SOU

1998:68

Ur KB:s samlingar
Digitaliserad år 2015
KUNGL. BIBLIOTEKET
National Library of Sweden

kärnavfallsområdet 1998

KASAM
STATENS RÅD FÖR KÄRNAVFALLSFRÅGOR
Swedish National Council for Nuclear Waste

SOU

1998:68

Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1998

KASAM

STATENS RÅD FÖR KÄRNAVFALLSFRÅGOR

Swedish National Council for Nuclear Waste

Ref KB Occ
SOU
1998:68

Statens offentliga utredningar
1998:68
Miljödepartementet

Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1998

Rapport av Statens råd för kärnavfallsfrågor (KASAM)
Stockholm 1998

SOU och Ds kan köpas från Fritzes kundtjänst. För remissutsändningar av SOU och Ds svarar Fritzes Offentliga Publikationer på uppdrag av Regeringskansliets förvaltningsavdelning.

Beställningsadress: Fritzes kundtjänst
106 47 Stockholm
Orderfax: 08-690 91 91
Ordertel: 08-690 91 90
E-post: fritzes.order@liber.se
Internet: www.fritzes.se

Omslag: "Landskap", textil av Maria Triller
Foto Tord Lund.

NORSTEDTS TRYCKERI AB
Stockholm 1998

ISBN 91-38-20933-0
ISSN 0375-250X

Innehåll

Förord		1
Sammanfattning		3
1.	**Det etiska ansvarets räckvidd i tiden**	9
2.	**Har vi en tydlig beslutsprocess?**	27
3.	**Radioaktiva utsläpp och radioaktivt avfall från annan energiproduktion än kärnkraft**	51
4.	**Transporter av använt kärnbränsle till djupförvar**	83
5.	**Säkerhetsanalysen av slutförvaringen**	99
6.	**Sprickor i berg**	119
7.	**Mikroorganismernas inverkan på ett djupförvar för använt kärnbränsle**	129
8.	**Rivning av kärntekniska anläggningar**	139
9.	**Internationell översikt**	171
10.	**EUs forskningsprogram**	179
11.	**Kan Sverige tvingas ta emot utländskt kärnavfall för slutförvaring?**	185

Förord

Denna rapport om kunskapsläget på kärnavfallsområdet är den sjätte i serien av kunskapslägesrapporter från KASAM till regeringen. De tidigare rapporterna publicerades genom Allmänna Förlaget år 1986 (ISBN 91-38 09767-2), år 1987 (ISBN 91-38-009938-1), år 1989 (ISBN 91-38-12264-2), år 1992 (ISBN 91-38-12749-0) och år 1995 (ISBN 91-38-13952-9, SOU 1995:50).

Var och en av KASAMs kunskapslägesrapporter kan naturligtvis inte ge en heltäckande bild av kunskapsläget inom hela det relevanta området. KASAM försöker istället vid varje utgivningstillfälle att behandla ett antal frågeställningar som på något sätt har aktualitet i debatten och för vilka det kan finnas behov av en korrekt och samtidigt lättillgänglig översikt. Som målgrupp för kunskapslägesrapporterna - utöver den officiella mottagaren som är regeringen - ser KASAM inte minst politiker och allmänhet i kommuner som berörs av lokaliseringsprocessen för ett djupförvar för det använda kärnbränslet, miljöorganisationer och andra som har ett intresse för kärnavfallsfrågan.

För underlaget till de olika kapitlen har följande personer svarat:

Kapitel 1:	Anne-Marie Thunberg, KASAM
Kapitel 2:	Kjell Andersson, Karinta-Konsult (KASAM) och Olof Söderberg, Nationell samordnare på kärnavfallsområdet (M1996:C)
Kapitel 3:	Bengt Erlandsson, Lunds universitet, Robert Hedvall, Studsvik Radwaste och Sören Mattsson, KASAM
Kapitel 4:	Lennart Devell, MSE-Konsult
Kapitel 5:	Nils Rydell, KASAM
Kapitel 6:	Johan Berglund,GeoMap West och Jimmy Stigh, KASAM
Kapitel 7:	Eva-Lena Tullborg, Terralogica AB och Jimmy Stigh, KASAM
Kapitel 8:	Shankar Menon, Menon Consulting AB
Kapitel 9:	Kjell Andersson, Karinta-Konsult (KASAM)
Kapitel 10:	Kjell Andersson, Karinta-Konsult (KASAM)
Kapitel 11:	Olof Söderberg, Nationell samordnare på kärnavfallsområdet (M1996:C)

