



SSI Rapport

SSI Report

98:15 LYNN MARIE HUBBARD, HANS MÖRE

*Strålskyddskonsekvenser från ^{137}Cs
vid användning av biobränsle i
stora anläggningar*

STATENS STRÅLSKYDDSinSTITUT



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Institute

Consequences for radiation protection from the use of biofuels contaminated with ^{137}Cs

Lynn Marie Hubbard and Hans Möre
Department of Environmental Monitoring and Dosimetry

Abstract

The consequences for radiation protection that occur from the use of biofuels contaminated with ^{137}Cs are summarised. Estimates of the radiation doses from different types of releases from biofuel plants are presented. The exposure pathways occur during: 1) depositing of the ashes, 2) recycling of the ashes as nutrition for the forests, 3) releases of condense-water, and 4) exhaust from the smokestack. The calculations use an activity concentration of 5 kBq/kg ^{137}Cs in the ashes, which is currently the Swedish Radiation Protection Institute's recommended limit for ash recycling. The largest estimated dose occurs during occupation with ash deposition, which is on the order of 0.1 - 0.5 mSv/yr. Next comes the dose to a critical group composed of hunters and gatherers in a forest that has been fertilised with recycled ashes, with 0.02 mSv/yr. The average Swedish population in the same forest conditions receives 0.003 mSv/yr. Releases from smokestacks when normal cleaning practices are used and releases of condense-water give insignificant doses. The percent of the forested area in Sweden that can produce ashes with levels over 5 kBq/kg is estimated to be approximately 6 - 7 percent. With today's production, that area would give 3000 - 7000 ton ashes/yr. This can increase in the future with increased use of biofuels.

Key words: biofuels, ^{137}Cs , forests, ash recycling, radiation protection, dose to humans

Nyckelord: biobränsle, ^{137}Cs , skog, askåterföring, strålskyddskonsekvenser, dos till människor

Strålskyddskonsekvenser från ^{137}Cs vid användning av biobränsle i stora anläggningar

Lynn Marie Hubbard och Hans Möre
Avdelningen för Miljöövervakning och Mätning
Område: Strålning i omgivningen

Sammanfattning

Denna rapport sammanfattar kunskapsläget om strålskyddskonsekvenser vid användning av biobränsle som är kontaminerat med ^{137}Cs . En uppskattning av stråldosen från olika utsläppsvägar från en stor biobränsleanläggning redovisas. Exponeringsvägarna är: 1) askläggning på deponi, 2) askåterföring till skogen, 3) kondensvattenutsläpp, och 4) rökgaser från skorsten. I rapporten har beräkningarna utförts för en aktivitetskoncentration av 5 kBq/kg ^{137}Cs i askan, vilket för närvarande är Statens strålskyddsinstututs rekommenderade gränsvärde för askåterföring. Den högsta dosen erhålls vid arbete på en deponi, i storleksordningen 0,1 - 0,5 mSv/a. Sedan kommer dos till kritisk grupp bestående av jägare och samlare vid askåterföring i skogen med 0,02 mSv/a eller för en genomsnittlig svensk befolkning med 0,003 mSv/a. Rökgaser från skorsten vid normal rening och kondensvattenutsläpp ger låga doser. En bedömning har gjorts av den skogsareal som kan ge askhalter över 5 kBq/kg. Den beräknades till cirka 6 - 7 procent av hela Sveriges skogsareal. Med dagens produktion motsvarar det 3000 - 7000 ton aska/a, detta kan stiga i framtiden med ökande biobränsleanvändning.

Innehållsförteckning	sid
1. Inledning	1
2. Lagstiftning för verksamhet med joniserande strålning	2
2.1 Strålskyddsrekommendationer från internationella organisationer	2
2.2 Gällande föreskrifter med relevans för biobränsleanvändning	3
3. Påverkan på miljön och människan	4
3.1 Miljön	4
3.1.1 Askproblematiken	4
3.1.1.1 Askproduktion	5
3.1.1.2 Hur stor skogsareal kan täckas med aska från biobränsleanläggningar	5
3.1.1.3 Vilka mängder aska finns vid olika aktivitetsnivåer	6
3.1.1.4 Halter som har mätts i trädbränsle och aska, och förändring över tiden	7
3.2 Människan	8
4. Dosanalys	9
4.1 Dosuppskattningar	9
4.1.1 Dos vid arbete på deponi	9
4.1.2 Dos vid askåterföring till skogen	10
4.1.3 Dos från kondensvattenutsläpp	12
4.1.4 Dos från rökgasutsläpp	12
4.1.5 Sammanfattning av dosen	13
4.1.6 Kommentar om kollektivdos	14
4.1.7 Uppskattning av dosbidraget från naturligt förekommande radionuklider i aska jämfört med dos från ^{137}Cs i aska	14
4.1.7.1 Externdos, aska	14
4.1.7.2 Interndos, livsmedel	15
4.1.7.3 Interndos, rökgas	15
4.2 Diskussion om osäkerheterna	16
4.2.1 Kemiska aspekter på ^{137}Cs i aska och dess tillgänglighet kontra kalium	16
4.2.2 Cesiums fördelning i restprodukterna samt askproduktion	17
4.2.3 Osäkerheter vid dosberäkningen	18
4.2.3.1 Intern exponering	18
4.2.3.2 Extern exponering	19
4.3 Jämförelse: dos och aktivitet	20
4.3.1 Jämförelse med dos till kritisk grupp från kärnkraftverken 1995	20

4.3.2 Aktivitetsjämförelse av ^{137}Cs mellan en bibränsleanläggning och kärnkraftverken 1995	20
5. Slutsatser	21
5.1 Tänkbara forsknings- och utredningsuppgifter	22
Erkännande	23
6. Referenser	23
7. Bilagor	
7.1 Bilaga 1. Energimängd producerad av bibränsle	26
7.2 Bilaga 2. Några internationella organisationers strålskyddsrekommendationer	27
7.3 Bilaga 3. Gällande föreskrifter	28
7.4 Bilaga 4.	29
7.4.1 Spridningsyta	29
7.4.2 Täthet av organismer i skogen	29
7.5 Bilaga 5. Halter som har mätts i trädbränsle och aska	29

Strålskyddskonsekvenser från ^{137}Cs vid användning av biobränsle i stora anläggningar

Lynn Marie Hubbard och Hans Möre
Avdelningen för Miljöövervakning och Mätning
Område: Strålning i omgivningen

1. Inledning

Till följd av radioaktivt nedfall, kan växtmaterial som används som biobränsle vid energiutvinning innehålla ökade koncentrationer av radioaktivt cesium. För Sveriges del gäller detta särskilt i de delar av landet som fick mest nedfall efter Tjernobylyckan, men i någon grad också till följd av kärnvapenproven på 60-talet. ^{137}Cs och andra, naturligt förekommande, radionuklider koncentreras i restprodukterna vid biobränsleförbränning. Spridning av dessa restprodukter i omgivningen kan skapa ansamlingar av koncentrerad aktivitet.

Biobränsle (avlutar, trädbränslen, stråbränslen, sopavfall samt torv) utgjorde cirka 20 procent av den totala bruttoenergitillförseln i Sverige år 1996 (87 TWh). Av dessa kom 74 TWh från trädbränslen. Biobränslet används främst till värmeproduktion. Det finns en uttalad vilja på många håll att biobränsleanvändningen ska öka i framtiden, se vidare i *Bilaga 1*. År 1996 producerade kärnkraften 72 TWh elektricitet.

Statens strålskyddsinstitut (SSI) började utreda strålskyddskonsekvenser angående biobränsle i januari 1997 i samband med en remiss från Länsstyrelsen i Gävleborgs län angående ansökan från Gävle Kraftvärme AB om tillstånd att uppföra en biobränsleanläggning i Gävle kommun. I denna rapport från SSI redovisas konsekvenserna i samband med stora biobränsleanläggningar. För underlaget och konsekvenser vid villaförbränning av ved se SSI-Rapport 99:01.

Vid biobränsleeldning är skogsprodukter med träddelar det vanligaste bränslet. Det består av en blandning av bark, kvistar, barr eller löv, och ved. En vanlig form av träddelar som används för bränsle är GROT (grenar och toppar), det som blir kvar på hygget efter det att träden fällts och stamveden förts bort till skogsindustrin (Egnell 98). Andra tänkbara biobränslen är torv and salix.

Mängden ^{137}Cs i biobränslet är beroende på många faktorer, bland annat

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

I denna rapport uppskattas strålskyddskonsekvenserna från användning av trädbränsle som innehåller förhöjda koncentrationer av ^{137}Cs . En rad olika faktorer måste beaktas vid bedömning av stråldostillskott till människa som en följd av biobränsleanvändning. Kedjan börjar med nedfall av ^{137}Cs från Tjernobylyolyckan och kärnvapenprover. Cesium tas upp i träd, vilka förbränns i stora anläggningar. Det koncentreras i restprodukter i form av utsläpp till luft, kondensvatten (om det finns), och aska. Askan läggs på deponi eller återförs till skogen. Deponin ger extern dos till människa. Vid askåterföring tas det radioaktiva cesium åter upp i träd och organismer samt ger slutligen dos till människa.

Stora biobränsleanläggningar har konstruktioner med olika förbränningsparametrar, utsläpp och reningsgrad. Uppskattningarna som redovisas här bygger på tillgängliga data, och i rapporten diskuteras osäkerheten i dessa uppgifter.

Följande frågor är relevanta i samband med ett policybeslut om begränsning av strålskyddskonsekvenserna vid förbränning av kontaminerat biobränsle.

1. Ska samma begränsningar av tillskott av stråldos till allmänheten gälla för olika sätt att producera energi?
2. Ska utsläppsvillkoren likställas för kärnkrafts- och biobränsleenergi?
3. Biobränslets förorening med ^{137}Cs är en följd av en olycka där aktivitetsnivåerna inte har kunnat regleras i förväg. Ska som en följd därav enbart konsekvenserna strålskyddsmässigt begränsas till så låga värden som möjligt enligt ALARA principen (As low as reasonably achievable), där alla sociala och ekonomiska faktorer vägs samman? Eller ska biobränsleanvändning ses som en planerad verksamhet med motsvarande regler?

2. Lagstiftning för verksamhet med joniserande strålning

Här nedan redovisas först för några olika relevanta organisationers strålskyddsrekommendationer. Därefter redovisas den svenska strålskyddslagstiftningen (nyligen sammanfattad av Sundell-Bergman 98).

2.1 STRÅLSKYDDSREKOMMENDATIONER FRÅN INTERNATIONELLA ORGANISATIONER

Den internationella strålskyddskommissionen (ICRP) rekommenderar att strålskyddet ska baseras på tre fundamentala principer:

1. *Berättigande* – Ingen verksamhet ska accepteras om nackdelarna överväger fördelarna ur samhälls synpunkt.
2. *Optimering* – Alla stråldoser ska hållas så låga som rimligt möjligt med hänsyn tagen till såväl ekonomiska som sociala faktorer (ALARA). Detta avser såväl dosen till enskilda personer som antalet exponerade personer.

3. *Dosgränser* – Ingen ska erhålla stråldoser som överstiger fastlagda dosgränser.

ICRP anser att optimeringsprocessen är den viktigaste oavsett om man närmar sig gränsvärdets dosnivåer eller om man ligger betydligt under gränsvärdena. ICRP rekommenderar en dosgräns till allmänheten på 1 mSv/a för all planerad verksamhet sammantagen.

Internationella rekommendationer och fördragstexter som Sverige skrivit under innebär bland annat att

- Bästa tillgängliga teknik ska användas för att begränsa föroreningar inom energisektorn.
- Radioaktiva ämnen får inte släppas ut i Östersjön i betydande mängder.
- Utsläpp ska hellre koncentreras och inneslutas än utspridas och utspädas.

Mer utförligt redovisas dessa i *Bilaga 2*.

2.2 GÄLLANDE FÖRESKRIFTER MED RELEVANS FÖR BIOBRÄNSLEANVÄNDNING:

Strålskyddslagen syftar till att ”*skydda människor, djur och miljö mot skadlig verkan av strålning*”. Med stöd av strålskyddslagen och strålskyddsförordningen kan SSI utfärda föreskrifter inom strålskyddsområdet. Här behandlas först de föreskrifter som har godkänts men som träder i kraft år 2000. Innehållet i föreskrifterna redovisas mer utförligt i *Bilaga 3*.

Bestrålning av allmänheten på grund av verksamhet med joniserande strålning ska begränsas så långt som rimligen är möjligt. Gränsvärdet för effektiv dos är 1 mSv/a till individer i allmänheten till följd av all planerad verksamhet med joniserande strålning. För yrkesverksamma personer i verksamhet med joniserande strålning gäller dosgränsen högst 50 mSv/a och 20 mSv/a i genomsnitt.

