimeter på 1 m^2 jämnt fördelat, med jorddensiteten $\rho = 1.6 \text{ kg/l}$. Jordens vikt är 320 kg och aktiviteten 10 kBq , det ger aktivitetskoncentrationen av ^{137}Cs i marken $0,0313 \text{ kBq/kg}$. Med konverteringsfaktorn $146 \text{ nGy/h per kBq/kg}$ (Finck 92) blir absorberad dosrat i luft (kerma) 1 meter över marken $0,0046 \text{ } \mu\text{Gy/h}$ eller $0,040 \text{ mGy/a}$. För att

göra om detta till en miljödosekvivalent skall kermadosen multipliceras med 1,2 vid 0,66 MeV (ICRP 96b). För att övergå från miljödosekvivalent till effektiv dos till människa förutsätts en rotationssymmetri vid bestrålningen, då skall multiplikation med faktorn 0,7 göras vid 0,66 MeV (Lindborg 97). Den effektiva dosen till människa är $0,040 \times 1,2 \times 0,7 = 0,034$ mSv/a. Detta gäller för ett års deponering.

BILAGA 6. DOSBERÄKNING VID ASKSPRIDNING PÅ MARKEN

En ytterligare exponeringsmöjlighet är att askan läggs på en gräsmatta eller på marken. Årsproduktionen av aska räcker till att fylla ut en cirkel med radien ca 6 meter med spridningsdensiteten 1 kg/m^2 och ^{137}Cs -halten är 10 kBq/kg .

Två fall kan beräknas dels att askan läggs på marken, dels att den grävs ned till 20 centimeter och blandas homogent. Utifrån en kumulativ fördelning av primära fotonflödet som funktion av cirkelradien (Finck 92) fås att 42 procent av fotonflödet från en oändlig plan källa kommer från aktiviteten som finns innanför radien 6 meter, motsvarande andel är 86 procent från en homogen källa i marken.

Den effektiva dosen till människa 1 meter över marken med aktiviteten inom en cirkel om 6 meter och plan källa blir $0,42 \times 0,18 \text{ mSv/a} = 0,0756 \text{ mSv/a}$. Vid 100 timmars vistelsetid per år blir dosen $0,00086 \text{ mSv/a}$. Effektiva dosen 1 m över marken med aktiviteten inom en cirkel om 6 meter och homogen källa i marken blir $0,86 \times 0,034 \text{ mSv/a} = 0,029 \text{ mSv/a}$, vid 100 h vistelse blir dosen $0,00033 \text{ mSv/a}$. Vistelsetiden på gräsmatta eller mark har antagits vara 100 timmar per år.

BILAGA 7. DOSBERÄKNING FÖR ASKA PÅ HÖG

Antag att ett års askproduktion läggs på en hög, det är 104 kg med askhalten 10 kBq/kg av ^{137}Cs eller 180 l med aktiviteten $1,0 \text{ MBq } ^{137}\text{Cs}$. Antag att högen kan liknas vid en kub med $56,4$ centimeters sida. För att beräkna dosraten utanför den delas kuben i 56 utsnitt (var och en 1 centimeter bred) och med aktiviteten i varje snitt koncentrerad till en punktkälla i mitten. Dosratsbidraget från varje snitt beräknas till en punkt som ligger 1 meter från kubens mittpunkt. För varje delpunktkälla har dämpningen i alla segment som ligger framför den medräknats.