KASAM har f.n. (våren 1998) följande sammansättning:

Ledamöter
Camilla Odhnoff, fil. dr, f.d. landshövding (ordf.),
Rolf Sandström, prof. (materialteknologi) (vice ordf.)
Göran Andersson, prof. (elektriska energisystem)
Britt-Marie Drottz Sjöberg, prof. (socialpsykologi)
Willis Forsling, prof. (oorganisk kemi)
Gert Knutsson, prof. (hydrogeologi)
Sören Mattsson, prof. (radiofysik)
Anneli Salo, fil. lic., f.d. avd. dir. (omgivningsstrålskydd)
Jimmy Stigh, prof. (geologi)
Anne-Marie Thunberg, teol. dr (etik)
Lotta Westerhäll, prof. (offentlig rätt)

Sakkunnig
Olof Söderberg, fil. dr, överdirektör

Expert
Nils Rydell, civ. ing., f.d. överingenjör

Sekreterare
Tor Leif Andersson, docent

Konsulter
Kjell Andersson, fil. dr
Harald Åhagen, ingenjör

Direktadress till KASAMs sekretariat: Vitriskestigen 5, 611 63 NYKÖPING
tel 0155 - 21 54 40; fax 0155 -21 06 32

KASAM överlämnar härmed sin kunskapslägesrapport för 1998 till regeringen.

Stockholm i maj 1998

Camilla Odhnoff
Ordf., KASAM

Sammanfattning

Kärnavfallsfrågan har kommit att fungera som en symbolfråga för hur dagens generation tar ansvar för de långsiktiga följderna av människans påverkan överhuvud på miljön. Men hur långt in i framtiden kan vi trovärdigt ta ansvar? Finns det en tidsmässig gräns för vårt moraliska ansvar? Hur agerar vi trovärdigt i nuet utifrån dagens insikt om de långsiktiga konsekvenserna av våra handlingar?

Detta är nyckelfrågorna i **kapitel 1** Det etiska ansvarets räckvidd i tiden. De belyses mot bakgrund av KASAMs tidiga bearbetning och ställningstagande redan 1987 och den rika internationella debatt som kom något senare i tiden. Kort tecknas två huvudlinjer i sökandet efter övergripande principer. Den ena betonar rättvis fördelning mellan generationer av risker och bördor, den andra följer en lika möjligheter-princip med tyngdpunkt på rättvis resursfördelning med utrymme för handlingsfrihet för kommande generationer.

För båda linjerna uppstår dock stora svårigheter, när man skall ta steget över till konkreta handlingsstrategier i nuet. Osäkerhetsproblemen visar sig i det långa tidsperspektivet vara stora och aktualiserar frågan om den demokratiska trovärdigheten i de beslut vi idag fattar. Beslutsunderlagets trovärdighet minskar ju längre in i framtiden det sträcker sig. Språnget i tiden är för långt mellan beslut och åtgärder och den avlägsna framtid vi gör utfästelser mot. Med hjälp av begrepp som "en kedja av generationer" och "rullande nu" eller ansvarsöverförande mellan generationer kan dock detta för trovärdigheten avgörande tidsintervall överbryggas.

En viktig slutsats kan sammanfattas med följande. Vi har ett ansvar att söka den optimala lösningen utifrån de kunskaper vi har idag. Eftersom våra kunskaper om den långsiktiga utvecklingen av förvaret är ofullständiga, blir bedömningen av konsekvenserna av vår lösning osäker. Därför skall vi välja en lösning som är så öppen att den lämnar handlingsutrymme åt framtida generationer. Det finns dock ofrånkomligen brytpunkter i tiden, både för värdet av en bevarad handlingsfrihet och för vårt ansvar för konsekvenserna av vårt handlande. Vår moraliska ansvarsmöjlighet avtar i en glidande skala över tid.