Den förväntade dosen till kritisk grupp (en kritisk grupp är en verklig eller tänkt grupp människor som beräkningsmässigt erhåller de högsta stråldoserna) från utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftstationer ska understiga 0,1 mSv/a för alla utsläpp från en enskild kärnkraftstation. Vid utförsel av gods från kärntekniska anläggningar som ska deponeras på avfallsupplag gäller att det får innehålla högst 5 kBq/kg av beta- och gammastrålande nuklider. Den sammanlagda aktiviteten i gods som ska deponeras på avfallsupplag får inte överstiga 1 GBq/a. Fri användning av gods får ske om det innehåller högst 500 Bq/kg. Enligt kärntekniklagen om markförvar anges att aktivitetsinnehållet får vara högst 10 TBq. För utfärdade tillstånd gäller att total aktivitet i förvaret högst får vara 100 GBq.

Gränsvärden som sattes i samband med Tjernobylyolyckan var (Snihs 96):

20 kBq/kg torrs substans för avloppsslam som används som gödsel, eller högst 10 kBq/m².

1 kBq/kg vid 50 procent torrs substans för torv som används som gödsel av jord där grönsaker odlas, eller

3 kBq/kg i torv som används för gödning av gräs, etc¹.

SSI gav 1986 ut anvisningar rörande hantering och deponering av torvaska från torveldningsanläggningar (Holmberg 86). Enligt dessa skall dosraten mätas på 1 meters höjd över tippen, om dosraten är 1-5 µSv/h ska dosbok föras för arbetstagare, om raten är 5-10 µSv/h ska obehöriga låsas ute från askcontainrarna. Om dosraten överstiger 10 µSv/h ska persondosimetri användas om årsdosen kan överstiga 15 mSv. Vid deponering ska ett månadsprov tas av alla askpartier och om detta prov överstiger 50 kBq/kg ska SSI meddelas.

3. Påverkan på miljön och människan

3.1 MILJÖN

En effekt av processen i biobränsleanläggningar är att ¹³⁷Cs som tidigare var fördelat i skogen samlas och koncentreras i restprodukterna. Det finns två huvudsätt att hantera askmängden från stora anläggningar; endera läggs den på deponi eller återförs den till skogen. Deponering innebär att aktivitet koncentreras till ett ställe medan askåterföring innebär att aktiviteten åter sprids ut i skogen.

Ett argument som ofta återkommer är att askåterföring till skogen inte borde medföra några extra strålskyddsproblem därför att askan enbart ersätter det uttagna bränslet. Det betyder att om mängden aska som återförs motsvarar den uttagna mängden bränsle skulle ingen nettoförändring av cesiummängden i skogsekosystemet bli följden. Om all aska från en avverkning återfördes till exakt samma ställe varifrån bränslet togs skulle detta argument kanske vara sant, bortsett från att cesiet i askan leder till andra strålskyddsproblem (se nedan). Med nuvarande sätt att hantera bränslet och askåterföring är det osannolikt att aska från en stor anläggning återförs till bränslets ursprungliga växtplats. Det är möjligt att teknisk utveckling av hanteringskedjan leder till att askans ursprung blir lättare att klarlägga.

För närvarande finns det ingen kontroll av var bränslet samlats in, endast leverantören är känd. Dessutom är det så att i stora anläggningar blandas bränsle med olika ursprung vilket gör att askan inte kan särskiljas. Resultatet av askåterföring kan bli att tidigare mindre kontaminerade skogsområden får en högre kontamination av ¹³⁷Cs och tvärtom.

Askåterföring påverkar miljön också genom att cesiet i askan är mer biotillgängligt än cesiet i träden (se 4.2.1). Innan ett område avverkas kan upp till 20 procent av cesiet i skogsekosystemet vara bundet i träden (Ravila 96). Efter avverkningen och återföring av askan är cesiet mer tillgängligt för svamp, bär och nyplanterade träd eftersom cesiet som var bundet i träden har förflyttats till marken. Därmed blir svamp och bär, och som en följd därav älg, mer exponerad för ¹³⁷Cs än före avverkningen.

Ett tredje scenario för påverkan på miljön är när avverkningsrester (GROT) lämnas kvar på marken och bara stamveden förs bort. Cesiet som är bundet i GROT kan cirkulera i skogsekosystemet efter nedbrytning.

¹ En uppgift från Vitryssland är att vedaska över 10 kBq/kg klassas som radioaktivt avfall (Antsipov 98).

3.1.1 ASKPROBLEMATIKEN

I detta avsnitt redovisas uppskattningar för: a) hur mycket aska som produceras idag och vad som är tänkbart i framtiden, b) hur stor skogsareal som kan täckas med aska från biobränsleanläggningar, c) vilka mängder aska som finns vid olika aktivitetsnivåer, och d) vilka halter som har mätts i trädbränsle och aska, samt haltens förändring över tiden.

3.1.1.1 ASKPRODUKTION

I det följande görs en bedömning av askproduktion för olika användningsområden för biobränsle med utgångspunkt från användningen år 1996².

- | | |
|---|----------------------------|
| • Askmängden från trädbränsle till småhus (12 TWh/a) blir ca | 3×10^4 ton aska/a |
| • Askmängden från trädbränsle till fjärrvärme (12 TWh/a) blir ca | 5×10^4 ton aska/a |
| Fjärrvärmerna räcker till skogsspridning av 160 km ² /a. | |
| • Askmängden från bark och spån som förbränns inom skogsindustrin (16 TWh/a) blir ca | 6×10^4 ton aska/a |
| Askan räcker till skogsspridning av 210 km ² /a. | |
| • Avfallsmängden från avlutar som förbränns inom skogsindustrin (31 TWh/a) blir obetydlig. Ligninet förbränns och avlutens kemikalier återvinns i en kemisk process. Processen ger slam som avfallsprodukt, som inte räknas som aska i vanlig mening. | |

I mitten av 1990 talet producerades 80 000 – 90 000 ton aska per år från trädbränslen (Egnell 98), vilket stämmer relativt väl med summan av den uppskattade produktionen av aska från fjärrvärme och bark- och spåneldning inom skogsindustrin ovan. Askkan från småhus samlas inte in centralt.

Utöver ovanstående askmängder kan askmängden öka i framtiden om ett större GROT-uttag görs enligt *Bilaga 1*.

Möjligt asktillskott i framtiden:

GROT-bränsle; 30 – 80 TWh/a skulle kunna ge ca	12×10^4 – 32×10^4 ton aska/a
Det räcker till skogsspridning av 400 – 1100 km ² /a.	

3.1.1.2 HUR STOR SKOGSAREAL KAN TÄCKAS MED ASKA FRÅN BIOBRÄNSLEANLÄGGNINGAR

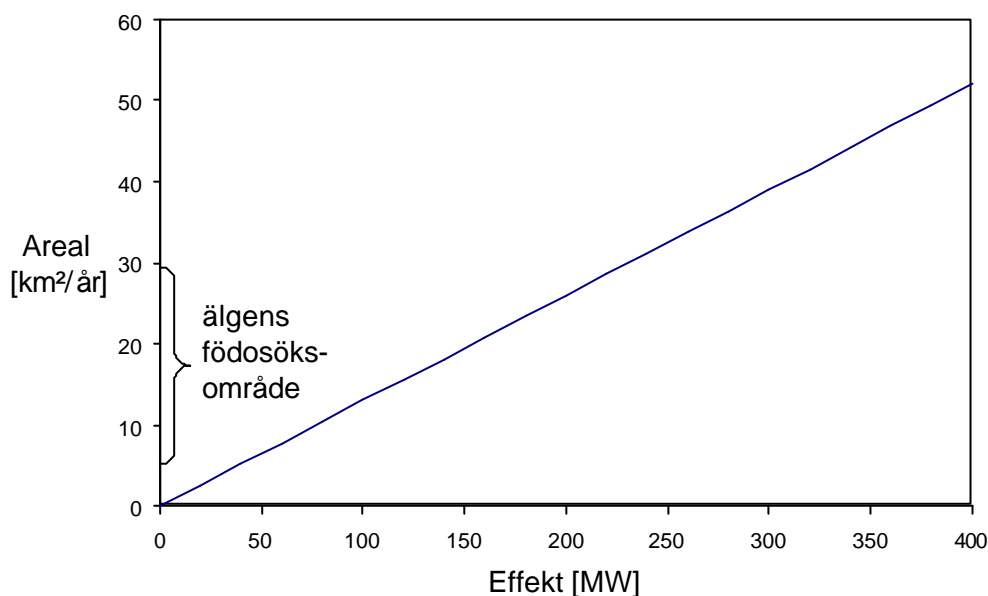
² Vid beräkning av askproduktionen för småhus har 4 kWh/kg ved ansatts med tanke på att den oftast bara är lufttorkad. Askandelen av bränslet har antagits till 1 procent eftersom detta var fallet vid undersökningen av villaeldning i Gävleborgs län. För fjärrvärmeproduktionen och för bark och spån som förbränns inom skogsindustrin har 5 kWh/kg bränsle ansatts eftersom det i alla fall inom fjärrvärmerna handlar om förädlade bränslen där fukthalten kan styras bättre eller där kondensvärmeåtervinning används. Askandelen av bränslet sätts i de senare fallen till 2 procent eftersom barkandelen i GROT-bränslen är högre än i ved.

^{137}Cs halten i stationära organismer som bär och svamp är relaterad till aktiviteten inom ett begränsat område. ^{137}Cs halten i älgar och rådjur ökar om deras födosöksområde täcks av kontaminerad aska. Vid dosberäkningen för intag av älg- och rådjurskött som redovisas nedan har förutsatts att den kontaminerade askan helt täcker djurens födosöksområde. I Bilaga 4 behandlas spridningsyta som askan räcker till samt födosöksområde för relevanta djur och växter.

I figur 1 ges en bedömning av hur stor skogsareal som kan täckas med aska från en biobränsleanläggning som funktion av anläggningens storlek. Förutsättningen är 5 kWh/ kg bränsle, 2 procent askandel av bränslet, verkningsgraden 90 procent i pannan samt en spridning av askan med $0,3 \text{ kg/m}^2$.³ Av fjärrvärmeföreningens 160 medlemmar har 60 stycken installerade effekter över 100 MW. De 17 största fjärrvärmenäten har installerade effekter från 400 till 1900 MW.

Sammanfattningsvis kan sägas att en anläggning större än 50 MW producerar tillräckligt med

Fig 1. Täckt skogsareal per år vid askspridning med $0,3 \text{ kg/m}^2$ som funktion av anläggningens effekt.



aska för att öka ^{137}Cs halten i alla skogsprodukter⁴.

3.1.1.3 VILKA MÄNGDER ASKA FINNS VID OLIKA AKTIVITETSNIVÅER

I SSI-rapport 99:01 (SSI 99) redovisas en undersökning av strålskyddskonsekvenserna av villaeldning med cesiumkontaminerad ved i Gävleborgs län. I studien användes insamlade prover av ved, aska och sot från 10 fastigheter. För 9 av fastigheterna hade veden samlats från områden med kända geografiska koordinater. Det gav möjligheten att undersöka korrelationen mellan såväl ved som aska mot beläggningen från samma område. Resultatet visade att det inte fanns någon korrelation mellan ^{137}Cs i veden och ^{137}Cs beläggningen men däremot en stark

³ Skogsstyrelsens högsta rekommenderade spridningsrat är $0,3 \text{ kg/m}^2$. Detta värde har använts vid beräkningarna som utförs i detta manus.

⁴ Ökningen sker i proportion till askans halt av ^{137}Cs .

korrelation mellan ^{137}Cs halten i askan och ^{137}Cs beläggningen⁵. Detta resultat kan man använda vid en grov uppskattning av hur stor del av landets skogsyta som förväntas ge ^{137}Cs askhalter av en viss nivå. Uppskattningen visas i Tabell 1 (Lindgren 98).

Tabell 1. Uppskattad skogsyta som funktion av ^{137}Cs askhalten.

^{137}Cs i aska [kBq/kg]	Skogsyta [km ²]	Skog [%]
<5	290274	93,3
5-6	12827	4,1
6-7	6542	2,1
7-8	988	0,3
8-9	263	0,1
9-10	124	0,04
>10	1	
Total skogsyta	311019	

Landets totala skogsyta är enligt Lantmäteriverkets klassificering (röda kartan bas250) 311019 km². Av detta kan cirka 21000 km², mellan 6 - 7 procent av skogsarealen, leda till att ^{137}Cs askhalten överstiger 5 kBq/kg. Om hela trädet utnyttjas anses det motsvara i medeltal 300 (100 - 400) ton aska/km² per trädgeneration för att upprätthålla balansen för baskatjoner i marken (Egnell 98). En trädgeneration sätts till 100 år (80-140 år). Således skapas i medeltal 3 (1 - 4) ton aska/km²/a vilket skulle ge en maximal askpotential om $6 (2 - 8) \times 10^4$ ton/a med en ^{137}Cs halt överstigande 5 kBq/kg om hela skogsarealen användes som biobränsle. Denna uppskattning är konservativ eftersom man nästan aldrig använder hela trädet som bränsle för värmeproduktion vid stora anläggningar. Från enbart fjärrvärme erhöles 5×10^4 aska/a 1996 och från både fjärrvärme och skogsindustrin erhöles 11×10^4 ton aska/a (se föregående avsnitt). Om askan kommer från hela landets skogsbestånd skulle 6 - 7 procent kunna ha en ^{137}Cs halt över 5 kBq/kg, det vill säga $0,3 - 0,7 \times 10^4$ ton aska/a. I dagsläget produceras bara 5 - 10 procent av den maximala askpotentialen.