Självaabsorptionen i askan beräknas med antagande av Ca eller C som absorberande material som har $\mu/\rho = 0,08 \text{ cm}^2/\text{g}$ vid $0,6 \text{ MeV}$ och $\rho = 0,6 \text{ g/cm}^3$. Dämpningen i luften upp till 5 meter är bara några procent vid $0,66 \text{ MeV}$. Konverteringsfaktorn från aktivitet till expositionsrat är $0,000332 \text{ R m}^2/\text{h/mCi}$ (Johns 74). Med omvandlingsfaktorn $1 \text{ R} = 0,0088 \times \text{Gy}$, från exposition R till kerma Gy (Attix 86), blir konverteringsfaktorn för kermaraten $0,07896 \cdot 10^{-12} \text{ Gy/h/Bq m}^2$. För att övergå från kerma till miljödosekvivalenten Sv krävs faktorn 1,2 (ICRP 96b). Miljödosekvivalenttraten på 1 meters avstånd från mittpunkten av kuben inklusive självaabsorptionen blir $0,046 \text{ } \mu\text{Sv/h}$. För att få den effektiva dosen multipliceras miljödosekvivalenten med 0,7 för 662 keV , för en punktkälla och rotationssymmetri (Lindborg 97) alltså $0,032 \text{ } \mu\text{Sv/h}$ effektiv dos eller $0,28 \text{ mSv/a}$.

I tabell 12 visas effektiva dosen till människa som en funktion av avståndet till högens centrum. I verkligheten kan dosen bli 10 till 15 procent högre beroende på spridd strålning från marken. I tabellen visas även resultaten av en beräkning med Monte Carlo (MC) simulering (Grinborg 99) med förutsättningen 50 % C och 50 % Ca i askan och densiteten $0,6 \text{ g/cm}^3$. Beräkningar har också gjorts vid tillsats av vatten till askdensiteten 1 g/cm^3 och $1,4 \text{ g/cm}^3$. Vid densiteten 1 g/cm^3 blir den beräknade dosen utifrån MC-simuleringen cirka 30 procent högre än de värden som beräknats utifrån att snitta upp källan. Vid densiteten $1,4 \text{ g/cm}^3$ överensstämmer resultaten från MC-simuleringen och metoden med snittade källor med torr aska.

Tabell. 12. Dos från askhög med 10 kBq/kg \cdot 104 kg som funktion av avståndet från askhögens centrum.

Avstånd (m)	Effektiv dos (mSv/a)	MC-simulering Effektiv dos (mSv/a)
1	0,28	0,45
2	0,060	0,11
3	0,025	0,046
4	0,014	0,025
5	0,009	0,016

I den fortsatta presentationen används resultaten från metoden med snittade källtermer. Dosen i tabellen är beräknad för hela året, i redovisningen har använts 200 timmars vistelsetid på en uteplats i närheten av en askhög.

Antag att högen ligger på två meters avstånd från väggen till ett trähus och man vill uppskatta effektiva dosen till människa 1 meter in i rummet vid 65 procent vistelsetid. En enkel trävägg absorberar primärstrålningen med Skärningsfaktorn, $S_{p, \text{hus}}$, som är 0,2 (Finck 97). Den spridda strålningen ökar vid genomgång av väggen. Buildupfaktorn är runt 2,5 för en plan trävägg. S_{hus} blir 0,5. Effektiva dosen till människa i huset blir vid 65 procent vistelsetid $0,025 \times 0,5 \times 0,65 = 0,0081$ mSv/a.

BILAGA 8. BERÄKNING AV DOSTILLVÄXT VID UPPRE PAD ASKUTLÄGGNING

Om man lägger askan på samma ställe och gräver ned den i ett 20 centimeters skikt år efter år och antar att inget läckage av ^{137}Cs förekommer ur marken byggs halten i jorden upp. I skogsmiljö gäller nolläckage (Johanson 97). Cesiumhalten i marken blir enligt ekvationen med källtermen 0,0313 kBq/kg:

$$\frac{dC(t)}{dt} = 0,0313 \exp(-\lambda \times t) - \lambda C(t)$$

med lösningen

$$C(t) = 0,0313 t \times [\exp(-\lambda \times t)]$$

där

$$\lambda = \ln(2)/30$$

t = tiden i år

Lösningen visas i figur 2, i avsnitt 3.3, där cesiumhalten har omräknats till relativ dos. I figur 2 visas dostillväxten av den resulterande effektiva dosen till människa per år relativt dosen från första årets askutläggning som funktion av tiden. Den sönderfallskorrigerade aktiviteten som läggs på varje år är densamma. Detta är en stor avvikelser från verkligheten där cesiumhalten varierar betydligt med tiden, se avsnitt 3.3.

