



Datum
2004-02-23

Vår ref
Rolf Sjöblom

Er ref
Claes Ribbing

Svenska Energiaskor AB
Claes Ribbing
Torsgatan 12
111 23 Stockholm

HANTERING AV ASKA FRÅN TRÄDBRÄNSLE SOM INNEHÅLLER CESIUM 137, BILAGA

Inledning

Denna bilaga avser rapportering från en snabbutredning avseende hantering av aska från trädbränsle som innehåller cesium-137. Syftet är ge ett sakunderlag som stöd för återremissvar avseende SSI:s tilltänkta föreskrift ". "Statens Strålskyddsinstitutets föreskrifter och allmänna råd om hantering av aska som är kontaminerad med cesium-137".

Mot bakgrund av den korta tid som stått till förfogande har det inte varit möjligt att göra några närmare bestämningar av storleken av olika faktorer. I stället redovisas betydelsen av olika relevanta företeelser kvalitativt. I några fall anges / bedöms emellertid också den minsta kvantitativa betydelsen.

Värdefullt stöd har erhållits från följande personer:

uppdragsgivaren,	Claes Ribbing, Svenska Energiaskor AB
olika företrädare för branschen,	inklusive Lars Dahlgren vid SVEBIO och Anna Lundborg vid Statens

Energimyndighet	Marie-Louise Olvstam
Swedpowers miljöjurist	Lars Högbom och Roger Bergström
forskare vid SkogForsk	

Denna PM har emellertid författats av Rolf Sjöblom, Tekedo AB, och ansvaret för innehållet faller helt och hållet på mig. Eventuella fel eller åsikter som framförs skall således i sin helhet lastas författaren.

Det är antagligen ofrånkomligt att en snabbutredning kan innehålla fel i enskildheter och författaren ber om överseende med sådana eventuella brister. Ansträngningar har dock gjorts för att på olika sätt säkerställa att framställningen verkligen är korrekt och framförallt för att helhetsbilden inte skall kunna vara missvisande.

TEknik – KEmi - DOkumentation

Snabbutredningen bör ses mot bakgrund av den mycket stora betydelse som användning av aska har och kan bedömas få. Totalt genereras uppemot 1 miljon ton trädaskor per år i Sverige. Det har därför en mycket stor betydelse för hushållning (d v s återvinning och återanvändning) och miljö om aska kan återanvändas geotekniskt och om näringsämnen kan återföras till skogsmark.

Återremissutgåvan och dess innebörd

Fram till dess att återremissutgåvan kom ut har branschen levt i föreställningen att askor med ett aktivitetsinnehåll understigande 5 kBq/kg cesium-137 inte är föremål för några restriktioner (annat än att man skall ha fog för att hävda att de verkligen ligger under gränsvärdet).

Stöd för detta finns till exempel i SSI:s uttalande 2000-01-17 (Dnr 822/172/00) om *”Statens Strålskyddsinstitutets bedömning av krav på utformningen av deponier som innehåller cesium-137-haltiga biobränsleaskor”*. Där står bland annat följande: *”Cesium-137-halten i askan halveras på 30 år och när den understiger 5 kBq/kg krävs inte längre särskilda restriktioner”*.

I den första remissutgåvan finns det heller inga restriktioner för aktivitetsinnehåll under 5 kBq/kg annat än att trädaska¹ inte får spridas på renlav i renbetesområden eller på jordar som används för odling av livsmedel.

Efter påpekande om att SSI bara får föreskriva beträffande sådana material som avger strålning har detta emellertid ändrats i återremissutgåvan. SSI har nu infört en lägre gräns på 0,5 kBq/kg för vad som kallas kontaminerad aska. Sådan aska får inte – nu eller i framtiden – ingå i jord som används för odling av livsmedel.

För geoteknisk användning innebär återremissutgåvans regler i korthet följande:

- Endast aska innehållande < 0,5 kBq/kg får användas fritt. Det finns krav på bevisning om att man ligger under denna gräns.
- Användning av aska med aktivitetsinnehåll i intervallet 0,5 – 5 kBq/kg skall ske med de restriktioner som gäller för deponering enligt deponiklass 2, d v s det skall enligt *förordning (2001:512) om deponering av avfall* finnas bottentätning, topptätning, lakvattenrening och lakvattenmonitoring². Dessutom skall markanläggningen i fråga utformas så att dosraten inte överstiger 0,000 5 mSv/timme, mätt en meter från ytan. Kraven avser kvantiteter överstigande 30 ton, vilket dock praktiskt taget alltid överstigs i aktuella entreprenader.
- Askor innehållande över 5 kBq/kg skall deponeras på klass 2 deponi som är särskilt utformad för detta ändamål: separata celler, dedikerat dränage, cesiumrening samt krav på att lermineral skall ingå i barriärerna³.

¹ Definieras i remissutgåvorna

² Det framgår emellertid inte till vilken nivå lakvattnet skall renas.

³ Det senare framgår av SSI:s uttalande 2000-01-17 (Dnr 822/172/00) om *”Statens Strålskyddsinstitutets bedömning av krav på utformningen av deponier som innehåller cesium-137-haltiga biobränsleaskor”*

För återföring av aska till skogsmark gäller i korthet följande:

- Endast aska innehållande $< 0,5$ kBq/kg får användas fritt. Det finns krav på bevisning om att man ligger under denna gräns.
- Användning av aska med aktivitetsinnehåll i intervallet $0,5 - 5$ kBq/kg får ske i enlighet med Skogsstyrelsens bestämmelser (vilket bland annat begränsar givorna till 3 ton per hektar under en generation skog dvs typiskt 60 – 100 år). Marken i fråga får därefter inte användas för produktion av livsmedel⁴.
- Askor innehållande över 5 kBq/kg skall deponeras på klass 2 deponi som är särskilt utformad för detta ändamål: separata celler, dedikerat dränage, cesiumrening samt krav på att lermineral skall ingå i barriärerna.

Det behövs ingen kalkyl för att konstatera att de tilltänkta reglerna i praktiken innebär ett totalförbud mot geoteknisk användning av askor. Bränslen hanteras och används utgående från energi- och förbränningstekniska förhållanden. Detta innebär bland annat att de transporteras över stora delar av landet och i de flesta fall har ett aktivitetsinnehåll i intervallet $0,5 - 5$ kBq/kg cesium-137. Att utforma en geoteknisk tillämpning som en deponi är i praktiken omöjligt eller orimligt.