Uppskattningarna ovan baseras på villaeldning av i första hand stamveden av tämligen mogna träd. Vid biobränsleeldning i stora anläggningar används mer GROT-bränsle vilket leder till högre ^{137}Cs halt i bränslet för att bark och grenar har högre halt än de centrala delarna av träden, se tabell 2 och (Hubbard 96, SSI 99). Trots en högre askandel i bark och GROT-bränsle (cirka 1 - 2 procent) jämfört med stamved (cirka 1 procent) är ofta ^{137}Cs halten högre

⁵ Detta resultat kan förklaras. Stickprover av trädbränsle har inte samma integrerande karaktär som aska från samma område, men en representativ stickprovtagning av trädbränsle skulle ge en liknande korrelation.

i GROT-askan än i aska från stamveden. Askmängden över 5 kBq/kg kan därmed komma att öka med ökande användning av GROT-bränsle i stora anläggningar.

3.1.1.4 HALTER SOM MÄTTTS I TRÄDBRÄNSLE OCH ASKA, OCH FÖRÄNDRING ÖVER TIDEN

I föregående avsnittet gjordes en bedömning av potentiella ¹³⁷Cs askhalter och mängder. I tabell 2 görs en sammanställning av några mätta prover av trädbränsle, aska både från villaeldning och från stora värmeanläggningar, och nedfall från flygmätning. Sammanställningen ger en uppfattning om storleksordning av aktivitet som hittills har mätts i olika prover av trädbränsle och aska.

Tabell 2. Sammanställning av mätta halter ¹³⁷Cs i trädbränsle, aska och nedfall från flygmätning.

Ursprungsort	Trädbränsle		Aska [kBq/kg]	Nedfall [kBq/m ²]
	Sort	[Bq/kg]		
Gävleborgs län 1997 villaeldning, 10 hus (SSI 99)	Ved	3 – 300	2 – 20	20 – 120
Stigsjö, Västernorrland 1997 villaeldning, 1 hus (källa: Sundsvalls kommun)	Ved		42	80 – 100
Hille, Gävleborg (Hu 96)	Årskott tallträd 1986-91	200 – 900		180
Prylen, Gävleborg (Hu 96)	Årskott tallträd 1995	≤ 2000		40
Fjärrvärme, Sydsverige prov 1990 –91, 6 anlägg. (Ra 92)	Flis		1 – 2 flyg 0,3 – 3 botten	
Fjärrvärme, hela landet prov 1990 –91, 6 anlägg. (He 97)	Flis		0,4 – 4	< 2 – 30
Hässelbyverket, 1997 Bränsle från Härnösand (He 98)	Pellets	35	6 – 9 flyg 0,4 – 0,5 botten	
Fjärrvärme, prov 1998				
Panna Ånge bränsle: 2 mil SV Sundsvall	GROT	700	15 flyg 7 botten	30 – 60
Panna Österbybruk bränsle: Östervåla, Västmanland	GROT	180 - 250	8 flyg 8 botten	30 – 40

Koncentrationen av radioaktivt cesium i trädets olika delar förändras med tiden efter ett nedfall. Direkt efter nedfallet blir trädets ytor (bark, grenar, barr, löv) kontaminerade. En del av aktiviteten sköljs av med nederbörd eller faller till marken vid barr- eller lövfällning. En del

av ytaktiviteten diffunderar in i trädet. Cesium tas också upp genom rötterna, och några år efter nedfallet kommer detta upptag att dominera föroreningen av cesium i trädet. För ett och samma område kan halterna i trädbränsle komma att öka med tiden till följd av ett fortsatt rotupptag av ^{137}Cs . Detta gäller både unga och gamla träd (Hubbard 96, som har fler referenser).

Uppmätta halter i ved och aska diskuteras ytterligare i *Bilaga 5*.

3.2 MÄNNISKAN

Då biobränsle kontaminerat med ^{137}Cs utnyttjas i stora värmeanläggningar utsätts människor för strålning via olika exponeringsvägar. En kritisk grupp kan identifieras för varje väg. Genom sin bostadsort, sitt levnadssätt och sin konsumtion av lokala livsmedel får de en högre stråldos än andra grupper av människor, dock utan att deras vanor är extrema (till exempel ensidig kost). De huvudsakliga exponeringsvägarna är:

a. Produktion av aska, vilken antingen läggs på deponi på ett område där allmänheten inte har tillträde eller återförs till skogen. I det första fallet kan de som arbetar på deponin få en externdos. Vid återföring av aska till skogen kan den kritiska gruppen bestå av jägare som ofta vistas utomhus, och som äter mycket bär och svamp. Här erhålls både extern och interndos.

b. Utsläpp av kondensvatten, vilket kan ge en dos till en kritisk grupp som konsumerar mycket fisk som fångats i närheten av utsläppet. Exponering sker genom interndos.

c. Röken från skorsten, vilket kan ge en dos till den kritiska gruppen som vistas i närheten av verket. Här erhålls en interndos från inhalation och födoämnesintag.

En uppskattning av doserna från de ovanstående exponeringsvägarna diskuteras i nästa avsnitt.

Vid användning av kontaminerad ved i sulfatmassafabriker koncentreras cesium i lutvätskorna i den kemiska återvinningsprocessen (Ravila 98). Detta behandlas inte vidare här. Enligt Ravila ger ved med halter mellan några hundra Bq/kg och några tusen Bq/kg externdoser till personal inom massafabriken som är mindre än 1 mSv/a.

4. Dosanalys

4.1 DOSUPPSKATTNINGAR

För varje exponeringsväg som nämnts ovan ges en uppskattning av dosen som funktion av ett antal relevanta parametrar. Alla dosberäkningar i denna rapport har gjorts med en antagen ^{137}Cs askhalt av 5 kBq/kg, vilket för närvarande är SSI:s rekommenderade gränsvärde för askåterföring⁶. **Alla beräknade doser är ett tillskott utöver alla andra förekommande**

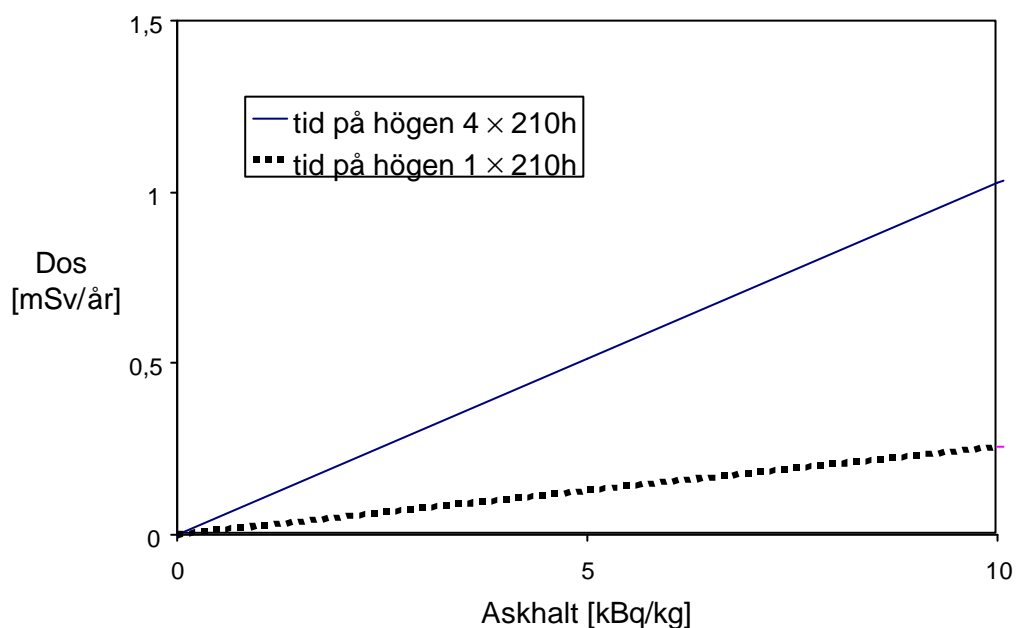
⁶ 5 kBq/kg ^{137}Cs i askan motsvarar mellan cirka 50 Bq/kg och 250 Bq/kg i trädbränslet, beroende på förbränningsomständigheter och bränsleslag.

källor, inklusive det ostörda ^{137}Cs nedfallet. En jämförelse av dosbidraget från naturligt förekommande radionuklider i aska med dosen från ^{137}Cs i aska finns i avsnitt 4.1.7.

4.1.1 DOSUPPSKATTNING VID ARBETE PÅ DEPONI

Dostillskottet vid arbete på en deponi beror av olika faktorer, bland annat vistelsetid, vistelseställe, koncentration av ^{137}Cs och naturligt förekommande radionuklider i askan samt densitet och fuktighetsgrad i deponin. Här berörs huvudsakligen det dostillskott som ^{137}Cs i askan ger. Vistelsestället antas vara ovanpå deponin. Vid dosberäkningen antas deponin ha oändlig horisontell utsträckning. Detta ger en cirka 9 procentig överskattning av dosen om i verkligheten deponin bestod av en cirkel med 10 meters radie (Finck 92). Vid konstant ^{137}Cs halt i askan sjunker dosraten med ökande fukthalt i deponin (Ravila 92). De naturligt förekommande radionukliderna i askan ger ett tillskott till dosraten, se avsnitt 4.1.7. Om aska med 5 kBq/kg läggs på en askdeponi med mer än 1 meters mäktighet blir det beräknade tillskottet till effektivdos på 1 meters höjd över ytan $0,6 \mu\text{Sv/h}$. I figur 2 ges årsdosen vid arbete på en deponi som funktion av askans halt av ^{137}Cs vid två arbetstider; dels 4 timmar gånger 210 dagar och dels vid 1 timme gånger 210 dagar.

Fig 2. Dos vid arbete på askdeponi som funktion av askans halt av Cs-137, vid två arbetstider.



Det bör observeras att dosen har beräknats för oskyddat arbete 1 meter över deponin. Det är vanligt att arbetet utförs i en maskin som reducerar dosen. Fordon kan ge en skärningsfaktor mellan 0,3 och 0,7 (Lauridsen 83). Beräkningarna ovan syftar enbart till att uppskatta storleksordningen av dosen. För att erhålla mer precisa värden krävs mätningar på plats.

4.1.2 DOS VID ASKÅTERFÖRING TILL SKOGEN

Askåterföring till skogen beräknas utföras med givan $0,3 \text{ kg/m}^2$ en gång per trädgeneration. Denna giva beräknas kompensera förlusterna av en del näringsämnen som sker vid slutavverkning med GROT-uttag.

Dosberäkning från externbestrålning i skogen och från intag av skogsprodukter görs för en kritisk grupp och en grupp med mer genomsnittliga vanor. Alla doserna är de tillskott som askåterföringen ger upphov till. De väsentliga parametrarna vid uppskattningen av den interna exponeringen är dels transferfaktorena för överföring av ¹³⁷Cs från markbeläggning till organismer, dels människans konsumtion av dessa organismer. Dosberäkningen och osäkerheterna i denna diskuteras i avsnitt 4.2.3.⁷

Den kritiska gruppen består av jägare och samlare med mycket utomhusvistelse. Uppgifter avseende konsumtionen per år har erhållits från (Ågren 98a). I tabell 3 visas dosuppskattningen för den kritiska gruppen och dosens fördelning.

Tabell 3. Dosuppskattning för den kritiska gruppen och dosens fördelning från aska spridd i skogen med 5 kBq/kg och 0,3 kg/m².

	Konsumtion [kg/a]	Effektiv dos [mSv/a]	Andel av totaldosen
Älgkött	18	0,007	44 %
Rådjurskött	4	0,004	25 %
Svamp; Kantarell och Karl Johan	2	0,001	6 %
Bär; Blåbär och lingon	5	0,0004	3 %
Hjortron	1	0,0004	3 %
Utomhusvistelse 4 h × 210 dagar		0,003	19 %
Summa		0,016	100 %

I tabell 4 visas motsvarande doser för en grupp med genomsnittliga vanor och konsumtion enligt tillgänglig statistik. Svampkonsumtionen har antagits enligt Hultman 83.