Den maximala dosen efter 45 år blir cirka 16 gånger högre än tillskottet det första året, efter 20 år blir den 13 gånger högre och efter 10 år blir den 8 gånger högre.

2002:01 SAR och utstrålad effekt för

21 mobiltelefoner

Avdelning för miljöövervakning och mätberedskap.

Gert Anger 120 SEK

2002:02 Natural elemental concentrations and fluxes: their use as indicators of repository safety

SKI-rapport 01:51

2002:03 SSI:s granskning av SKB:s FUD-program 2001

Avdelningen för avfall och miljö.

Björn Hedberg, Carl-Magnus Larsson, Anders Wiebert,

Björn Dverstorp, Mikael Jensen, Maria Norden, Tomas

Löfgren, Erica Brewitz, John-Christer Lindhé och Åsa

Pensjö.

2002:04 SSI's review of SKB's complement of the RD&D programme 1998

Avdelningen för avfall och miljö.

Mikael Jensen, Carl-Magnus Larsson, Anders Wiebert,

Tomas Löfgren and Björn Hedberg.

2002:05 Patientdoser från röntgenundersökningar i Sverige – uppföljning av åtgärder

Avdelningen för personal- och patientstrålskydd.

Helene Jönsson och Wolfram Leitz. 60 SEK

2002:06 Strålskyddskonsekvenser vid villaeldning med ¹³⁷Cs-kontaminerad ved

Avdelning för miljöövervakning och mätberedskap.

Hans Möre och Lynn Hubbard 60 SEK



STATENS STRÅLSKYDDSinSTITUT, SSI, är en central tillsynsmyndighet med uppgift att skydda människor, djur och miljö mot skadlig verkan av strålning. SSI arbetar för en god avvägning mellan risk och nytta med strålning, och för att öka kunskaperna om strålning, så att individens risk begränsas.

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

Myndigheten medverkar i det internationella strålskyddssamarbetet. Därigenom bidrar SSI till förbättringar av strålskyddet i främst Baltikum och Ryssland. 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 har idag ca 110 anställda och är beläget i Stockholm.

THE SWEDISH RADIATION PROTECTION AUTHORITY (SSI) is a government authority with the task of protecting mankind and the living environment from the harmful effects of radiation. SSI ensures that the risks and benefits inherent to radiation and its use are compared and evaluated, and that knowledge regarding radiation continues to develop, so that the risk to individuals is minimised.

SSI decides the dose limits for the public and for workers exposed to radiation, and issues regulations that, through inspections, it ensures are being followed. SSI provides information, education, and advice, carries out research and administers external research projects.

SSI participates on a national and international level in the field of radiation protection. As a part of that participation, SSI contributes towards improvements in radiation protection standards in the former Soviet states.

SSI is responsible for co-ordinating activities in Sweden should an accident involving radiation occur. Its resources can be called upon at any time of the day or night. If an accident occurs, a special emergency preparedness organisation is activated. Early notification of emergencies is obtained from automatic alarm monitoring stations in Sweden and abroad, and through international and bilateral agreements on early warning and information.

SSI has 110 employees and is situated in Stockholm.



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Authority

Adress: Statens strålskyddsinstitut; S-171 16 Stockholm;

Besöksadress: Karolinska sjukhusets område, Hus Z 5.

Telefon: 08-729 71 00, Fax: 08-729 71 08

Address: Swedish Radiation Protection Authority;

SE-171 16 Stockholm; Sweden

Telephone: + 46 8-729 71 00, Fax: + 46 8-729 71 08

www.ssi.se