SSI uppskattar i sin rapport SSI 1998:15 *”Strålskyddskonsekvenser från cesium-137 vid användning av biobränsle i stora anläggningar”* att ca 6 – 7 % av skogsarealen ger upphov till askor som har ett aktivitetsinnehåll som överstiger 5 kBq/kg. SSI anger vidare i sin tilltänkta föreskrift (§ 8) att *”mätning skall göras av halten i askan vid förbränningsanläggningen”* ... *”om det inte kan utslutas att den förväntade halten ligger nära eller över 5kBq/kg TS”*. Eftersom, som just nämnts, askor transporteras över stora delar av landet kan det i praktiken vara svårt att förutsäga var halten kommer att ligga och det är en uppenbar risk för att mätningar kommer att behöva göras för mycket större volymer än vad som svarar mot de 6 – 7 procenten.

Eftersom mätningarna syftar till att styra om askan skall gå till speciell deponi eller till annan destination behöver man analys svar i stort sett omgående. Det finns nämligen i dag knappast några uppläggningsmöjligheter vid anläggningarna som innebär att man kan administrera ett antal poster om 30 ton. Eftersom den naturliga aktiviteten i askor enligt SSI:s egna mätningar (SSI Rapport 2002:06) typiskt uppgår till 2 – 3 kBq/kg behöver sådana mätningar antagligen göras nuklidspecifikt. Därmed är det troligt att många anläggningsinnehavare i stället väljer att deponera alla askor oberoende av aktivitetsinnehåll.

Faktabakgrunden för SSI:s tilltänkta föreskrifter

⁴ Detta kan gälla framtida användning av mark för odling av energigröda, t ex salix.

SSI grundar sina stadganden i remissutgåvorna på det aktuella kunskapsläget inom sitt arbetsområde. En huvuddel av underlagsmaterialet är dessutom framtaget av SSI, antingen av tjänstemännen själva eller via konsulter.

De fördjupade analyser som presenteras nedan (följande avsnitt) utgår i stor utsträckning från samma förutsättningar som SSI gör i sina olika analyser. Delar av dessa presenteras därför i sammandrag nedan (i detta avsnitt) för att den senare texten skall bli begriplig.

Allt strålskydd utgår från tre grundprinciper för dos från antropogena källor⁵ (se t ex SSI Rapport 1998:15):

- *Berättigande.* Den verksamhet som avses skall vara berättigad
- *Optimering.* Alla stråldoser skall hållas så låga som rimligen är möjligt med hänsyn tagen till ekonomiska och sociala faktorer (ALARA).
- *Dosgränser.* Ingen skall erhålla stråldoser som överstiger fastlagda dosgränser.

Skyddet till individ beror på om dosen är frivillig eller inte. För individ i kritisk grupp⁶, d v s en ofrivillig dos, skall den effektiva dosen från en enskild verksamhet inte överskrida 0,01 mSv/år.

Skyddet till individ som arbetar med aska yrkesmässigt, d v s frivillig dos, innefattar bland annat att den effektiva dosen inte får överskrida 100 mSv under en femårsperiod.

SSI har i sina uppskattningar kommit fram till att (SSI Rapport 1998:15) ”*Den högsta dosen erhålls vid arbete på en deponi, i storleksordningen 0,1 – 0,5 mSv/a⁷. Sedan kommer dos till kritisk grupp bestående av jägare och samlare vid askåterföring till skogen med 0,02 mSv/a eller för en genomsnittlig befolkning med 0,003 mSv/a.*”

Kalkylen för dos till kritisk grupp utgår från följande antaganden / förutsättningar:

- Aska återförs med maximigiva enligt Skogsstyrelsens bestämmelser (d v s 3 ton/ha)
- Askkan innehåller 5 kBq/kg, d v s maximalt innehåll enligt SSI:s tilltänkta gräns
- Askkan ligger kvar på ytan och avger full externstrålning utan skärmning
- Cesium i askkan upptas av växter och djur på samma sätt som annat cesium
- Den återförs i ”hela skogen”, d v s ”jägaren” äter kött från djur som betat exklusivt på ”askade” områden och även bär och svamp plockas exklusivt på sådan mark.

⁵ D v s exklusive den naturliga bakgrundsstrålningen

⁶ En kritisk grupp är enligt SSI 1998:15 ”*en verklig eller tänkt grupp människor som beräkningsmässigt erhåller de högsta stråldoserna*”.

⁷ ”a” står för ”annum”, d v s år, författarens anmärkning

SSI har i sin Rapport 2002:06 redovisat doser från oralt intag av födoämnen odlade på trädgårdsmark som tillförts aska. Dominerande ur dössynpunkt är potatis och detta bedöms vara förhållandet även i samband med jordbruk. Intag av 63 kg potatis per år från mark som nyligen askats med 10 ton/ha och 10 kBq/kg (d v s betydligt mer än i ”skogsfallet” ovan) ger enligt rapporten en effektiv dos på 0,005 mSv/år.

För geoteknisk användning har kalkyler bara utförts för det mera triviala fallet med externstrålning, där ju SSI har en gräns i återremissutgåvan som uppgår till 0,000 5 mSv/timme.

SSI redovisar också att alkalimetallerna – till vilka cesium hör – är lösliga i många askor och kan därför transporteras vidare med perkolerande vatten. Det är denna omständighet som lett till föranstaltningarna om skydd mot spridning via lakvatten och grundvatten.

Bakom SSI:s tilltänkta föreskrift ligger också vissa EU-regler som är implementerade i svenska författningar, bland annat i strålskyddsförordningen. SSI skall kräva tillstånd och läkarkontroll av dem som hanterar specifika aktiviteter med cesium-137 över 10 kBq/kg. SSI har dock mandat att föreskriva om undantag, och detta har SSI utnyttjat i sin tilltänkta föreskrift. Detta innebär en viktig förenkling.