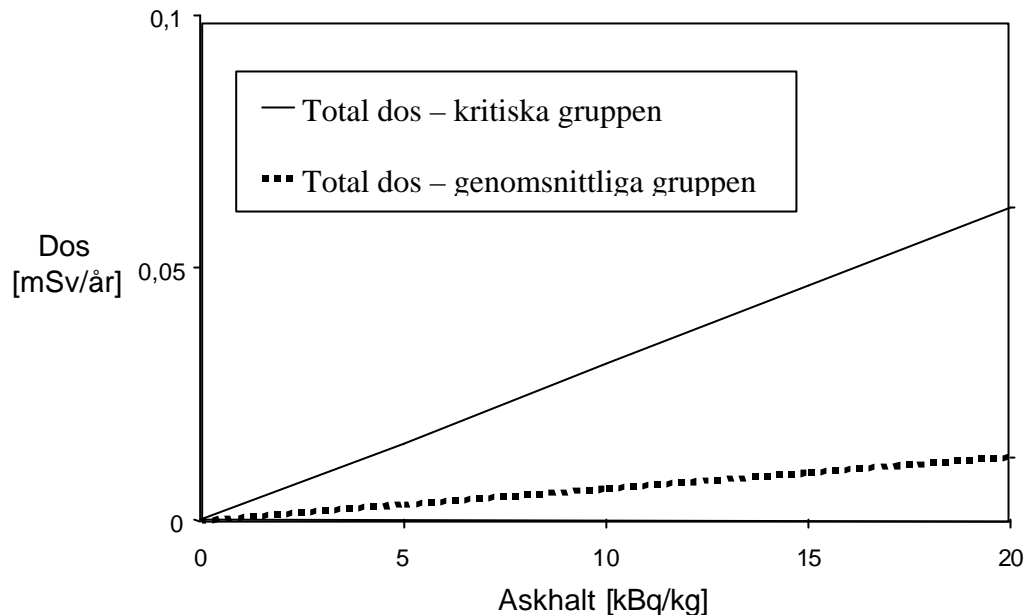
Tabell 4. Dosuppskattning för en genomsnittlig grupp och dosens fördelning för aska spridd i skogen med 5 kBq/kg och 0,3 kg/m².

	Konsumtion [kg/a]	Effektiv dos [mSv/a]	Andel av totaldosen
Älgkött	2	0,0008	28 %
Rådjurskött	0		
Svamp; kantarell och Karl Johan	1	0,0005	17 %
Bär; Blåbär och lingon	3,9	0,0003	10 %
Hjortron	0,6	0,0003	10 %
Utomhusvistelse 1 h × 365 dagar		0,001	35 %
Summa		0,003	100 %

⁷ Vid dosberäkningen har doskonverteringsfaktorn 13×10^{-9} Sv/Bq använts (ICRP 96).

I figur 3 ges totaldosen för den kritiska gruppen och den genomsnittliga gruppen som funktion av askans halt av ^{137}Cs , med en engångsgiva per trädgeneration om $0,3 \text{ kg/m}^2$.

Fig 3. Total dos till två grupper vid spridning av aska i skogen ($0,3 \text{ kg/m}^2$) som funktion av askans halt av Cs-137.



Hur många personer som kan ingå i den kritiska gruppen bestäms av hur stora skogsarealer som kan täckas, det vill säga hur mycket aska som finns tillgängligt. Det krävs en minsta täckt skogsareal för att älgar överhuvudtaget ska påverkas, deras födosöksområde måste minst täckas in. Detta har diskuterats tidigare i avsnitt 3.1.1.2.

Ett annat sätt att uppskatta interndostillskottet från askåterföring till skogen utgår från helkroppsmätningar av ^{137}Cs i svenska jägare (Ågren 98b). Med transferfaktorn $1-2 \text{ (Bq/kg)} / \text{(kBq/m}^2)$ och den årliga effektiva dosen per helkroppsaktivitet $35 \mu\text{Sv/kBq}$, blir dosen mellan $0,004 \text{ mSv/a}$ och $0,007 \text{ mSv/a}$ från askåterföring med askhalten 5 kBq/kg och spridningar $0,3 \text{ kg/m}^2$. Detta värde är mellan 2 till 3 ggr lägre än det som beräknats ovan med transferfaktorer mellan nedfall och hela näringskedjan fram till människan. Det är värt att notera att de två olika sätten att uppskatta interndosen ger så likartade resultat.

4.1.3 DOS FRÅN KONDENSVATTENUTSLÄPP

SSI har låtit göra en modellberäkning av dos till kritisk grupp vid kondensvattenutsläpp från en planerad bibränsleanläggning i Gävle under olika förutsättningar (Aquilonius 98). Förutsättningarna för värmeverket var $7,5 \times 10^7 \text{ kg}$ bränsle i torr vikt/a, 100 Bq/kg ^{137}Cs i veden och 0,3 procent respektive 10 procent utsläpp av all aktivitet via kondensvattnet, samt producerad energimängd $0,4 \text{ TWh/a}$ motsvarande en medeleffekt av 46 MW. Beräkningarna visar att dosen till kritisk grupp från kondensvattenutsläpp är försumbar vid utsläpp till en stor recipient. Dosen erhålls i första hand från fiskkonsumtion.

4.1.4 DOS FRÅN RÖKGASUTSLÄPP

SSI har initierat en undersökning som omfattade provtagning vid ett pelleteldat värmeverk (Hässelby) med bestämning av in- och utgående produkters halt av radionuklider. En

balansräkning uppställdes och en modellberäkning gjordes för att uppskatta dos från rökgaserna till kritisk grupp (Hedvall 98). Den beräknade stråldosen till kritisk grupp från rökgasutsläpp från en biobränsleeldad anläggning beror på många faktorer; stoftets halt av ^{137}Cs och andra radionuklider, mängd stoft som lämnar skorstenen, skorstenens höjd och spridningsmodell. Stoft kallas den del av flygaskan som passerat filtren för rökgasrening. Stoftet består av den minsta storleksfraktionen av flygaskan. För en värmepanna i Studsvik har en spridningsmodell utvecklats för att ge ett begrepp om doserna. Denna modell avser dos erhållen från inandning och födoämnesintag för en kritisk grupp. Modellen har de lokala förhållandena som underlag. För ^{137}Cs beräknas omvandlingsfaktorn för stråldos per emitterad Bq från skorstenen i Studsvik på 700 meters avstånd till (Hedvall 98):

Dosfaktor för luft-emission	Skorstenshöjd
$2,5 \times 10^{-15}$ Sv/Bq	20 m
$5,2 \times 10^{-16}$ Sv/Bq	50 m
$1,6 \times 10^{-16}$ Sv/Bq	100 m

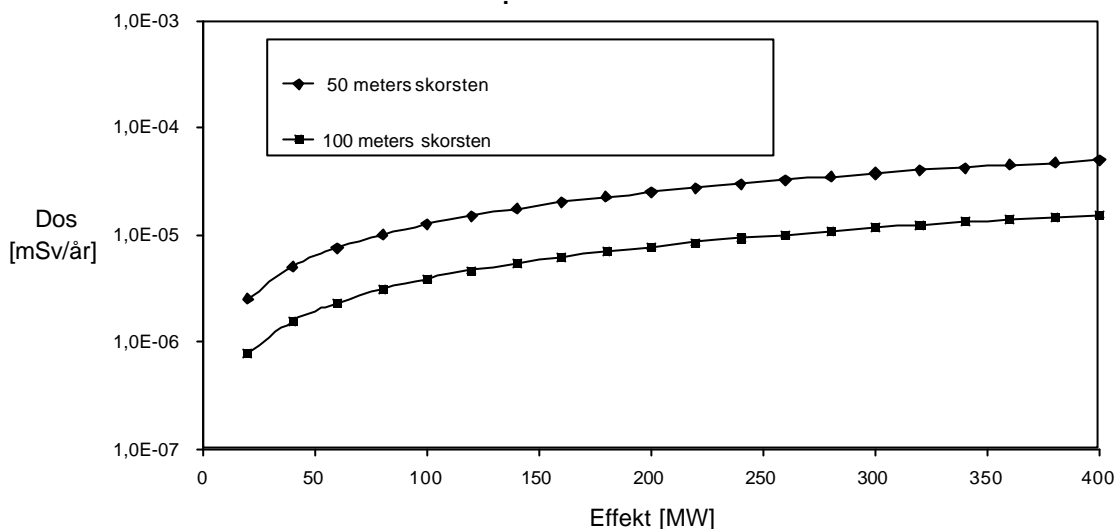
Mängden stoft som lämnar skorstenen beror bland annat på reningsgraden. Studsviks panna släpper ut 2 - 4 kg aska/h vid en effekt om 8 MW. Hässelby värmeverk beräknas släppa ut cirka 0,5 kg aska/h vid en effekt om cirka 90 MW. I de fortsatta beräkningarna har en reningsgrad liknande Hässelbyverkets antagits. Ett 100 MW värmeverk som körs hela året (0,88 TWh) ger 4,9 ton aska/a som lämnar skorstenen. Om stoftet har aktivitetskoncentrationen 5 kBq/kg av ^{137}Cs blir dosen och dos per Wh till kritisk grupp:

Skorstenshöjd	Dos	Dos per Wh
50 m	0,000 01 mSv/a	2×10^{-17} mSv/a/Wh
100 m	0,000 004 mSv/a	5×10^{-18} mSv/a/Wh

Om samma beräkning görs för den sämre reningsgraden som Studsvikspannan har blir dosen till kritisk grupp cirka 70 gånger högre, det vill säga 0,001 mSv/a för 50 meters skorstenen.

I figur 4 visas beräknad dos till kritisk grupp från rökgasutsläpp från en biobränsleanläggning med två olika skorstenshöjder som funktion av anläggningens effekt. Dosen beräknas enligt spridningsmodellen för Studsviks omgivning. Utsläppsmängden antas vara 0,6 kg aska/h vid 100 MW. Den antagna utsläppsmängden är Hässelbyverkets omräknad till 100 MW. Stoftet antas innehålla 5 kBq/kg.

Fig 4. Dos till kritisk grupp vid luftutsläpp vid olika skorstenshöjd som funktion av anläggningens effekt



Slutsatsen blir att luftutsläpp av ^{137}Cs aktivitet med rökgasen ger betydligt lägre doser än vad askan ger upphov till, om rökgasrening utförs enligt dagens standard.

4.1.5 SAMMANFATTNING AV DOSEN

Följande doser har beräknats för ett bibränsleeldat verk som producerar aska med 5 kBq/kg ^{137}Cs (vilket med 2 procent askandel av bränslet innebär 100 Bq/kg i bränslet):

1. *Dos vid arbete på deponi.* På 1 meters höjd över deponin blir nettodosraten 0,6 $\mu\text{Sv/h}$, vid 840 timmars arbetstid per år (210 dagar ggr 4 h) blir dosen 0,5 mSv/a och vid 210 timmar 0,1 mSv/a.
2. *Dos vid askåterföring till skogen.* Förutsättningen är engångsgiva per trädgeneration med 0,3 kg/m² och 5 kBq/kg. Dosen har uppskattats för två grupper. En kritisk grupp bestående av kombinerade jägare och svampplockare med utomhusvistelse 840 timmar beräknas erhålla dosen 0,02 mSv/a. En grupp med genomsnittliga vanor beräknas få dosen 0,003mSv/a.
3. *Dos från kondensvattenutsläpp.* I allmänhet är dosen från kondensvattnet av liten betydelse.
4. *Dos från rökgasutsläpp.* Förutsättningen är ett 100 MW verk med 5 kBq/kg i stoftet och en utsläppsmängd av 0,6 kg/h och en 50 meter hög skorsten. Dosen till kritisk grupp blir 0,00001 mSv/a.

4.1.6 KOMMENTAR OM KOLLEKTIVDOS

Vid en jämförelse mellan kollektivdosen från ^{137}Cs i träden i en ostörd skog och kollektivdosen från ^{137}Cs från askåterföring i en avverkad skog måste hänsyn tas till relevanta dynamiska processer (se avsnitt 5.1 om förslag till fortsättningsprojekt).

En förenklad uppskattning kan göras för följande fall:

1. Ostörd skog: ^{137}Cs är bundet i träden och man får en externdos från dessa.

2. Skogen används som biobränsle och askan sprids tillbaka till skogen som gödsling. I detta fall sprids askan tillbaka i en annan avverkad skog med en mängd som motsvarar den därifrån uttagna trämassan.

Externdosen från träden blir mellan 0,4 $\mu\text{Sv/a}$ och 4 $\mu\text{Sv/a}$ från ett 50-70 års bestånd (Finck 98) med 100 Bq/kg i veden. Vid gödsling med aska som innehåller 5 kBq/kg och 0,3 kg/m² blir externdosen 3 $\mu\text{Sv/a}$, för samma vistelsetid i båda fallen av 840 timmar. 100 Bq/kg i veden beräknas ge 5 kBq/kg i askan. Externdosen i de två situationerna är således tämligen lika.