I **kapitel 2** behandlas beslutsprocessen. KASAM anordnade - tillsammans med Nationelle samordnaren på kärnavfallsområdet - ett seminarium i Umeå den 8-10 april 1997 med syftet att i en bredare krets diskutera beslutsprocessen. I kapitlet ges en sammanfattning av intrycken från seminariet och från den fortsatta diskussionen därefter. KASAM konstaterar att under senare år åtskilligt i be-

slutsprocessen tydliggjorts, bl.a. genom regeringsbeslut. Ytterligare preciseringar är dock nödvändiga, särskilt beträffande valet av platser för platsundersökningar. Detta skede i platsvalet är av största betydelse för aktuella kommuner. Det framgår bl.a. av olika regeringsbeslut att SKB måste göra en omfattande redovisning. Denna skall bl.a. omfatta platsvalskriterier och en systemanalys med redovisning av metodfrågan. Det är dock oklart hur denna redovisning skall granskas, vilken roll myndigheterna skall ha i denna granskning och efter vilka principer valet av platser skall göras.

Därefter följer tre kapitel som behandlar temat **Riskjämförelser och Säkerhetsanalys.**

Kapitel 3 ger en beskrivning av hur radioaktivt avfall uppkommer inom olika delar av energisektorn, alltså inte bara inom kärnenergisektorn. Kärnkraftindustrins utsläpp av radioaktiva ämnen, stråldoser och avfallsproblem är väl kända och diskuterade. De radiologiska problemen i samband med oljeutvinning är mindre uppmärksammade i Sverige, i första hand beroende på att vi inte har någon egen sådan verksamhet. Stråldoserna till personalen från avlagringar i rörledningar och cisterner av naturligt radioaktiva ämnen, som har sitt ursprung i berggrund och havsvatten, kan bli betydande och nödvändiggör regelbunden rensning, vilken ger upphov till ett låg- och medelaktivt avfall, som ibland behöver tas om hand för lagring på land. Vattenkraftens radiologiska påverkan är främst förknippad med radonproblemen i underjordsutrymmen, vilket på samma sätt som för övrigt inomhus- och underjordsarbete måste åtgärdas med förbättrad ventilation. Förbränning av biobränslen ger under normala förhållanden upphov till mindre utsläpp av naturligt radioaktiva ämnen, större för torv än för ved (flis). Sedan biosfären kontaminerats med radioaktivt nedfall från stormakternas kärnvapenprov i atmosfären, har utsläppen ökat. Nedfallet från Tjernobyl har gjort att biobränsle från vissa områden i landet nu innehåller så höga ^{137}Cs halter att askan måste omhändertas på särskilt iordningställda deponier. Liknande typer av deponier används redan när det gäller aska från kol. För kolaskan motiveras detta i första hand av innehållet av giftiga tungmetaller m.m.

Kapitel 4 ägnas området transport av använt kärnbränsle. Transporter av tämligen nybestrålat använt kärnbränsle från kärnkraftverken i Barsebäck, Forsmark och Ringhals till mellanlagret CLAB (som ligger på Simpevarp-halvön alldeles intill kärnkraftverket där) har gjorts under en lång följd av år med fartyget Sigyn. Dessa transporter har inte tilldragit sig något större intresse från allmänheten och de har också genomförts utan några tillbud eller missöden. KASAM har uppfattat att när man nu börjar diskutera ev. transporter på land av använt kärnbränsle - inkapslat för djupförvar - från en framtida inkapslingsanläggning till ett framtida