Förutsättningar för fördjupade system- och riskanalyser

”Hela skogen”

En grundläggande fråga som kraftigt påverkar uppskattad dos till individ i kritisk grupp är vad som avses med ”hela skogen”. Enligt Skogsstyrelsens ”Grundbok för skogsbrukare”⁸ gäller (sidan 64) att *”trakthyggesbruk är det i dag helt dominerande skogsbrukssättet i Sverige”*. Om denna metod sägs följande (sidan 67): *”Avverkningsområdets omfattning avgörs främst av de aktuella beståndens storlek och utseende. Förutom det kan vissa andra begränsningar behöva göras. Generellt kan sägas att alltför stora avverkningsområden bör undvikas av såväl produktions- som miljöskäl. Ett stort avverkningsområde upplevs ofta mer negativt än ett mindre. Vad som betraktas som ett stort område varierar förstas med läget i landet. Ett område på 5 ha kan vara stort i söder men normalt i norr.”*

Förutsättningarna för återföring av aska är starkt beroende av typen av skogsmark och ålder hos skogen. Exempelvis måste skogen vara framkomlig, vilket mer eller mindre utesluter ungskog före första gallringen vilken (enligt samma källa som ovan) äger rum tidigast när träden är ca 25 år gamla.

Det är naturligtvis tänkbart att en skogsbrukare väljer att vid ett givet tillfälle återföra aska över flera skogsvårdsområden. Huruvida detta kan innebära att aska återförs till ”hela skogen” förtjänar en särskild genomgång och analys.

⁸ Skogsstyrelsens förlag, 551 83 Jönköping. Utgiven 1997. ISBN 91-88462-32-3.

Enligt SSI:s Rapport 1998:15 ger oralt intag av cesium-137 i älgkött det högsta bidraget till den effektiva dosen till individ i kritisk grupp.

Enligt samstämmiga uppgifter från bl a SkogForsk är det välkänt att en älgs revir omfattar 1000 – 2000 hektar skogsmark, motsvarande en cirkulär yta med en diameter på 3,5 – 5,0 km. Denna yta skall jämföras med den för ett typiskt avverkningsområde som enligt ovan uppgår till ca 5 hektar motsvarande en cirkulär yta med en diameter på ca 250 meter. Eftersom vidare den biologiska halveringstiden vid oralt intag av cesium är ca 70 dagar⁹ hinner en älg förflytta sig över stora arealer från intaget av cesium-137 och till dess att den skjuts.

Även om återföring av aska skulle ske till ett antal skogsbruksområden samtidigt så kan det ändå bara bli fråga om en total yta som är en liten bråkdel av den för ett älgrevir. Dosen efter första året blir alltså med en sådan fördjupad analys långt mindre än den som anges i SSI:s Rapport 1998:15.

Det är emellertid viktigt att notera att detta gäller första året. Med åren får man räkna med att det återförs alltmer aska och att en ökande andel av betesytan för älg ger bidrag till dos. Ackumuleringseffekten motverkas av avklingningen som sker med en halveringstid på 30 år.

Om man antar att skog enligt Skogsstyrelsens rekommendation får återföring av aska en gång under en livscykel och att denna uppgår till 100 år erhålls ett maximum i aktivitetssinnehållet i älgkött vid ca 45 år. Denna uppgår till 16 % av vad som skulle vara fallet om aska skulle ha återförts till alla 1000-2000 hektaren på en gång (som SSI antar i sin rapport).

Man kan även tänka sig ett fall där aska transporteras från nedfallsdrabbade områden till södra Sverige där omloppstiden i stället uppgår till 60 år. Då blir motsvarande värde 27 %.

Det är viktigt att notera att maximumet inträffar efter så lång tid. Detta innebär nämligen att resultatet är mycket robust i förhållande till de variationer som kan förekomma beträffande hur mycket aska som återförs under enskilda år.

En tänkbar invändning kan vara att det kan tänkas finnas någon positiv korrelation mellan det som en älg äter och återföringen av aska så att ovanstående skulle kunna vara optimistiskt.

Under sommar och höst äter en älg huvudsakligen ungskog i lämplig höjd (< 3 meter) samt ris som finns i skog i alla åldrar utom ungskog. Dessutom äter älgar en del sådant som finns i våtmarker. Enligt Skogsstyrelsen skall askåterföring undvikas från fem år före till fem år efter nyplantering. Vidare är askåterföring svår att genomföra före första gallringen eftersom maskinerna knappast kommer fram. Vid tiden för första gallringen befinner sig trädskronorna på betryggande

⁹ Choppin G et al. Radiochemistry and nuclear chemistry, 3rd edition. Butterworth – Heinemann, 2002. ISBN 0-7506-7463-6. Värdet gäller människa men bedöms ligga i närheten för det som gäller för älg.

avstånd från vad en älg kan nå. Någon ogynnsam korrelation mellan återföring av aska och älgens näringsintag har således inte kunnat identifieras inom ramen för föreliggande snabbstudie.

För rådjur är ett revir ca 100 hektar, vilket fortfarande är mycket större än ett skogsvårdsområde. Även om man tar hänsyn till att askåterföring kan ske över betydligt större ytor än en skogsvårdsenhet bedöms samma slutsats kunna dras som för älg. Skälet för detta är att det dröjer så lång tid innan maximum nås och att återföringens variation mellan olika år därmed får liten betydelse.

Liknande effekter uppkommer för oralt intag av bär och svamp samt externstrålning. En person som tillbringar hela 840 timmar per år i skogen begränsar knappast sin vistelse till en skogsvårdsenhet (som alltså förenklat kan beskrivas som en yta med en diameter på 250 meter). I dessa fall kan det emellertid inte utan vidare visas att högsta dosen är helt oberoende av hur mycket aska som återförs under enskilda år, varför reduktionen i dos i detta fall enligt försiktighetsprincipen bör sättas lägre.

Transport av cesium i aska och mark

Som tidigare nämnts har SSI antagit att cesium är lösligt i porvatten i aska och att det därför i deponier och andra markanläggningar lätt kan föras vidare med perkolerande vatten.

När det gäller återföring har SSI däremot räknat med att askan som spridits ligger kvar på ytan strålar utan någon skärmning. Detta är en pessimistisk ansats som dock bedöms vara ganska nära verkligheten första året. Enligt siffror som SSI själva presenterar i rapporten tränger cesium-137 emellertid ner i marken så att strålningen skärmas. Effekten innebär enligt rapporten att dosen från externstrålning minskar med 15 % per år i södra Norrland och med 19 % i norra Norrland. Detta svarar mot halveringstider med avseende på externstrålning som uppgår till 4,3 respektive 3,3 år, d v s ca 4 år.