4.1.7 UPPSKATTNING AV DOSBIDRAGET FRÅN NATURLIGT FÖREKOMMANDE RADIONUKLIDER I ASKA JÄMFÖRT MED DOS FRÅN ¹³⁷Cs I ASKA

För några exponeringsvägar uppskattas dosen från de naturligt förekommande radionukliderna i uran- och toriumkedjorna samt kalium i aska. Dessa doser jämförs med den som erhålls från ¹³⁷Cs i aska.

4.1.7.1 EXTERNDOS, ASKA

Det finns två fall som är relevanta: jämförelse av externdos från ¹³⁷Cs i aska med externdos från de naturligt förekommande radionukliderna i aska, och jämförelse av externdos från ¹³⁷Cs i aska med externdos från de naturligt förekommande radionukliderna i marken.

Externdos från ¹³⁷Cs i aska jämfört med externdos från de naturligt förekommande radionukliderna i aska

För att förenkla beräkningarna antas två fall; dels med aktiviteten homogent fördelad i marken (askdeponi) och dels där all aktivitet ligger på ytan (askåterföring), i båda fallen antas oändlig utsträckning på källan.

Tabell 5 visar beräknade doser på 1 meters höjd över marken och en vistelsetid av 4 timmar per dag under 210 dagar om året för homogent fördelad askdeponi och ytfördelad aktivitet. De naturliga radionukliderna har antagits variera enligt (Hedvall 97, 98). Askhalten av ¹³⁷Cs har antagits vara 5 kBq/kg. Urankedjan antas vara i jämvikt efter ²²⁶Ra och toriumkedjan efter ²²⁸Ac. Vid ytspridning är givan 0,3 kg/m². Vid homogen fördelning gäller beräkningen för densiteten 1,6 g/cm³.⁸

Tabell 5. Dos 1 m över marken vid 4 x 210 h vistelsetid från homogent- och ytfördelad aktivitet i aska, övriga förutsättningar enligt texten.

Nuklid	Halt i aska [Bq/kg]	Homogent fördelat Dos [mSv/a]	Ytfördelat Dos [mSv/a]
⁴⁰ K	170-3100	0,005-0,1	0,00002-0,0004
²²⁶ Ra	60-200	0,02-0,07	0,0001-0,0003
²²⁸ Ac	30-80	0,01-0,03	0,00005-0,0001
¹³⁷ Cs	5000 (referensvärde)	0,52	0,0027
	Total dos	0,6-0,7	0,003-0,004

⁸ Dosererna har beräknats utifrån kermaraten (Finck 92), dessa har sedan överförts till den effektiva dosen via faktorn 0,84, som använts för alla nuklider.

Över cirka 70 procent av den totala dosen som härrör från askan erhålls från ^{137}Cs (5 kBq/kg) vid homogent fördelad aktivitet i marken (askdeponi). Över cirka 80 procent av den totala dosen som härrör från askan erhålls från ^{137}Cs när aktiviteten är ytfördelad på marken, då samma aska sprids med 0,3 kg/m².

Externdos från ^{137}Cs i aska jämfört med externdos från de naturligt förekommande radionukliderna i marken

Den effektiva dosen från gammastrålningen beräknad från flygmätningar över Sveriges skog- och åkermark har med 100 procent vistelsetid ett normalt variationsområde mellan 0,2 mSv/a och 1,2 mSv/a (Åkerblom 98). (Effektiva dosen kan vara högre inom mindre områden.) Gammastrålning från askan med spridningen 0,3 kg/m² och ^{137}Cs halten 5 kBq/kg ger ett dosbidrag vid ytspridning med mellan 2 och 15 procent av dosen från de naturligt förekommande radionukliderna i skogsmarken.

4.1.7.2 INTERNDOS, LIVSMEDEL

UNSCEAR har beräknat att intag via vanliga livsmedel ger 0,2-0,3 mSv/a från de naturligt förekommande radionukliderna (UNSCEAR 93). Den största delen av dosen (0,2 mSv/a) ges av ^{40}K . Eftersom kaliumhalten är konstant i kroppen påverkas dosen inte av intaget. Resten av dosen i storleksordningen 0,1 mSv/a kommer från uran- och toriumkedjorna, och av dessa gav sönderfallsprodukterna ^{210}Pb och ^{210}Po huvudparten av dosen. Medelbakgrundsnivån i Sverige från de naturligt förekommande radionukliderna i marken är en av de högsta i världen.

4.1.7.3 INTERNDOS, RÖKGAS

Utöver ^{137}Cs halten i ingående bränsle och i restprodukter i proverna från Hässelbyverket bestämdes ^{238}U , ^{235}U , ^{234}U , ^{210}Po och ^{228}Th , ^{232}Th , ^{230}Th . I tabell 6 visas doserna till kritisk grupp från luftutsläpp med uppmätta värden i Hässelbyverket omräknade till 100 MW kontinuerlig drift och med skorstenshöjd 50 meter enligt Studsviksmodellens förutsättningar när det gäller omgivningsparametrar. Doserens värden visas enbart för att ge en uppfattning om storleksordningen eftersom de stokastiska mätosäkerheterna i stoftmätningarna är stora. Halterna i stoft är tagna från en dags provtagningar, då enbart pellets från Hämösandsområdet eldades. Luftutsläppet av stoft antas vara 4,9 ton/a. Stofthalten av ^{137}Cs antas vara 5 kBq/kg, som i de övriga beräkningarna.

Tabell 6. Doser från luftutsläpp baserade på en dags provtagning från Hässelbyverket, omräknat till 100 MW och 50 m:s skorstenshöjd.

Nuklid	Halt i stoft [Bq/kg]	Dos [mSv/a]
^{238}U	40	0,000 000 3
^{234}U	40	0,000 000 3
^{235}U	2	0,000 000 01
^{210}Po	70	0,000 000 2
^{228}Th	720	0,000 005
^{230}Th	350	0,000 005
^{232}Th	120	0,000 008
^{137}Cs antag	5000	0,000 013

Dosen som härrör från de mätta naturligt förekommande radionukliderna är lite mer än hälften av totaldosen från luftutsläppet i Hässelbyförsöket vid en antagen ^{137}Cs stofthalt av 5 kBq/kg.

4.2 DISKUSSION OM OSÄKERHETERNA

4.2.1 KEMISKA ASPEKTER PÅ ^{137}Cs I ASKA OCH DESS TILLGÄNGLIGHET KONTRA KALIUM

Vid beräkningen av den stråldos som människan erhåller som en följd av spridning av ^{137}Cs kontaminerad trädaska i skogen har vi antagit att de transferfaktorer som beräknades efter Tjernobylnedfallet 1986 är giltiga även för detta fall. Transferfaktorn är ett mått på överföringen av aktivitet från en viss beläggning av ^{137}Cs per m^2 skogsmark till aktivitetshalt i olika organismer.

De områden som fick högst beläggning 1986 utsattes för våtdeposition. Aktiviteten förelåg i vattenlöslig form, jonform eller små partiklar. Aktiviteten fördelar sig efter ett decennium i de översta centimetrarna av skogsmarken och den effektiva halveringstiden för ^{137}Cs är i stort sett lika med dess fysikaliska halveringstid, som är 30 år (Bergman 91). Askan efter biobränsleförbränning har en annan kemisk sammansättning än Tjernobylnedfallet. Askan innehåller både cesium och kalium. Växterna strävar efter att ta upp kalium som är essentiellt för organismen. På grund av sin kemiska likhet med kalium tas också cesium upp. Kalium och cesium tävlar vid rotupptaget, och cesiets biotillgänglighet styrs i första hand av pH och kaliumkoncentrationen i jordlösningen (Ravila 96).

Färsk aska utgörs till en betydande del av kalium, cirka 4,2 procent (Egnell 98). Den färska askan används vanligen inte i skogen på grund av att den dammar och för att den har för högt pH. Askan måste härdas, det vill säga oxidformer övergår till hydroxider och karbonater genom kontakt med vatten och koldioxid. Askan stabiliseras fysikaliskt genom granulering eller genom att härdad aska krossas till lämpliga kornstorlekar där slutresultatet blir en produkt som kan spridas i skogen med vanlig gödslingsutrustning.

Den takt varmed ämnen kan lakas ut från askan beror på löslighetsgraden för ämnets kemiska förening, askans partikelstorlek samt graden av kemisk stabilisering. För granulerad aska finns litteraturuppgifter att mer än hälften av kaliumfraktionen löses ut inom två till tre år. För en granulerad vedaska kunde 20 procent av det totala kaliet lösas ut med destillerat vatten och 34 procent med ammoniumacetat vid pH 4,2 (Egnell 98). Dessa två fraktioner anses vara de biotillgängliga fraktionerna som rötterna kan ta upp. På motsvarande sätt bestämdes de biotillgängliga fraktionerna av ^{137}Cs till 30-85 procent i ohärdade trädaskor från två värmeverk (Ravila 98). En uppgift om utlakningshastigheten för ^{137}Cs är 11 – 24 procent/a från granulerad aska som legat ute i skogen i Skogaby, Halland under 5 år (Ravila 96). För några obehandlade vedaskor från villaelddning kunde 50-70 procent av kaliet lösas ut med destillerat vatten och 90 procent av kaliet var vattenlösligt i flygaska från en större anläggning (Åkesson 98). De biotillgängliga fraktionerna av ^{137}Cs i samma vedaskor var 20–70 procent och 90 procent i flygaskan.

I artikeln (Ravila 96) beskrivs att transferfaktorn för ^{137}Cs från aktivitet på marken till halt i stamveden är 3 – 6 gånger högre med granulerad vedaska på marken jämfört med kärnvapenedfallet. Det betyder att i detta försök minskade inte transferfaktorn som ett resultat av kaliet i askan, tvärtom ökade transferfaktorn. Författarna av den citerade artikeln lämnar frågan öppen om ökningen av ^{137}Cs halten i träden beror på det utlakade cesiet i askan eller om det sker i samverkan med urlakade salter från askan genom jonbytesreaktioner gör att cesiet som är bundet i humus- och nedbrytningslagren blir lätttrörligare (Ravila 98).

I denna rapport antas att de transferfaktorer för vilt, svamp och bär som erhöles efter Tjernobylnedfallet också kan användas för askad skogsmark. Transferfaktorerna från vedaska på marken till träd kan enligt ovan eventuellt variera från 0,1 beroende på begränsad biotillgänglighet i askan till 3 - 6 gånger transferfaktorn från atmosfäriskt nedfall, vilket betyder att ett motsvarande variationsområde för transferfaktorn skulle kunna gälla för vilt som äter av träden.

4.2.2 CESIUMS FÖRDELNING I RESTPRODUKTERNA SAMT ASKPRODUKTION

Aska som produceras i en stor anläggning betecknas endera som bottenaska eller som flygaska. I litteraturuppgifter (Hedvall 97) visas att flygaska oftast har högre halt av ^{137}Cs än bottenaskan. En hypotes är att cesiet förångas för att sedan kondensera på de minsta partiklarna när temperaturen sjunker i rökgaserna. Denna ojämna fördelning av aktiviteten mellan asksorterna behöver inte skapa problem vid beräkning av askans halt av ^{137}Cs om botten- och flygaska blandas före askåterföringen till skogen, eftersom halterna då jämnar ut sig till ett medelvärde över större arealer. I mindre partier av askan kan däremot stora variationer i halten föreligga.

Ett problem vid beräkningen av askans halt av ^{137}Cs är att värdet för askandelen av bränslet är osäkert. Uppgifterna för trädbränslen varierar mellan 0,5 - 5 procent, men kan vara ännu högre ibland beroende på att askorna innehåller mycket oförbränt kol (Holmroos 93). Stamved kan ha en askandel av bränslet runt 0,5 procent, för hela barrträd ligger askandelen i området 1 - 1,5 procent. Högst är askandelen i barken där den kan vara 3 – 5 procent. GROT-bränsle kan ha en askandel mellan 1 – 2 procent (Egnell 98). I denna rapport har vi valt att anta askandelen 2 procent för GROT-bränslen som i första hand används i stora anläggningar och 1 procent för mer rena trädbränslen som används vid villaeldning. Dessa frågor är av relevans eftersom ^{137}Cs halten i askan kan variera på grund av varierande askandel i bränslet. Således kan olika bränslen med ^{137}Cs halten 100 Bq/kg ge askhalter av ^{137}Cs som varierar mellan 20 kBq/kg för ren ved över 10 kBq/kg för ved plus andra delar av träd vid villaeldning, 5 kBq/kg vid GROT-eldning i stora anläggningar och ner till 2 kBq/kg vid eldning av bark i skogsindustrin eller lägre om askandelen av bränslet är högre på grund av oförbrända kolrester i askan.