djupförvar, som kan komma att ligga vid kusten eller i inlandet, så märks en rädsla och osäkerhet inte minst bland politiker och övriga invånare i kommuner som kan komma att beröras av sådana transporter. KASAM vill med detta kapitel försöka ge en nyanserad bild av vad som rimligen skulle kunna hända vid sådana transporter och vilka risker det skulle kunna innebära för invånare som bor eller vistas längs transportvägen. Den slutsats som dras är att riskerna för att allmänheten skall skadas av dessa transporter vad gäller joniserande strålning är obetydliga. Dock är det fråga om mycket tunga transporter med fordonsvikter runt 100 ton, som ställer krav på ett bärkraftigt vägnät. En risk som endast berörs marginellt i kapitlet är risken för invasion av demonstranter. Inte minst nyligen inträffade händelser i Tyskland visar att landtransporter av använt kärnbränsle är mycket sårbara för angrepp från olika organisationer som vill föra en kamp mot en fortsatt användning av kärnkraft och att massiva polisuppbåd har krävts för att man skulle kunna genomföra de planerade transporterna. I Sverige har vi hittills inte haft några sådana aktioner, kanske delvis därför att vårt transportsystem för använt kärnbränsle är sjöburet.

Kapitel 5 ger en sammanfattning av ett par KASAM-seminarier som hölls under 1997 med syfte att överbrygga klyftan mellan å ena sidan kravet på fullständighet och vetenskaplig stringens i redovisningen av säkerhetsanalyserna inför fackmyndigheternas prövning av tillståndsansökningar och å andra sidan kravet på begriplighet för dem som utan egna fackkunskaper vill bilda sig en egen uppfattning om slutförvarets säkerhet. I kapitlet behandlas säkerhetsanalysens användning i olika skeden av arbetet med att konstruera ett säkert slutförvar, den metod man använder för att analysera den framtida utvecklingen av förvaret och säkerhetsanalysens innehåll. Bl.a. konstateras att den senaste utformningen av bränslekapseln innebär att de tidigare analyserna av de tillverkade barriärerna inte längre är relevanta. Det fortsatta arbetet med säkerhetsanalysen diskuteras mot bakgrund av de krav SKI ställer på säkerhetsanalysen inför de kommande tillståndsprövningarna.

Nästa avdelning i rapporten består av två kapitel som har anknytning till området **Kunskap om berget**.

Det första av dessa båda kapitel - **kapitel 6** - ger en beskrivning av området sprickor i berg. Kunskapen på detta område har ökat mycket under senare år och därtill har inställningen till sprickornas betydelse genomgått en förändring genom åren. Under kärnavfallsprogrammets första år var intresset för ett "sprickfritt berg" mycket stort men efterhand har man insett att ett lagom mycket uppsprucket berg och ett djupförvar som är omgivet av sprickzoner i vilka rörelser i berggrunden kan tas upp kan vara mera eftersträvansvärt. I stor skala bör

berggrunden runt ett förvar ta upp och fördela eventuella framtida spänningsförändringar utan att skapa helt nya spricksystem. Man har konstaterat att en stor del av de sprickor och deformationszoner man finner i berggrunden idag är reaktiverade, d.v.s. det har skett en rörelse i dem vid olika tillfällen. Dagens storskaliga system av sprick- och deformationszoner är bildat för flera hundra miljoner år sedan.

Kapitel 7 handlar om bakterier. På senare tid har man fått ökad kunskap om bakterier som finns i mycket djupa grundvatten och hur dessa eventuellt kan påverka den kemiska miljön runt en kopparkapsel i ett KBS3-förvar och därmed utgöra ett hot mot ett sådant förvar. Sulfatreducerande bakterier kan omvandla sulfat till sulfid. Höga sulfidhalter i kapselns omedelbara närhet ökar korrosionsrisken och bör därför undvikas. Tillgängliga forskningsresultat tyder dock på att den bakteriella aktiviteten innanför bentoniten kommer att vara mycket låg på grund av låg tillgång till vatten.