Reduktion av externstrålning kan relateras till inträngningsdjup i marken. Halveringstjockleken för cesium i obearbetad mineraljord kan grovt uppskattas till ca 3 cm¹⁰. Resonemanget bygger på att all strålning som inte går rätlinjigt skulle vara absorberad, vilket naturligtvis inte kan vara fallet. I själva verket torde för aktuella geometrier den spridda strålningen utgöra en stor andel av den totala. Det är ändå författarens bedömning att ”halvvärdestjockleksbegreppet” kan vara till hjälp för en kvalitativ förståelse för hur externdosen reduceras i samband med nedträngning i marken.

Om cesium i mark hypotetiskt skulle uppträda som ämnen i en kromatograf så skulle koncentrationsprofilen alltså röra sig storleksordningen knappt en centimeter om året.

För de tider som diskuteras ovan för maxdos i föregående avsnitt skulle inträngning i mark kunna tänkas ske till många gånger halvvärdestjockleken.

¹⁰ Den är 11 mm för Cs-137 i stål.

Hypotetiskt skulle externstrålningen från marken (exklusive nedfallande material från vegetationen) i så fall kunna reduceras till obetydliga belopp.

Mekanismerna för transport av cesium i aska och mark är delvis omdiskuterade även om de flesta mätvärden pekar åt samma håll. Det finns därför anledning att i det följande närmare analysera mekanismerna för transport och upptag av cesium.

De modeller som används generellt i spridningsberäkningar utgår från att ämnen transporteras huvudsakligen i löst form¹¹ med perkolerande vatten. Man antar också att kemisk jämvikt utvecklas mellan fast fas och vattenfas och att dessa jämvikter för olika ämnen kan beskrivas med hjälp av ett slags jämviktskonstanter, så kallade K_d -värden. Sådana värden för cesium varierar ganska mycket för olika sorters mark, och framförallt varierar transporten med förutsättningarna för jonbyte¹². Jonbyte blir effektivare ju högre halten joner i vattnet är. Hög absorption (d v s höga K_d -värden) och därmed hög retention och låg transporthastighet för cesium-137 föreligger när jordmaterialet innehåller humus och leror vilka båda har höga CAC¹³-värden.

I vissa icke åldrade askor kan höga kloridhalter förekomma. Detta innebär att en del av ingående natrium och kalium går över i porvattnet i form av löslig klorid. Med kalium följer också cesium i enlighet med de jämvikter som föreligger. När kloridhaltigt porvatten går vidare i mark sker ett jonbyte som innebär att kalium – tillsammans med cesium-137 – fastläggs och natrium följer med vattenfasen¹⁴.

Sammantaget innebär detta att cesium visserligen kan transporteras några centimeter ner i mark så att skärmningen mot dess strålning blir effektiv, men i normalfallet knappast kunna strömma genom mark så att halterna i en brunn från vilken dricksvatten tas kan nå några höga värden. Skälet till detta är att transporten i mark i de flesta fall tar lång tid så att cesiumet hinner avklinga innan det hunnit fram.

Transporten av cesium från en geoteknisk anläggning är emellertid starkt beroende av lokala förhållanden. Exempelvis kan områden som används som vattentäkter vara olämpliga. Frågan gäller emellertid inte bara cesium utan även ett flertal tungmetaller.

Närmare beskrivningar av förutsättningarna för spridning av cesium i mark återfinns i SSI:s Rapport 2001:15.

¹¹ Särskilt för mycket svårlösliga ämnen kan transport på partiklar eller i partikelform dominera. Transporten för cesium bedöms dock styras av lösliga specier.

¹² Bodek I Editor. Environmental inorganic chemistry, sidan 9.2.11. Pergamon Press 1988.

¹³ CAC = Cation Exchange Capacity, katjonbyteskapacitet, uttrycks normalt i ekvivalenter per viktsenhet.

¹⁴ Detta illustreras av att natrium/kalium förhållandet är ungefär 25 gånger högre i havsvatten jämfört med medelhalten totalt i jordskorpan inklusive haven (källor Hägg: Allmän och oorganisk kemi samt Encyklopedia Britannica). De är viktsmässigt är ungefär lika i jordskorpan.

Vid askåterföring innebär ovanstående att förutsättningarna för transport av cesium förändras när askan läggs på plats. Dels ökar jonhalten i vattnet, dels ökar kalium / cesiumförhållandet. Den ökade jonhalten innebär på kort sikt en ökad nedtransport i marken och en reducerad externstrålning. Det är därför inte självklart att externstrålningen från marken verkligen ökar när aska återförs. På mark som är drabbad av nedfall kan man i själva verket tänka sig att den minskar.

Även kalium / cesiumbalansen har betydelse. Kalium / cesiumförhållandet ökar kraftigt i samband med återföring vilket kan förväntas innebära ett minskat upptag av cesium i biosystemen. Även denna effekt kan tänkas innebära att effekterna av strålning totalt sett minskar när aska återförs.

I sin sammanställning över remissvaren samt redovisning av gjorda ändringar anför SSI att det finns en osäkerhet beträffande hur dessa förändringar sker på medellång och lång sikt. Här kan man enligt ovan förvänta sig att ”klorideffekten” är kortsiktig men att ”kaliumeffekten” är långsiktig.

Potential för fördjupade system- och riskanalyser

Återtag

Det vanliga arbetssättet i samband med system- och riskanalyser är att man börjar med starkt förenklade antaganden för att senare gå in på de frågor där osäkerheten är hög samtidigt som behovet av förbättrad precision är stort. Ofta är det svårt att från början kunna förutse vilka områden som ger störst utbyte att bearbeta. Ett viktigt skäl för att utföra system- och riskanalyser är därför att få underlag för inriktningen av de fortsatta forsknings- och utredningsinsatserna.

Ovan har redovisats hur man med utnyttjande av viss detaljerad kunskap om till exempel markanvändning vid skogsbruk samt en fördjupad analys, liknande den som redovisas i SSI:s rapport 1998:15 eventuellt skulle kunna komma fram till effektiva doser till individ i kritisk grupp som ligger avsevärt lägre än dem som tidigare redovisats.

Att något sådant inte utan vidare är givet beror på de krav som ställs på en sådan analys beträffande till exempel fullständighet, spårbarhet, validering, kvalitetssäkring och så vidare.