Askmängden som produceras i en anläggning beror också av vilket effektivt värmevärde bränslet har. Det effektiva värmevärdet avspeglar den energi man kan få ur ett bränsle per kg när den energi som går åt för att förångna fukten i bränslet dragits bort. I vissa stora anläggningar finns rökgaskondensering som ett medel för att återvinna vattenångans kondensationsenergi. Värmevärdet för GROT-bränsle har angetts till 4,9 kWh/kg torrs substans (Egnell 98) och för flis som är den form GROT får före eldning har värden mellan 2 till 4

kWh/kg för fukthalten 30 – 50 procent angetts (Novator 96). Fukthalten i bränslet avgör således hur mycket energi som kan tillgodogöras vid eldningen. Inte ens med energiåtervinning genom rökgaskondensering kan hela energimängden vid torrt tillstånd utvinnas eftersom förbränningen sker vid lägre temperatur och därmed lägre effektivitet vid höga fukthalter. Förädlade bränslen har högre effektiva värmevärden då de torkats under tillverkningen. Träpulver med fukthalten 4-6 procent kan ha 4,8-5,2 kWh/kg och pellets och briketter med fukthalten 12-15 procent kan ha 4,5-5,0 kWh/kg (Novator 96).

Sammanfattningsvis betyder detta att askmängden kan bli upp till det dubbla jämfört med det beräknade i denna rapport om färskt GROT-bränsle används på grund av att det har lägre värmevärde i fuktigt tillstånd. Detta leder till större bränsleåtgång som ger ett större totalt aktivitetstillskott av ¹³⁷Cs till skogen från ett givet värmeverk som tillämpar askåterföring. Däremot blir sannolikt tillskottet av ¹³⁷Cs aktiviteten per kvadratmeter i skogen lägre.

4.2.3 OSÄKERHETER VID DOSBERÄKNINGEN

Det uppskattade dostillskottet från skogen som en följd av askåterföring har delats upp i två delar; dels intern exponering från vilt och skogsprodukter och dels efter extern exponering från ¹³⁷Cs aktivitet i askan på marken.

4.2.3.1 INTERN EXPONERING

Uppskattningen av den interna exponeringen baseras på transferfaktorerna för ¹³⁷Cs från markbeläggning till organism samt människans konsumtion av dessa organismer. Transferfaktorn är ett begrepp som anger halten ¹³⁷Cs per torrsvikt i växtdelen per aktivitet per m² på jorden, det vill säga (Bq/kg) / (Bq/m²). Transferfaktorerna beror av jordtyp (organisk jord eller mineraljord), partikelstorlek, jordens halt av kalium mm. De kan vara 10 gånger högre för organisk jord än för mineraljord. För älgkött och rådjurskött gäller transferfaktorn för färsk vikt, i övriga fall för torrsvikt. De transferfaktorer som använts i denna rapport visas i tabell 7 (Johanson 96), (Johanson 97), och (Bergman 91).

Tabell 7. Transferfaktorer som använts vid dosuppskattning samt variationsintervall.

	Transferfaktor [(Bq/kg) / (Bq/m ²)]	Variationsintervall
Älg	0,02	0,01 – 0,03 beroende på svamptillgång
Rådjur	0,05	0,05 – 0,1 augusti – 0,25 svampperiod
Svamp;		
Kantarell o Karl J.	0,25	
Kremlor o riskor	0,8	
Tofsskivling o andra	1,25	
Bär;		
blåbär och lingon	0,03	0,003 – 0,07
hjordron	0,15	0,07 – 0,6 för torvmark

Transferfaktorerna förväntas inte sjunka inom en överskådlig framtid på grund av relativt högt organiskt innehåll i skogsmarken (Ravila 98, som har fler referenser). För älg finns inga tydliga indikationer på att transferfaktorn skulle ha minskat under perioden 1985 till 1990 (Bergman 91). Inte heller för blåbär finns någon klar minskning över perioden 1988 till 1991 (Johanson 96).

Den andra delen som avgör dosen till människan beror på konsumtionsmängder och tillagning av maten. Medelkonsumtionen av älgkött är tagen från statistiken, medan jägarens konsumtion om 18 kg/a är tagen från en studie av jägare i södra Norrland (Ågren 98a). Den kritiska gruppens konsumtion av svamp och bär kommer från samma studie, medan konsumtionen av hjortron har antagits som något större än den genomsnittliga gruppens. Konsumtionen för den genomsnittliga gruppen av bär och hjortron är tagen från statistik. Svampkonsumtionen har antagits enligt Hultman 83. Det råder skilda meningar bland forskarna om hur mycket av den ^{137}Cs aktivitet som finns i skogens organismer som förs över till människan utan förluster. Till exempel har det framförts att aktivitetsförluster av ^{137}Cs på 20 – 80 procent kan göras vid behandling och tillagning av kött (Ågren 98b). Våra dosberäkningar för matintag från skogen är därför konservativa när det gäller tillagningsförluster, men å den andra sidan kan transferfaktorerna i skogen vara högre än de antagna, speciellt vid hög organisk halt i marken.

Osäkerheten i beräkning av dos från kondensvattenutsläpp beror på att dosen till största delen avgörs av vattenrecipientens storlek, dess genomflöde av vatten och näringstillstånd.

Den uppskattade dosens värde som en följd av rökgasutsläpp varierar med skorstens höjden. Det kan ge en skillnad i dosen med en faktor 3 i dos mellan en 50 meter och en 100 meters skorsten.

Osäkerheten i medeldosen från gasutsläpp från skorsten beror på hur väl spridningsmodellen avbildar verkligheten, samt om det finns relevanta parametrar och spridningsmått över årsbasis.

4.2.3.2 EXTERN EXPONERING

Uppskattningen av den externa exponeringen bygger på att all ^{137}Cs aktivitet ligger på plan mark och att ingen självabsorption förekommer i askan eller i ojämnheter i markytan. Detta kan vara sant det första året. Med tiden vandrar dock askgranulerna och fragment nedåt i marken (Ravila 96) varvid skärmningen av primärstrålningen ökar. Om ^{137}Cs aktiviteten fördelar sig exponentiellt nedåt i jorden så att 30 procent ligger under 3-6 mm erhålls en cirka 30 procentig reduktion av primärfotonflödet jämfört med den plana källa vi räknat med (Finck 92). På vintern ger snön en reduktion av strålningen. Som ett medelvärde över många år har reduktionen mätts till 3 procent i Sydsverige, 15 procent i södra Norrland och 19 procent i norra Norrland (Finck 91).

Förändringen över tiden för dos till kritisk grupp från askåterföring i skogen kan i första hand bero på att askgranulerna rör sig nedåt i marken och att därmed extern dosen sjunker något. Den största delen av ^{137}Cs från Tjernobylnedfallet har cirkulerat i skogsekosystemet utan att lämna det. Vid kalhuggning förs en del av ^{137}Cs bort med träden. I en studie i Skogaby, Halland, innehöll träden cirka 11 procent av allt det ^{137}Cs som fanns i skogsekosystemet ned till 18 cm djup (Ravila 96). Askåterföring föreslås begränsas till mellan 5 år efter en

slutavverkning och 5 år före nästa slutavverkning (Egnell 98). Det betyder att skogen har hunnit sluta sig och att flora och fauna har stabiliserat sig.

Osäkerheten i uppskattning av dosen vid arbete på en deponi beror på många faktorer. Dosen kan vara en faktor två lägre för vattenmättad aska jämfört med torr aska. Andra faktorer som påverka dosen är eventuell urlakning av ^{137}Cs , densitetsvariationer i askan, begränsade dimensioner på deponin, arbetstid, arbete på eller bredvid högen samt om skärmande maskiner används. Tillkommande osäkerhet från innehållet av andra naturligt förekommande radionuklider i askan har behandlats på annat ställe i denna rapport.

4.3 JÄMFÖRELSE: DOS OCH AKTIVITET

Som jämförelse kan nämnas att alla som bor i Sverige i genomsnitt får en stråldos på drygt 4 mSv/a. Större delen kommer från naturliga strålkällor som radon i hus och naturlig bakgrundsstrålning.

4.3.1 DOS TILL KRITISK GRUPP FRÅN KÄRNKRAFTVERKEN 1995

Data anges för dos till kritisk grupp runt kärnkraftverken år 1995 (SSI 96).

Alla radionuklider som släpptes ut via luft och vatten samt ^{14}C gav för de fyra kärnkraftverken 1995 medeldosen till kritisk grupp:

$8,2 \times 10^{-3}$ mSv/a motsvarande $3,8 \times 10^{-16}$ mSv/a/Wh

Utsläpp av ^{137}Cs i luft och vatten gav för fyra kärnkraftverk 1995 medeldosen till kritisk grupp:
 $4,3 \times 10^{-5}$ mSv/a motsvarande $3,3 \times 10^{-18}$ mSv/a/Wh

4.3.2 AKTIVITETSJÄMFÖRELSE AV ^{137}Cs MELLAN EN BIOBRÄNSLEANLÄGGNING OCH KÄRNKRAFTVERKEN 1995

Kärnkraft

Den totala aktiviteten av ^{137}Cs utsläppt i luft och vatten från alla kärnkraftverk 1995 var vilket gav

$1,8 \times 10^{10}$ Bq,
 $2,7 \times 10^4$ Bq/Wh

Biobränsle

Ersboverket i Gävle med 100 Bq/kg av ^{137}Cs i veden och 0,4 TWh ger
Och total aktivitet ut i luft, vatten och askan
Aktivitet ut via kondensvattnet

$7,5 \times 10^9$ Bq/a
 $1,9 \times 10^{-2}$ Bq/Wh
 $1,9 \times 10^{-3}$ Bq/Wh⁹
 $5,6 \times 10^{-5}$ Bq/Wh¹⁰

5. Slutsatser

⁹ Med antagande att 10% av ^{137}Cs aktiviteten rinner ut med kondensvattnet.

¹⁰ Med antagande att 0,3% av ^{137}Cs aktiviteten rinner ut med kondensvattnet.

Dosen från bibränsleeldad anläggning har behandlats tidigare. I tabell 8 görs en sammanfattning av stråldosen som en funktion av halten ^{137}Cs för ett antaget GROT-bränsle med askandelen 2 procent av bränslet, och ett 100 MW värmeverk antas. En grov uppskattning görs av hur stor del av Sveriges totala skogsareal som skulle kunna ha en askhalt lika med eller över den angivna.

Tabell 8. Stråldos till kritisk grupp vid olika ^{137}Cs halter i trädbränsle och aska.

Bränsle [Bq/kg]	Aska [kBq/kg]	-----Dos [mSv/a]-----			Deponi	Skogs- areal
		Askåter- föring	Kondens- vatten	Rök- gas		
10	0,5	0,002	10^{-10} - 10^{-4}	10^{-6} - 10^{-4}	0,01-0,05	> 50 %
100	5	0,02	10^{-9} -0,001	10^{-5} -0,001	0,1-0,5	6- 7 %
200	10	0,03	2×10^{-9} -0,002	2×10^{-5} -0,002	0,2-1,0	< 1 %
1000	50	0,2	10^{-8} -0,01	10^{-4} -0,01	1- 5	<< 1 %

Vid en askhalt av 5 kBq/kg kan dosen vid askåterföring överstiga värdet för låg dos enligt IAEA:s definition (0,01 mSv/a, IAEA 97). Utsläpp från rökgaser och kondensvatten ger låg dos. Vid oskyddat arbete direkt på deponi kan det finnas skäl att planera arbetet så att inte hela arbetstiden tillbringas där. Gällande gränsvärden för dos måste underskrivas. Dosen kan uppskattas konservativt med de givna beräkningarna eller den kan uppskattas genom verkliga dosmätningar vid deponin eller med persondosimeter.

Med samma förutsättningar som har använts i figurerna 2 och 3 kan man uppskatta dosen som funktion av askhalten. Tabell 9 visar resultatet vid askåterföring till skogen och tabell 10 visar resultatet vid arbete på askdeponi. Alla reservationer som har diskuterats tidigare angående gjorda antaganden gäller även här.

Tabell 9. Uppskattad dos vid askåterföring till skogen.

Uppskattad dos [mSv/a]	^{137}Cs askhalt, kritisk grupp [kBq/kg]	^{137}Cs askhalt, allmänheten [kBq/kg]
0,01	3	16
0,1	30	160
1	300	1600

Det är osannolikt att dos till allmänheten från askåterföring når IAEA:s definition för låg dos. Däremot kan dos till kritisk grupp ligga mellan 0,01 mSv/a och 0,1 mSv/a.

Tabell 10. Uppskattad dos vid arbete på askdeponi.