Kapitel 8 handlar om rivning av kärnkraftverk. I takt med att kärnkraftverk uppnår sin "pensionsålder" kommer de att tas ur drift och därefter rivas. Av de ca 440 kärnkraftverk som enligt IAEA var i drift år 1995 kommer ca 370 att uppnå 40 års ålder under perioden 2010 - 2030. Runt om i världen pågår ett intensivt utvecklingsarbete vad gäller teknik för att riva kärnkraftverk och för att återställa platser där kärnkraftverk varit belägna till s.k."green field conditions", d.v.s. att återställa markområdena i samma skick som de hade innan kraftverken byggdes. Även friklassning av skrot från kärnkraftindustrin är ett intressant - om än kontroversiellt - ämne som behandlas i detta kapitel.

Rapporten avslutas med tre kapitel inom området **Kärnavfall och kärnavfallsforskning i andra länder.**

En översikt av verksamheten på kärnavfallsområdet i fyra länder (Finland, Storbritannien, Frankrike och Kanada) ges i **kapitel 9**. I dessafyra länder tillämpas olika procedurer för miljökonsekevensbedömningar och allmänhetens medverkan i metodval och platsval. Den senaste tidens händelser kan ge betydelsefulla lärdomar för svensk del. Således har kärnavfallsprogrammen i Kanada och Storbritannien rönt motgångar i metodvärdering och platsval, medan platsvalsprogrammen i Finland och Frankrike uppvisar betydande framsteg. KASAM drar slutsatsen att statsmakternas ansvarstagande och lokalbefolkningens faktiska möjligheter till insyn och påverkan är två viktiga faktorer för kärnavfallsprogrammets trovärdighet och resultat.

En separat redogörelse för den forskning inom kärnavfallsområdet som bedrivs i EU-regi, ges i **kapitel 10**. KASAM noterar att det svenska deltagandet i fjärde ramprogrammet är lågt, även med hänsyn tagen till det faktum att Sverige

blev medlem relativt sent. KASAM konstaterar med tillfredsställelse att Sverige genom KTH har hand om koordinationen av forskningsområdet "Påverkan av acceleratorbaserad teknik på kärnsäkerheten". Därigenom får svenska forskare tillgång till medel för forskning som leder till ökad kunskap om transmutation. Generellt sett har det svenska kärnavfallsprogrammet - som drivs av SKB - kommit långt i jämförelse med de flesta EU-länders program. I sammanhanget bör även nämnas det internationella samarbetet vid Äspölaboratoriet som sker utanför EU-programmet. KASAM menar dock att industri och myndigheter har goda skäl att stimulera till ett ökat svenskt deltagande i det femte ramprogrammet, som nu inleds. Redan de större möjligheterna till påverkan, som detta skulle medföra, och de forskningsmedel som EU har till förfogande är skäl nog för en sådan inriktning. Förutsättningarna för att utforma bra forskningsprojekt i samarbete med andra EU-länder bör också öka genom den inriktning som nu kan skönjas med bl.a. insatser gällande riskvärdering och former för allmänhetens deltagande i härtill hörande beslutsprocesser.

Rapporten avslutas med ett kapitel - **kapitel 11** - om eventuell deponering av utländskt kärnavfall i Sverige. Frågor ställs ofta om Sverige skulle kunna tvingas att ta emot utländskt kärnavfall för slutlig förvaring i Sverige eller om vi själva skulle kunna skicka vårt avfall utomlands. Kapitlet ger klara besked på vad lagar och bestämmelser säger beträffande detta, både vad avser den svenska lagstiftningen och EU-lagstiftningen. Genomgången visar att svensk lagstiftning innehåller en principiellt grundad bestämmelse om förbud mot slutförvaring i Sverige av utländskt kärnavfall, att motsvarande synsätt finns i andra EU-stater med betydande kärnkraftproduktion, att det - i samband med Sveriges anslutning till EU - har klarlagts att de svenska lagreglerna är förenliga med EUs regelsystem, att en internationell konvention som undertecknades hösten 1997 tydligt erkänner varje stats rätt att själv besluta om import av utländskt använt kärnbränsle och radioaktivt avfall till sitt territorium samt att både EG-kommissionen och Rådet har uppfattningen att det finns möjligheter till frivilligt samarbete mellan medlemsländer om slutligt omhändertagande av radioaktivt avfall.