Eftersom någon form av analys ändå kan tänkas ha en hög relevans inför de överväganden som SSI och remissinstanserna har att göra inför utformningen av föreskriften, respektive remissyttrandena görs i det följande ändå en ansats till gränssättning. Denna avser den minsta betydelse som vissa av faktorerna ovan kan bedömas ha, och självfallet måste försiktighetsprincipen tillämpas extra noga i en sådan förenklad genomgång.

De antaganden eller förutsättningar som används i den förenklade analysen är som följer:

Aska sprids inte i ”hela skogen”. Däremot antas pessimistiskt att askan sprids i södra Sverige men innehåller ändå förhållandevis höga halter cesium-137. För älg och rådjur innebär detta att aktivitetsinnehållet i köttet bara ökar med en fjärdedel av det som redovisas i SSI:s rapport 1998:15.

Vad beträffar dosen från bär och svamp så kan det emellertid mycket väl förhålla sig så att dessa plockas inom mycket begränsade områden. Däremot växer olika arter oftast inte på samma plats. Därför är det inte rimligt att anta att allt som plockas tas från mark på vilken man nyligen spritt aska. Å andra sidan kan man inte generellt räkna med samma medelvärdesbildning som för älg och rådjur. Därför antas pessimistiskt att reduktionen blir med hälften. Detta gäller inte för hjortron som knappast växer på sådan mark på vilken man återför aska.

En så omfattande utomhusvistelse som 840 timmar om året kan knappast vara lokaliserad till ett område vars storlek motsvarar en typisk avverkningsyta, d v s 5 hektar. Å andra sidan kanske inte vistelsen är fördelad lika mycket som för en älg eller ett rådjur. Därför antas försiktigtvis att reduktion kan göras med hälften.

SSI har räknat med att den återförda askan överallt håller 5 kBq/kg. Om all aska som – som framgår ovan – sprids över stora arealer ligger precis under gränsvärdet så måste anläggningsinnehavarna ha mixtrat med sitt bränsle och / eller sina askor, vilket rimligen är olagligt. Syftet med ett takvärde är ju att man verkligen skall undanta allt det som ligger över värdet så att det inte kan orsaka skada och så att det som ligger under verkligen kan godtas. Enligt SSI:s tilltänkta föreskrift skall analysdata sparas i fem år. Detta ger berörda myndigheter goda möjligheter att kontrollera att syftet med de takvärden som uppställs verkligen efterlevs.

Mot denna bakgrund antas att takvärdet är 10 kBq/kg men att medelvärdet är 5 kBq/kg räknat per anläggning och eldningssäsong.

Med dessa antaganden erhålls värden på effektiv dos till individ i kritisk grupp som en fördjupad analys har potential att ge som högst. Värdena framgår av nedanstående tabell. Motsvarande värden från SSI:s rapport 1998:15 redovisas också som jämförelse.

Effektiv dos i mSv/år	Konsumtion kg/år	Effektiv dos enligt SSI 98:15 fall: = 5 kBq/kg	Effektiv dos, se text takvärde 10 kBq/kg medelvärde 5 kBq/kg
Älgekött	18	0,007	0,001 75
Rådjurskött	4	0,004	0,001
Svamp: Kantarell & Karl Johan	2	0,001	0,000 5
Blåbär och lingon	5	0,000 4	0,000 2
Hjortron	1	0,000 4	0
Skogsvistelse 820 h		0,003	0,001 5
Summa		0,016	0,005

Följande omständigheter har inte utnyttjats i analysen, men torde också kunna leda till reduktion av den framräknade effektiva dosen:

- Den successiva nedtransporten av cesium i marken torde leda till reducerad externstrålning
- Det ökade kalium / cesiumförhållandet vid återföring torde leda till minskat upptag av cesium
- Det är mycket osannolikt att man i södra Sverige år efter år skulle sprida aska med högsta uppskattade halt av cesium-137
- All skogsmark är inte lämplig för återföring av aska, all aska används inte för återföring och grot (d v s grenar och toppar) utvinns inte överallt.
- Älg och rådjur betar delvis på mark som inte är skogsmark (kärr t ex) och betar företrädesvis i ungskog som det inte går att sprida aska i.

Geotekniska anläggningar

Först kan konstateras att när det gäller externstrålning så ger SSI:s tilltänkta föreskrift en tydlig och praktiskt tillämpbar grund för dimensionering, nämligen ytdosrat en meter över vägbanan¹⁵.

När det gäller oralt intag bedöms de exponeringsvägar som identifierats i SSI:s rapport 2001:15 vara de mest troliga, d v s i första hand transport med grundvattnet till brunn ur vilken kritisk grupp tar sitt dricks- och bevattningsvatten. Analysen och metodiken är i och för sig beskrivna utgående från deponering av askor innehållande mer än 5 kBq/kg. Inga skäl har emellertid påträffats eller identifierats till varför denna metodik, som tagits fram på uppdrag av SSI, inte minst lika väl skulle kunna tillämpas för geotekniska anläggningar.

¹⁵ En viss motsättning finns dock. I SSI Rapport 1998:15 anges att strålningen från ett metertjockt lager med aska innehållande 5 kBq/kg ger en dosrat på en meters höjd som uppgår till 0,000 6 mSv/h. I den tilltänkta föreskriften anges att gränsvärdet för dosrat på en meters höjd är 0,000 5 mSv/h samtidigt som askan högst får innehålla 5 kBq/kg och rekommenderad täckning med inaktivt material anges vara minimum 15 centimeter. Med de givna förutsättningarna skulle någon enstaka centimeters täckning räcka, och i normalfallet skulle ingen täckning alls behövas ur strålskyddssynpunkt vad gäller externstrålning.

Denna väg framstår vidare som framkomlig till skillnad från den i utkastet till föreskrift angivna metodiken med samma skyddsåtgärder som i de specialdeponier som är tillänkta för aktiviteter över taknivåerna.