Uppskattad dos [mSv/a]	^{137}Cs askhalt, tid 4´ 210 h [kBq/kg]	^{137}Cs askhalt, tid 1´ 210 h [kBq/kg]
0,01	0,1	0,4
0,1	1	4
1	10	40

I dagens läge räknas arbetare vid askdeponi ur strålskyddssynpunkt som en del av allmänheten.

Vid rökgasutsläpp med rening enligt dagens standard och kondensvattenutsläpp till en realistiskt stor recipient erhålls låga doser. Högre dos kan erhållas vid arbete direkt på deponi speciellt om uppehållstiden där är lång. För en kritisk grupp och allmänheten erhålls den högsta dosen till följd av biobränsleledning från askåterföring till skogen.

5.1 TÄNKBARA FORSKNINGS- OCH UTREDNINGSUPPGIFTER

I det följande listas kortfattat tänkbara insatser eller frågeställningar inom områden där kunskapsbrister identifierats.

- 1) Dosberäkningarna för arbetare på askdeponier, biobränsleanläggningar och massaindustrier bör verifieras genom mätningar.
- 2) Hur mycket ^{137}Cs avgår till avloppet eller grundvattnet från transportvatten för aska inom en anläggning eller från en askdeponi?
 - a) Analys av aktivitet i avloppsvatten från stora reningsverk samt analys av aktivitet i sediment utanför utsläppspunkten bör utföras.
- 3) Massaindustrin – vart tar ^{137}Cs vägen? (Ravila 98 har utrett en del av det här.)
- 4) Askåterföring som lokalt medför en ökad cesiumaktivitet kan påverka ^{137}Cs halten i renkött och andra livsmedel som kommer från skogsprodukter. Finns det risk att renkött och andra skogsprodukter kommer att överskrida livsmedelsverkets gränsvärde som följd av askåterföring?
- 5) Kollektivdos. Att räkna fram en kollektivdos från ^{137}Cs från biobränsleanvändning och askåterföring och jämföra med kollektivdosen från en ostörd skog är en modellersuppgift som bör ta hänsyn till framförallt följande omständigheter:
 - a) Interndosberäkning från intag av skogsprodukter (bär, svamp, älg och rådjur), inklusive olika tidsskalor och dynamiska faktorer för upptag och flöde av ^{137}Cs i skogens ekosystem (inkl både växter och djur). Den bör utföras för både den ostörda skogen, i skog där avverkningsresterna har lämnats på marken och den avverkade skogen där askåterföring på marken har genomförts.
 - b) Externdosjämförelse mellan ^{137}Cs bundet i träden i den ostörda skogen, på marken i skogen där askåterföring genomförts och i skog där avverkningsresterna har lämnats på marken (se avsnitt 4.1.6).
 - c) Kollektivdos bör beräknas med hänsyn till befolkningstäthet i olika delar av landet.
- 6) Det finns ett begränsat underlag om aktivitetsinnehållet i olika delar och slags av trädbränslen och aska för att underbygga de uppskattningar som nämnts ovan. Det finns också en kunskapslucka angående biotillgängligheten av ^{137}Cs i avverkningsrester som har lämnats på skogsmarken.

- 7) Korrelationsmätningar av ^{137}Cs halterna mellan ved från känt område samt aska från stora anläggningar och nedfallsdensitet bör utföras. Dessa uppgifter, plus en bättre uppskattning av fördelningen av nedfallet från Tjernobyl ur de nationella kalibreringsflygningar som utförts i SGU:s regi under 1997, kan ge en bättre uppskattning av förväntad ^{137}Cs halt i askan från olika geografiska områden.
- 8) För att studera betydelsen av bland annat de fem punkter som nämnts på sidan 1, bör uppgifter från dynamisk modellering av skogsekosystemet kopplas med problemställningar med biobränsle i en GIS miljö. Det skulle leda till en bättre förståelse av tidsdynamiken för de olika stegen i biobränsleprocessen.
- 9) Balansbudgeten för ^{137}Cs bör studeras i några ytterligare stora anläggningar där bränslen med höga ^{137}Cs halter används.

Erkännande

Författarna vill tacka Leif Moberg, Robert Finck, Ulf Bäverstam, Jonas Lindgren, Rolf Falk, Hans Mellander, Gustav Åkerblom, Magnus Westerlind, Robert Hedvall, Karl-Johan Johanson, Aaro Ravila, Agnetha Aliksson och Göran Ågren för deras värdefulla insatser.

6. Referenser

Antsipov 98; G. V. Antsipov, Ministry of Emergencies, Vitryssland, personlig kommunikation.

Aquilonius 98; Karin Aquilonius och Ulla Bergström, "Exponering från Cs-137 i kondensvatten från biobränsleanläggningar" SSI P991.97, Studsvik ES-98/1, 1998.

Bergman 91; Ronny Bergman et al. "The Behaviour of Radioactive Caesium in a Boreal Forest Ecosystem" i L. Moberg red. The Chernobyl Fallout in Sweden SSI 1991.

Egnell 98; Gustaf Egnell et al. "Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation" 1998.

Finck 91; Robert Finck "Shielding Factors for Gamma Radiation- Experiments and calculations for Swedish dwellings" i L. Moberg red. The Chernobyl Fallout in Sweden SSI 1991.

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

Finck 98; Robert Finck, 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.
- Hedvall 98; Robert Hedvall "Provtagning och analys av radioaktiva ämnen från pelleteldat fjärrvärmeverk" SSI P995.97, Studsvik ES-98/019, 1998.
- Holmberg 86; Bo-Tage Holmberg "Anvisningar rörande hantering och deponering av torvaska vid förbränning av torv i torveldningsanläggningar" SSI Tj 281/86, 1986.
- Holmroos 93; Sirpa Holmroos "Karakterisering av Vedaska" Vattenfall Utveckling AB 1993.
- 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.
- Hultman 83; Sven-G Hultman "Hur mycket bär och svamp plockar vi – egentligen ?" Vår Föda 35: 284-297, 1983.
- 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 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.
- Johanson 96; K. J. Johanson, L. Kardell "Radiocaesium in Lingonberry, Bilberry, Cloudberry and Cranberry in Sweden", J of Radioecology 4, 1996(2), 27-35.
- Johanson 97; Professor Karl Johan Johanson, SLU, Uppsala, personlig kommunikation.
- Lauridsen 83; B. Lauridsen and P. Hedeman Jensen "Shielding factors for vehicles to gamma radiation from activity deposited on structures and ground surfaces" Health Physics, Vol. 45, No. 6, pp. 1039-1045, 1983.
- Lindgren 98; Jonas Lindgren, SGU, Uppsala, personlig kommunikation.
- NE; "National Encyklopedin", artiklar om *biobränsle och älg*.
- Nohrstedt 93; Hans-Örjan Nohrstedt "Kantarellens produktion och innehåll av ¹³⁷Cesium efter skogsgödsling med kväve" Skogforsk Resultat nr 20 1993.
- Novator 96; "Vedpärmen" Novator, Stockholm 1996.

Nutek 97; ”Energiläget 1997”, Nutek Stockholm.

Ravila 92; A.Ravila och E.Holm ” *Flux and Concentration Processes of Radiactive Elements in the Forest Industry; Dosimetry; Biofueled Heating Plants; the alkaline and the acidic pulp mill processes*” SSI P 663.92 Radiofysiska institutionen, Lunds Universitet 1992 .

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”, avhandling, Radiofysiska institutionen, Lunds Universitet 1998 .

SCB 98; ”Statistisk årsbok ’98”, Tabell 97, Statistiska centralbyrån 1998.

Snihs 96; J. O. Snihs ” *Contamination and Radiation Exposure, Evaluation and Measures in the Nordic Countries after the Chernobyl Accident*” SSI Rapport 96-08, 1996.

SSI 96: ” *Kärnkraftindustrins aktivitetsutsläpp, yrkesexponeringar 1995*” SSI Rapport 96:15.

SSI 99; ” *Uppskattning av strålskyddskonsekvenser vid villaeldning med cesiumkontaminerad ved i Gävleborgs län, ett pilotprojekt*” SSI Rapport 99:01.

Sundell-Bergman 98; Synnöve Sundell-Bergman, Carl-Magnus Larsson, Leif Moberg, Helene Wijk, Per Bengtsson och Mauritz Wallin ” *Begränsningar av aktivitetsutsläpp från svenska kärnkraftverk under normaldrift*” SSI Rapport 98:11.

UNSCEAR 93; ” *Sources and Effects of Ionizing Radiation*” United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 1993 Report to the General Assembly, New York 1993.

White 97; Niel White, SLU, Umeå, personlig kommunikation.

Ågren 98a; Göran Ågren, FOA, Umeå, personlig kommunikation.

Ågren 98b; G. Ågren ” *Radioactive Caesium in Swedish Hunters*” FOA Umeå 1998, överlämnad till Health Physics.

Åkerblom 98; Gustav Åkerblom, SSI, Stockholm, personlig kommunikation (SGU:s flygmätningar från 1969 till 1997).

Åkesson 98; Cecilia Åkesson "Undersökning av biotillgängligheten av ¹³⁷Cs i vedaskor" arbetspapper SSI 1998.

7. Bilagor

7.1 BILAGA 1. ENERGIMÄNGD PRODUCERAD AV BIOBRÄNSLE

År 1996 producerades 87 TWh från biobränsle i form av avlutar, trädbränslen, stråbränslen, avfall samt torv (Nutek 97). Dessa bränslen används i första hand till värmeproduktion inom skogsindustrin, fjärrvärmeverken och till småhus. En liten del används till elproduktion. Som jämförelse kan nämnas att kärnkraften 1996 hade en nettoelproduktion av 71,6 TWh.

De 87 TWh fördelades på följande sätt:

- 12 TWh i form av trädbränsle till småhus.
- 12 TWh i form av trädbränsle till fjärrvärme + 1 TWh el.
- 16 TWh i form av bark och spån inom skogsindustrin + 1 TWh el.
- 31 TWh i form av avlutar inom skogsindustrin + 1 TWh el.

Resten utgörs till största delen av avfall och torv.

Användningen av biobränslen, torv mm har varit tämligen konstant inom skogsindustrin mellan 1980 och 1996. Inom fjärrvärmerna har användningen av biobränslen, torv mm ökat från cirka 2 TWh 1980 till 23 TWh 1996, och trädbränslets andel därav har gått från nästan 0 TWh 1980 till 5 TWh 1992 och 12 TWh 1996.

GROT (grenar och toppar) är det som blir kvar på hygget efter det att träden fällts och stamveden förts bort till skogsindustrin (Egnell 98). GROT är således en möjlig biobränslekälla som inte kräver att nyodlingar tas upp. Beräknad potential för uttag av GROT som årsmedelvärde för den kommande 10 årsperioden 1998- 2007 är som följer: För praktisk drift beräknas 30 – 50 TWh/a kunna tas ut (då tas 70 procent av topparna och 30 procent av barren ut). Teoretiskt skulle upp till 80 TWh/a kunna tas ut om allt kan skördas (100 procent toppar och 100 procent barr). Ungefär 30 procent av det totala GROT uttaget i landet skulle kunna göras i Kopparbergs-, Gävleborgs-, Västernorrlands- och Jämtlands län enligt Miljökonsekvensbeskrivningen (MKB) för skogsbränsleuttag (Egnell 98). Summan av skogsarealerna utgör 34 procent av landets hela skogsareal. De största nedfallskoncentrationerna efter Tjernobylyolyckan erhöles i Gävleborgs-, Västernorrlands-, Västerbottens-, Uppsala-, Västmanlands- och Jämtlands län. Ser man enbart till skogsarealerna (SCB 98), och bortser från olika tillväxthastighet i olika delar av landet, finns 6,5 procent av landets skogsareal i Gävleborgs län. Motsvarande för Västernorrland är 7,4 procent, för Västerbotten 13,5 procent, för Uppsala län 1,8 procent och för Västmanland 1,7 procent. Nordligaste delen av Jämtlands län erhöles också ett betydande nedfall.

Sammanfattning av ovanstående.

Summan av GROT-bränsletillskottet skulle kunna vara 30 – 80 TWh/a. Värdena beror på politiska, ekonomiska och andra överväganden.

Möjlig nyproduktion som kräver att nyodlingar eller omfördelningar av markanvändningen görs (NE).

Energiskog på överskottsjordbruksmark ca $0,3 \times 10^6$ ha	15 TWh/a
Energiskog på framtida nedlagd åkermark ca $0,5-1 \times 10^6$ ha	25-50 TWh/a
Energiskog på näringsrik torvmark ca $0,1- 0,3 \times 10^6$ ha	5-15 TWh/a

Energivärdena för kärnkraftverken är producerad nettoenergi som levereras ut på nätet. Värdena för biobränsle är bruttoenergi kopplade till effektiva värmevärden, d.v.s. den energimängd som bränslet innehåller minus förluster på grund av fukthalten i bränslet. Förluster uppstår även vid transporter av bränslet samt vid förbränningen på grund av att alla förbränningsanläggningar har en verkningsgrad lägre än 1.