1. Det etiska ansvarets räckvidd i tiden

Hur tar vi i nuet trovärdigt ansvar för åtgärder och beslut, vilkas konsekvenser sträcker sig så långt in i framtiden, att vi totalt har lämnat den mänskliga tidsskalan? Finns det en tidsmässig gräns för vårt moraliska ansvar? Hur fastställer vi i så fall denna utan att vi samtidigt avsäger oss vårt ansvar för framtida konsekvenser och så att vi i nuet kan agera med framtidsansvaret inbyggt i våra åtgärder? Ungefär så kan de övergripande frågorna för detta kapitel formuleras.

Frågorna är ingalunda nya. KASAM har för sin del levt med dem alltsedan sin första rapport om kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1986. Internationellt har de också alltmer kommit att stå i fokus för debatten såväl om hur dagens generation tar sitt ansvar för kärnavfallet som mera allmänt om vårt ansvar för de långsiktiga följderna av människans påverkan överhuvud på miljön. Det finns nu ett så rikt material att en analyserande översikt av detta naturligt hör hemma i en rapport om kunskapsläget på kärnavfallsområdet. De grundläggande etiska ansvarsfrågorna utgör numera en integrerad del av arbetet på att finna en framkomlig väg att hantera kärnavfallet.

Genombrottet för ett sådant synsätt är dock till tiden något senare än KASAM:s första och principiellt grundläggande bearbetning, varför det är naturligt att börja med en kort sammanfattning av huvuddragen i denna. Därefter vidgar vi perspektivet genom att ta upp den bredare etiska diskurs, som utgjort bakgrunden också för KASAM, för att sedan kort teckna övergripande principer, såsom dessa utformats i olika sammanhang. Vi möter här två huvudlinjer. Enligt den ena ligger betoningen på en *rättvis fördelning mellan generationer av risker och bördor*. Den andra följer en *lika möjligheter-princip* med betoning av en rättvis resursfördelning över generationer, inriktad också på att ge utrymme för handlingsfrihet.

Båda linjerna hamnar dock i stora svårigheter, när man skall omvandla principerna till en konkret handlingsstrategi. Ett huvudskäl är det långa tidsperspektivets osäkerhetsproblem, vilka ägnas ett särskilt avsnitt med tyngdpunkt på osäkerhet i olika tidsdimensioner. Slutavsnittet söker med hjälp av begreppen "en kedja av generationer" och "rullande nu" finna en ansvarslänk mellan nuet och framtiden, med vars hjälp vi kan skapa en trovärdig besluts- och åtgärdsprocess.

1.1 KASAM tidigt ute

Redan i rapporten "Kunskapsläget på kärnavfallsområdet" 1986 presenterade KASAM under rubriken "Slutförvar – inte enbart ett tekniskt-naturvetenskapligt-ekonomiskt problem" en ansats för att utifrån etiska utgångspunkter belysa slutförvaring av kärnavfall. Ansatsen rörde sig i spänningsfältet mellan vårt ansvar idag för de långsiktiga konsekvenserna och den osäkerhet om hur vi utövar det ansvar vi accepterat som vårt, som den långa tidsrymden skapar. Den prövades och utvecklades ytterligare vid det tvärvetenskapliga seminariet med temat *Etiskt handlande under osäkerhet* 1987, där en huvudfråga gällde vår generations ansvar för kärnavfallet i förhållande till kommande generationer.

Utan att här söka följa hela resonemangsräckan kan vi sammanfatta huvudleden i denna med följande. Vi står med ett absolut ansvar att hantera avfallet så att vi inte överför större risker på kommande generationer än vad vi själva är beredda att acceptera. Men eftersom vi inte kan överblicka samtliga framtida konsekvenser, präglas vårt ansvar av ett osäkerhetsdilemma: vi handlar med tanke på det långa tidsperspektivet under åtminstone viss osäkerhet. Därför måste vår systemlösning utformas under hänsyn till den ofrånkomliga osäkerheten. Möjlighet måste finnas att reparera och kontrollera.