Den i SSI:s rapport 2001:15 angivna metodiken stämmer vidare mycket väl med de metodiker som tagits fram inom ramen för Naturvårdsverkets forskning avseende förorenad mark. En viktig fråga i det sammanhanget är i vilka fall kemiskt kontaminerad mark skall saneras. För detta syfte har verktyg i två nivåer utvecklats, dels motsvarigheten till den metodik som beskrivs i SSI:s rapport 2001:15, dels en förenklad metodik baserad på generiska förhållanden. Den senare finns beskriven i Naturvårdsverkets rapport 4638 och har titeln ”*Generella riktvärden för förorenad mark*”. Tre olika referensfall redovisas när det gäller markförhållanden:

- känslig markanvändning
- mindre känslig markanvändning med grundvattenuttag
- mindre känslig markanvändning

Tanken är att man med hjälp av jämförelser mellan experimentella värden och framräknade referensvärden i rapporten för de olika typerna av markanvändning skall kunna göra en första bedömning. Om denna är tydlig behövs ingen ytterligare analys, d v s beslut kan fattas om att sanera eller inte sanera. Om grunden för bedömning är oklar krävs en riktig spridningsanalys inklusive spridningsberäkningar.

Det doskriterium som i första hand är avgörande för geoteknisk användning av aska är effektiv dos till individ i kritisk grupp. Enligt framställningen ovan framstår ett sådant doskriterium som ett lämpligt krav samt att detta krav kan uppfyllas med någon form av förenklad analys i tydliga fall och en platspecifik spridningsanalys i sådana fall som efter en förenklad analys fortfarande framstår som oklara.

Det är möjligt att SSI redan tänkt på detta sätt och att ett ansöknings- och tillståndsförfarande enligt ovan ryms inom ramen för den möjlighet som föreligger för SSI att enligt § 13 i återremissutgåvan medge undantag ”*om det finns särskilda skäl*”. Det framgår emellertid i så fall inte av SSI:s dokumentation i övrigt, och dessutom ger undantag ett intryck av att sökanden skulle slippa något. Så är ju inte fallet. I stället styrs direkt mot de relevanta grundläggande strålskyddskriterierna.

Miljökontor med flera kommer inte tillåta att aska får läggas i vägar med omedelbar närhet till brunnar. Askor bör heller inte utan vidare läggas i vattenskyddsområden, och när tillstånd ges för sådana tillämpningar kommer de att innehålla krav på låga halter av allt som kan tänkas förorena vatten. Därmed får det anses som sannolikt att merparten av lakvatten som innehåller cesium-137 kommer att passera en god geologisk barriär innan det når någon brunn. Sådana geologiska barriärer behöver emellertid inte vara lika effektiva som dem för deponier eftersom volymerna aska där är många gånger större jämfört med geotekniska konstruktioner. En mindre mängd av lakvattnet bedöms komma ut i diken i samband med regn. Därvid kommer utspädning att ske och dessutom

kommer sådant vatten knappast att drickas, i vart fall inte förrän det passerat någon geologisk barriär eller späts ut ytterligare i någon sjö. Effektiva stråldoser till individ i kritisk grupp askor i vägar kan därför sannolikt jämföras med dem från askor i deponier.

Även för vägar och konstruktioner i vilka bottenaskor med högre hydraulisk permeabilitet ingår blir vattengenomträngningen låg. Merparten av vattnet rinner direkt ner i diken utan att komma i kontakt med aska. Exempel på detta Dåvavägen i Umeå med slaggrus där LTU och SGI gör omfattande miljöundersökningar. Bottenaskor har generellt lägre halt ^{137}Cs än flygaskor, enstaka mätvärden kan dock överstiga 0,5 kBq/kg. I många konstruktioner finns särskilda dränagesystem, vilket dels innebär att kontroll av funktionen lätt kan utföras, dels att dränagevattnet kan omhändertas på lämpligt sätt. Detta är normalt fallet inom stadsplanerat område.

Vissa systemfrågor

En första fråga vid alla systemanalyser och analyser av risker är vad det är för system som man skall studera. Särskilt viktig är frågan om avgränsning som styr vad som är interna och externa händelser med mera.

SSI har utgått ifrån att askan uppkommer som mer eller mindre ett avfall och att det står värmeverket helt fritt att välja vad man skall göra med askan. Detta är också den förutsättning som tillämpats i samband med analysen ovan. Vissa av de principer som legat till grund för dosangivelserna kan dock diskuteras.

Först skall emellertid konstateras att de grundläggande strålskyddskriterier som SSI tillämpar har en mycket solid grund. Det är inte bara det att de återfinns / får stöd i strålskyddslagen och strålskyddsförordningen samt i EU-lagstiftningen, utan också att det med stöd av bland annat ICRP utvecklats kriterier med vars hjälp omfattande hälsoproblem¹⁶ i samband med strålning har funnit sin lösning.

Detta hindrar dock inte att det i det aktuella fallet finns vissa konflikter med andra miljö- och hushållningsaspekter samt även med gränsdragning till den ”naturliga” bakgrundsstrålningen.

Som ett exempel på de kopplingar som finns kan nämnas användning av grot (GROT = grenar och toppar). Det är stamveden som skogsbonden tjänar pengar på och intäkten för grot ligger på marginalen. Om grotten ligger nära väg, skogsbonden råkar ha lämplig utrustning för grot-forsling, skogsbonden råkar ha tid och priset råkar vara inte alltför lågt vid den tid som grottet uppstår (grot är färskvara) så kan det bli så att grottet flisas och skickas till värmeverk. I annat fall blir grenar och toppar liggande i skogen. Vid modernt skogsbruk har dessa delvis grov dimension och multnar endast långsamt, kanske inom loppet av 5 – 20 år.

¹⁶ Detta avser förhållandena för några decennier sedan.

I den begränsade snabblick i litteraturen som kunnat göras inom ramen för detta uppdrag har (som också nämnts ovan) framkommit¹⁷ att cesium binds ganska hårt till biomassa¹⁸. Därför kommer grotet antagligen att ligga och stråla på ”jägaren” under lång tid. Detta kan ge högre dos jämfört med askåterföring där ju askan kan tänkas tränga ner i marken och strålningen skämmas.

Om man även inkluderar effekten av ökad nertransport av ”jungfruligt” nedfall samt gynnsammare kalium/cesium förhållande kan det i stället tänkas handla om att totaldosen till individ i kritisk grupp i stället reduceras. Reduktionen blir störst för dem som är värst drabbade av nedfallet.

Om nettoeffekten över huvud taget blir någon ökning av den orala dosen går inte att säga generellt eftersom tillförsel av aska mycket väl kan ge en minskning av upptaget av sådant cesium-137 som fanns i marken innan askan återfördes.