7.2 BILAGA 2. NÅGRA INTERNATIONELLA ORGANISATIONERS STRÅLSKYDDSKOMMENDATIONER

- ICRP rekommenderar en dosgräns till allmänheten på 1 mSv/a för all planerad verksamhet sammantagen. För personal som arbetar inom strålningsområdet gäller andra (högre) dosgränser. För enskilda verksamheter kan särskilda dosrestriktioner definieras. Dessa definieras med ambitionen att det sammanlagda dosbidraget från alla verksamheter hålls lägre än dosgränsen. Dosgränser syftar enbart till att hindra att individuella strålningsrisker överstiger en viss nivå.
- EU:s direktiv överensstämmer med ICRP:s när det gäller dosgränsen för allmänheten. EU har också ett direktiv om begränsning av förorening som föreslås gälla för hela energisektorn. Direktivet anger att bästa tillgängliga teknik ska användas för att förhindra att betydande förorening orsakas, oavsett dosbelastning. Direktivet är tillämpligt på tillståndsgivning för nya anläggningar.
- IAEA (International Atomic Energy Agency) utarbetar riktlinjer för användningen av kärntechnologi. I ett dokument, *IAEA TECDOC-664*, anges 0,3 mSv/a som en möjlig generisk dosrestriktion för kärntekniska anläggningar. SSI har lagt dosrestriktionen vid 0,1 mSv/a.
- Konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö, *HELCOM*, föreskriver bland annat att radioaktiva ämnen inte får släppas ut i Östersjöområdets marina miljö i mängder av någon betydelse, utan att myndigheterna på förhand meddelat tillstånd.
- Esbjergdeklarationen är ett resultat av ministermötet vid den fjärde Nordsjökonferensen 1995. En av punkterna säger att: "Företrädare ska ges till den utsläppsfilosofi som innebär koncentring och inneslutning av radionuklider hellre än utspädning och utspridning i miljön. Radioaktiva ämnen får dock släppas ut inom de gränser myndigheterna tillåter."

7.3 BILAGA 3. GÄLLANDE FÖRESKRIFTER, (SAMTLIGA FÖRESKRIFTER MARKERADE

"SSI FS" FINNS TILLGÄNGLIGA I SSI:S FÖRFATTNINGSSAMLING)

- Strålskyddslagen (SSI FS 1988:220) syftar till att *skydda människor, djur och miljö mot skadlig verkan av strålning*. Med stöd av strålskyddsförordningen (SSI FS 1988:293) kan SSI utfärda föreskrifter inom strålskyddsområdet.
- SSI har i föreskriften (SSI FS 1989:1 med tillägget SSI FS 1994:5) satt en gräns för effektiv dos på högst 1 mSv/a till individer i allmänheten till följd av all planerad verksamhet med joniserande strålning, vilket överensstämmer med det nya EU direktivet som ska implementeras i Sverige och med rekommendationer från ICRP 60. Ett enstaka år får dosen uppgå till 5 mSv, om genomsnittet under livstiden ändå väntas understiga 1 mSv/a. För yrkesverksamma personer i verksamhet med joniserande strålning gäller andra gränser; högst 50 mSv/a för ett enstaka år och högst 100 mSv ackumulerad dos under 5 år, d.v.s. 20 mSv/a i genomsnitt. Samtidigt gäller för livstidsdosen att den inte får överstiga 700 mSv, vilket ger ett ungefärligt medelvärde av 15 mSv/a. För kvinnor i fertil ålder får dosen inte överstiga 10 mSv/2 månader, arbetet ska planeras så att dosen till fostret under hela graviditeten inte överstiger 5 mSv.
- *Från 1 januari 2000 träder en ny föreskrift i kraft SSI FS 1998:4 som kommer att ersätta SSI FS 1989:1.* Den nya föreskriften implementerar EU:s Basic Safety Standard. Bestrålning av allmänheten på grund av verksamhet med joniserande strålning ska begränsas så långt som rimligen är möjligt med hänsyn till sociala och ekonomiska faktorer. Summan av dosbidrag från verksamheter med joniserande strålning till en enskild individ ur allmänheten får inte överskrida 1 mSv/a effektiv dos. SSI kan om det finns synnerliga skäl medge en högre dos under ett enstaka år om medelvärdet under fem på varandra följande år inte överstiger 1 mSv/a. Den som bedriver verksamhet med joniserande strålning ska optimera strålskyddet så att bestrålning av personer begränsas så långt som rimligen är möjligt med hänsyn till sociala och ekonomiska faktorer. För yrkesverksamma personer i verksamhet med joniserande strålning gäller dosgränsen högst 50 mSv/a för ett enstaka år och högst 100 mSv ackumulerad dos under fem på varandra följande år, d.v.s. 20 mSv/a i genomsnitt. Dosen till foster får inte överskrida 1 mSv efter det att graviditeten konstaterats.
- SSI har en föreskrift (SSI FS 1991:5) om begränsning av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärnkraftstationer. Den förväntade dosen till kritisk grupp ska understiga 0,1 mSv/a för alla utsläpp från en enskild kärnkraftstation. Detta värde är ett referensvärde och har inte en formell karaktär av gränsvärde.
- SSI har en föreskrift (SSI FS 1996:2) som reglerar utförelse av gods och olja från zonindelade områden vid kärntechniska anläggningar. Gods som ska deponeras på eget eller kommunalt avfallsupplag får innehålla högst 5 kBq/kg av beta- och gammastrålande nuklider och högst 500 Bq/kg av alfastrålande nuklider utöver vanliga halter av naturlig aktivitet. Från samtliga kärntechniska anläggningar på en ort får den totala aktiviteten i gods som ska deponeras på eget eller kommunalt avfallsupplag inte överstiga 1 GBq/a.

Fri användning av gods enligt ovan får ske om det innehåller högst 500 Bq/kg varav högst 100 Bq/kg alfastrålande nuklider.

Aktiviteten i olja som förs ut för destruktion eller förbränning får inte överstiga 5 kBq/kg sammanlagt av beta- och gammastrålande nuklider, samt högst 100 Bq/kg av alfastrålande nuklider. Om dessa villkor är fyllda får de förbrännas i ugn med särskilda villkor. Utförelse av aktivitet i olja får inte överstiga 500 MBq/a.

Rapportering ska ske till SSI en gång per år om utförelse av gods och olja.

- I kärntekniklagstiftningen anges att SSI meddelar tillstånd om markförvar och att aktivitetsinnehållet får högst vara 10 TBq varav högst 10 GBq alfastrålande nuklider. I de tillståndsvillkor som SSI utfärdat anges att: Specifik aktivitet i avfallskollin ska vara mindre än 300 kBq/kg ($T_{1/2} < 5$ år), Total aktivitet i förvaret högst 100 GBq, Samt institutionell kontroll under 50 år.

7.4 BILAGA 4.

7.4.1 SPRIDNINGSYTA

Förutsättningarna för ett planerat värmeverk i Gävle är: 100 Bq/kg i bränslet och 0,4 TWh/a och $7,5 \times 10^7$ kg torr ved. (Med GROT-bränsle från strax norr om Gävle skulle cesiumhalter uppåt 1000 Bq/kg inte vara omöjliga). Antag GROT-bränsle med askandelen 2 procent av ursprungsbränslet (MKB:n anger 1-2 procent askandel av bränslet för GROT, i villaundersökningen i Gävle användes 1 procent askandel eftersom det var mer renodlad stamved med bark), det blir $1,5 \times 10^6$ kg aska med 5 kBq/kg och därmed $3,75 \times 10^6$ kg aska/Wh. Spridningen i skogen är 0,3 kg/m². Askan räcker till 5×10^6 m² (5 km²) eller $1,25 \times 10^{-5}$ m²/Wh.

7.4.2 TÄTHET AV ORGANISMER I SKOGEN

Älgar: födosöksområde 5 – 30 km² (White 97). Det finns cirka 200000 älgar på vintern och cirka 100000 skjuts per år (NE), det ger en medeltäthet i skogen av 1 älg per 1-2 km².

Svamp: 800×10^6 kg/a (SNA 90), således 3,5 g/m². Torrvikten är 10 procent av färskvikten, alltså 0,35 g torr vikt/m². I ett fältförsök mellan Gästrikland och Uppland erhöles cirka 2 g torr vikt/m² som medelvärde över 6 år (Nohrstedt 93). Uppenbarligen finns en stor spridning i mängden svamp i skogen.

Bär, blåbär och lingon, produceras cirka 500×10^6 kg/a, det ger i skogen 2,2 g/m² (Hultman 83) och (Johanson 96). Torr vikten är 15 procent av färskvikten, alltså 0,33 g torr vikt/m². Antagligen finns en spridning även här.

7.5 BILAGA 5. HALTER SOM MÄTTTS I TRÄDBRÄNSLE OCH ASKA

För att få ett begrepp om vilket aktivitetsområde som kan vara av intresse måste en uppskattning av tänkbara halter i bränslet göras. I villaundersökningen i Gävleborgs län (SSI 99) undersöktes brännved, varvid värden uppmättes från runt 10 upp till 300 Bq/kg i veden och upp till cirka 2000 Bq/kg i barken. Barken har visat sig innehålla högre halter ¹³⁷Cs än veddelarna. För ved antas 1 procent askandel i bränslet och för GROT-bränsle 2 procent askandel. Således är ett tänkbart variationsområde för aktiviteten i aska från dessa

trädbränslen 0,5-1 kBq/kg upp till 15-30 kBq/kg aska. Aska från barkeldning med 5 procent askandel skulle med det mätta värdet kunna ge upp till 40 kBq/kg.

GROT-bränslen består av de mer perifera delarna av träden. Dessa har visat sig ha högre halter än de mer centrala delarna, dessutom är barkandelen högre. Några värden från Hille och Prylen i Gävleborgs län med nedfallen cirka 200 kBq/m² respektive 40 kBq/m²: I årsskott 1986-1991 från några tallträd planterade 1930 var halten 200-900 Bq/kg och i tallträd på den senare lokalen planterade 1988 var halten år 1995 upp till 2000 Bq/kg. Värdena förefaller öka med tiden (Hubbard 96). GROT-bränsle av detta material skulle kunna ge upp till 100 kBq/kg i askan.

De trädaskor som mättes vid villaundersökningen i Gävle hade ¹³⁷Cs halter mellan 2 och 20 kBq/kg (SSI 99). Ett askprov från villaeldning i Stigsjö, Västernorrlands län, som rapporterats av Sundsvalls kommun hade 42 kBq/kg ¹³⁷Cs. Provtagning av askor utfördes varannan vecka under ett halvår 1990 vid sex värmeverk i södra delen av landet som eldade träflis (Ravila 92). Halten av ¹³⁷Cs varierade från 1 kBq/kg till 2 kBq/kg för flygaska och från 0,3 kBq/kg till 2,9 kBq/kg för bottenaska. I en annan undersökning togs ett prov varje vinter under fyra år från sex värmeverk som eldade träflis (Hedvall 97). Värmeverken delades in i tre grupper beroende på nedfallssituationen. I grupp 1 ingick Enköping och Eskilstuna med Tjernobylnedfallet cirka 5-30 kBq/m². Där mättes askhalten till 4,3 kBq/kg vintern 1990/91. I grupp 2 ingick Västervik och Boden med ett Tjernobylnedfall på cirka 2-5 kBq/m². Halten i aska mättes till 0,7 kBq/kg 1990/91. I grupp 3 ingick Ängelholm och Skövde med nedfallet < 2 kBq/m². I askan mättes 0,4 kBq/kg 1990/91.

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. Genom projekt Strålskydd Öst 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 125 anställda och är beläget i Stockholm.

THE SWEDISH RADIATION PROTECTION INSTITUTE (SSI) is a government authority with the task of protecting people and the environment from the harmful effects of radiation. SSI ensures that the risks and benefits inherent to radiation and its use are compared and evaluated. SSI also develops competence on radiation to minimise the risk involved for the individual.

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

SSI participates on a national and international level in the field of radiation protection. A special SSI project called Radiation Protection East is contributing towards improvements in radiation protection standards in the former Soviet states.

SSI is responsible for coordinating activities in Sweden should an accident occur involving radiation. Its resources can be called upon at any time of the day or night. In the event of an accident, a special emergency preparedness organisation comes into operation. 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 125 employees and is situated in Stockholm.



Statens strålskyddsinstitut
Swedish Radiation Protection Institute

Adress: Statens strålskyddsinstitut; S-171 16 Stockholm;
Besöksadress: Karolinska sjukhusets område, Hus Z5.
Telefon: 08-729 71 00, Fax: 08-729 71 08
Address: Swedish Radiation Protection Institute;
SE-171 16 Stockholm; Sweden
Telephone: +468-729 71 00, Fax: +468-729 71 08