I till exempel MKB-sammanhang skall man identifiera nollalternativ och jämföra med olika åtgärder. Om att lämna kvar grotet i skogen skulle ses som ett nollalternativ så framstår återföring som något som kanske inte har några negativa effekter alls ur strålskyddssynpunkt, eller att effekterna rentav kan vara positiva i vissa fall.

SSI har emellertid valt att betrakta individdos som något isolerat som beror enbart av askåterföringen. Däremot anger SSI (i sin Rapport 1998:15) att det är av intresse ur dosoptimeringssynpunkt att jämföra den uteblivna extern dosen från det som avverkas med den från återföring av aska. I rapporten anges att dessa är lika. Detta gäller emellertid bara initialt. Efter ett tag när askan tagit sig ner i marken ger detta upphov till självskärmning och man får en alltmer reducerad strålning. Detta sker relativt raskt eftersom halveringstiden är fyra år, jämför ovan.

Det är otillfredsställande med skyddsprinciper som innebär att effekter ur individdossynpunkt skall bedömas tvärtom jämfört med dem för optimering, och det är stötande om en förändring som egentligen innebär lägre dos ändå skall bedömas som om dosen blev högre.

Det är viktigt i sammanhanget att beakta behovet av styrmedel samt de effekter som olika regler och betraktelsesätt kan tänkas ha. (Det är ju sådant som gjort strålskyddsarbetet så framgångsrikt historiskt sett). Därför finns det anledning att analysera potentiella motsättningar gentemot andra miljömål samt potential för synergier med dessa.

Det är längesedan som skogsfolket såg skogen som en som en ”engångsresurs”. Avverkning och återplantering hänger intimt samman. Ett liknande synsätt håller också på att utveckla sig när det gäller återföring till skogsmark av de näringsämnen som man bortför i samband med avverkningen.

¹⁷ Brune D et al. Radiation at home, outdoors and in the workplace. Scandinavian Science Publishers 2001, sidan 213.

¹⁸ Detta kontrasterar i viss mån mot andra uppgifter om kort biologisk halveringstid vid oralt intag för människa samt SSI:s uppgifter om hög lakbarhet i aska.

När det gäller jordmaterial¹⁹ är den tiden förbi när det mesta materialet för geotekniska konstruktioner togs från våra grusåsar. I dag tas huvuddelen från bergtäkter. I framtiden blir det kanske mest återvinningsmaterial, och i vart fall är dessa på en mycket stark frammarsch för närvarande. Det är viktigt att inse att jordmaterial normalt inte används som ”utfyllnad” utan för geotekniska konstruktioner med givna krav i varje enskilt fall med avseende på en rad funktioner.

Inom båda dessa områden görs för närvarande mycket stora insatser för återvinning och återanvändning. Potentialen är stor eftersom det sammantaget genereras uppemot en miljon ton askmaterial av olika slag per år, varav 20 – 40 % direkt berörs.

Det finns också en potential att i framtiden utnyttja de askor som i dag är olämpliga på grund av ett högt innehåll av cesium-137. Att mellanlagra aska för avklingning kan göras relativt enkelt med tillgänglig teknik. En sådan mellanlagring bedöms ge ungefär samma bidrag till kollektivdosen som deponering. Efter lagring i 50 – 100 år innehåller askan bara 30 – 10 % av sin ursprungliga aktivitet och borde då kunna användas, naturligtvis under förutsättning att askan i fråga är lämplig i övrigt.

Mellanlagring under tider som går över en generation reser frågor kring generationers ansvar i förhållande till varandra. Sådana frågor har studerats bland annat inom ramen för det svenska kärnavfallsprogrammet men går utanför ramen för denna PM.

Det är viktigt att konstatera att dessa återvinningsprinciper i väsentliga delar står i samklang med fundamentala strålskyddsprinciper. Det är naturligtvis i grunden positivt att tillämpa sådana tekniker som i sig inte ger upphov till strålning utan i stället skapar förutsättningar för att fastlägga radionuklider till dess att de avklingat. Det är också positivt att återvinning och återanvändning aldrig kan innebära något nettotillskott av radionuklider. Ett annat positivt konstaterande är att det finns verktyg i form av system- och riskanalys med vars hjälp olika typer av doser kan uppskattas även för mycket komplexa och omfattande system, samt att detta möjliggör jämförelser mellan olika handlingsalternativ. Som exempel på sådana jämförelser kan nämnas kvarlämnande av grot jämfört med askåterföring, samt användning av aska i geotekniska konstruktioner och med detta sammanhängande fastläggning tills avklingning skett alternativt exponering till individ i kritisk grupp från kontaminerat brunnsvatten.

Om miljömål

SSI har på sin hemsida en del information om det sjätte miljömålet som är ”säker strålmiljö”. Detta är ett miljömål bland 15 stycken. Därför är det viktigt att identifiera och hantera eventuella konflikter mellan dessa mål.

¹⁹ Beteckningen ”jordmaterial” inkluderar grus och sand och kontrasterar mot begreppen sten och berg.

Av intresse i sammanhanget är miljömål 15 som är ”god bebyggd miljö”. Här finns följande delmål:

4 Uttag av naturgrus (2010)

2010 ska uttaget av naturgrus i landet vara högst 12 miljoner ton per år och andelen återanvänt material utgöra minst 15 procent av ballastanvändningen.

5 Minskning av avfallsmängder (2005)

Mängden deponerat avfall exklusive gruvavfall ska minska med minst 50 procent till år 2005 räknat från 1994 års nivå, samtidigt som den totala mängden genererat avfall inte ökar.

Det är viktigt att SSI:s regler utformas på ett sådant sätt att miljömålet ”säker strålmiljö” kan uppfyllas utan att uppfyllandet av övriga miljömål onödigtvis försvåras.

Om jordbruksmark

I återremissutgåvan anges att aska²⁰ innehållande mer än 0,5 kBq/kg cesium-137 ”inte får spridas eller blandas i åkermark eller blandas i övrig jord som används eller kan komma att användas för odling av livsmedel”. Detta innebär att skogsmark eller energigröda på vilken aska återförts aldrig får användas för produktion av livsmedel.

I praktiken innebär detta ett totalförbud mot spridning på jordbruksmark eftersom del flesta askor antagligen innehåller mer än 0,5 kBq/kg cesium-137. Vidare innebär det stora problem för framförallt odlare av energiskog. Om dessa återför aska har de därmed ”brännmärkt” sin mark för all framtid för jordbruksändamål. Konsekvensen av detta är rimligen att odlare av biobränslen avstår från askåterföring.

Sådana allvarliga konsekvenser samt den underliggande mycket stränga tilltänkta regleringen korresponderar enligt SSI:s egna analyser inte mot något motsvarande strålskyddsproblem.

Spridning av aska i givor som är drygt sex gånger högre än enligt Skogsstyrelsens bestämmelser ger enligt SSI:s rapport 2002:06 för den gröda som ger den högsta dosen (potatis) en effektiv dos till individ som uppgår till 0,005 mSv/år. För givor som får användas inom skogsbruket svarar detta mot en tiondel av gränsvärdet som uppgår till 0,01 mSv/år. Detta gäller det första året efter spridning när dosen blir som högst.

Dessutom kan någon storskalig omklassning av mark med återförd aska till jordbruksmark knappast vara att vänta av olika skäl.

Någon reglering med avseende på omklassning till jordbruksmark framstår därför inte som angelägen. Om sådan ändå skall göras torde en avsiktsförklaring

²⁰ Med aska avses i återremissen ”aska som innehåller trädaska”

ge avsett resultat utan att innebära några större nackdelar, d v s avsikten med återföring / spridning av aska skall vara att gynna tillväxten hos skog eller energigröda.

Vad gäller gränser för spridning av aska på jordbruksmark finns en asymmetri mellan å ena sidan de gränser för aska på jordbruksmark som SSI ställer upp i återremissutgåvan och dem som redan finns för spridning av avloppsslam för samma syfte. Till skillnad från vad fallet är i återremissutgåvan (såvitt känt för författaren) baseras värdet för slam enligt SSI:s rapport 1998:15 på en särskild utredning. Ingen anledning har kunnat identifieras till varför aktivitet i aska ur strålskyddssynpunkt skulle kunna vara farligare än samma aktivitet i slam. Därför borde summan av aktivitet i slam och i aska kunna ingå i det tak som hittills har gällt enbart för slam, vilket uppgår till 20 kBq/kg TS.

Resultat och slutsatser

Denna miniutredning har resulterat i följande slutsatser

- SSI:s allmänna ansats är rimlig. Det är lämpligt att SSI tillämpar den möjlighet man har till undantag från ansökan i varje enskilt fall så snart halten cesium-137 i aska går över 10 kBq/kg (jämför bilagan i Strålskyddsförordningen SFS 1988:293).
- Fördjupade system- och riskanalyser kan sannolikt visa att doser till individ från askåterföring är en bråkdel av dem som legat till grund för utformningen av återremissutgåvan
- För geotekniska anläggningar ger SSI:s externstrålningsvillkor i kombination med riskbedömning och riskanalys en god och effektiv grund för säkerställande av att alla strålskyddskriterier innehålls.
- Mot bakgrund av de lägre doserna samt mot att anläggningsinnehavare inte får mixtra med askor och bränslen är en gräns på 10 kBq/kg tillfyllest.
- Denna högre gräns möjliggör användning av strålningsmätare som inte är gammaspecifika vilket innebär effektivare mätningar, bättre kontroll och praktisk möjlighet att alltid skicka askor som ligger över gränsen till deponi²¹.
- Någon lägre gräns behövs inte (under två förutsättningar vilka ges i nästföljande två punkter)
- Återföring av aska skall göras med avsikten att åstadkomma tillväxt i skogs- eller energigröda

²¹ Hela resonemanget bakom denna slutsats har inte redovisats i huvudtexten utan komplettering sker i denna not. Det naturliga aktivitetsinnehållet i aska uppgår till minst ca 2 – 3 kBq/kg som är värdet för kalium. Eftersom detta varierar kraftigt i askor går det knappast att mäta halten cesium-137 med mindre än att nuklidspecifika mätningar görs om gränsen för cesium-137 ligger på 5 kBq/kg. Mätningarna måste göras på plats eftersom det inte är praktiskt att lagra ett antal poster aska i avvaktan på besked från laboratorium. Om gränsen i stället är 10 kBq/kg finns ofta en god marginal till den naturliga strålningen varför förenklade mätningar med icke gammaspecifik utrustning kan användas i det absoluta flertalet fall.

- Utnyttjande av aska i geotekniska anläggningar skall göras efter det att riskbedömning respektive riskanalys utförts för att säkerställa att risken i samband med oralt intag hålls låg
- För att möjliggöra användning av riskbedömningar bör generiska säkerhetsanalyser utföras.
- Frågan om generisk MKB liknande Skogsstyrelsens förslås diskuteras
- Likartade principer bör tillämpas för olika doser och ”processsystemets” omfattning bör vara densamma
- Det är stötande om totalt sett lägre dos ändå räknas som högre
- Det är viktigt att reglerna styr åt rätt håll, till exempel att dosberäkningarna avser ett tillräckligt stort system
- Olika miljömål skall kunna uppfyllas samtidigt.
- Om SSI väljer att hålla fast vid de krav som ställs enligt återremissutgåvan bör en väl tilltagen anpassningstid bestämmas.
- Branschen kan göra följande för att skydda individer samt sänka kollektivdoser:
 - Ligga steget före med utredningar, generiska analyser m m
 - Ha en strategi / policy för god strålmiljö
 - Identifiera vilka åtgärder som är effektivast för att reducera dos
 - Utfärda handböcker – eller motsvarande – som beskriver hur man praktiskt bör gå till väga
 - Handlingsplaner i varje anläggning, del i det systematiska arbetsmiljöarbetet samt ständig förbättring.
- Strålskyddsreglerna bör vidare utgå från den helhetssyn som redovisas i Miljöbalken och som också innebär full harmonisering med aspekter som andra myndigheter har ansvar för. I detta ingår insikten om att återföring och återanvändning inte innebär att miljöstörande ämnen lagras upp i naturen.
- Att binda cesium en bit ner i marken (om detta är möjligt) kan visa sig vara ett bra sätt att oskadliggöra det på eftersom det avklingar med en halveringstid på 30 år och hinner bara till en mindre del att tas upp i nästa generation skog.

Tekedo AB

Rolf Sjöblom