Denna slutsats är dock inte bara ett försök att hantera ansvarets osäkerhetsdilemma. Den följer också av att KASAM redan 1986 hävdade att relationen till kommande generationer inte bara skall bestämmas av hänsyn till riskerna för liv, hälsa och miljö. Vi bör också på kommande generationer tillämpa samma människosyn som vi anser vara grundläggande för synen på oss själva och vårt ansvar. Enligt denna syn, som vi brukar beteckna som den humanistiska, framstår det som ett värde att också garantera kommande generationer samma rätt som oss själva till integritet, etisk frihet och ansvar. Vår bedömning av de framtida konsekvenserna av våra tekniska system måste även väga in denna rätt eller med en nyckelterm ge utrymme för *handlingsfrihet*. Handlingsfriheten som ett värde att väga in i vårt val av strategi får naturligtvis samtidigt ökad tyngd av dels osäkerheten, dels insikten om att varje tekniskt system är konstruerat av felbara människor.

Detta är kort bakgrunden till den dubbla slutsats det tvärvetenskapliga seminariet 1987 drog, känd som KASAM-principen: *Ett slutförvar bör utformas så att det dels gör kontroll och åtgärder onödiga, dels inte omöjliggör kontroll och åtgärder.* Med andra ord bör vår generation inte lägga ansvaret för slutförvaret på senare generationer, men bör å andra sidan inte heller beröva kommande generationer deras möjligheter att ta ansvar. Målsättningen formulerades alltså som

dubbel: Driftssäkerhet och reparerbarhet, kontroll obehövlig men samtidigt möjlig, förvar under säkra former, men också utrymme för förändring.

Med denna målsättning ifrågasattes också den dittills förhärskande synen att det är vår generations ansvar att finna en sådan lösning av avfallsproblemet att förvaret, efter att ha förslutits, inte kräver någon övervakning. Det måste dessutom, som en följd bl a av att KASAM betraktade handlingsfrihet som ett värde, stå kommande generationer fritt att använda avfallet som en resurs. Möjligheten till *återtagbarhet* ingick därmed i kravspecifikationen på förvarets utformning.

Målsättningen utformades under fullt bevarande av vår generations ansvar. Det handlade inte om att bortse från de långsiktiga konsekvenserna av vårt handlande idag eller om att frånhända dagens generation ansvar för dessa. Snarare var det, som framgick av den moralfilosofiska delen av ett senare seminarium med temat *Osäkerhet och beslut* 1990, fråga om att vid den för varje beslut nödvändiga konsekvensanalysen inte bara väga in framtida hälso- och miljörisker. Lika viktigt är att väga in också etiska ingångsvärden som värdet av att utöva ansvar, handlingsfrihet och autonomi, respekt för rättvisa och jämlikhet, värden som för övrigt ingår i vissa välfärdsteorier och i föreställningen om vad ett gott liv är. Konsekvenserna måste med andra ord även beräknas med medveten hänsyn till kommande generationers rätt att utveckla och tillämpa dessa.

Intressant nog visade den moralfilosofiska diskussionen vid seminariet 1990 att det då diskuterade och på nytt prövade värdet av framtida människors handlingsfrihet kan ingå som en viktig komponent i en nytto- och riskkalkyl. Den kan göra det *dels* i den kraft av det instrumentella värde denna princip kan ha – vår generation kan göra fel och kommande generationers handlingsfrihet kan ha värde som medel att undvika framtida skador. Möjlighet finns att reparera förvaret eller på annat sätt ta hand om eller använda avfallet. *Dels* kan den göra det i kraft av att den utgör ett värde i ett i vid mening gott liv.

Därmed är vi utifrån ett annat perspektiv åter i huvudlinjerna i ansatsen från 1986 och den fördjupade belysning denna fick vid det tvärvetenskapliga seminariet 1987. Senare diskussioner, inte minst på det internationella planet, har tillsammans med den fortsatta utvecklingen på kärnavfallsområdet, ytterligare fördjupat frågeställningarna. Men innan vi anknyter till detta material, bör först en övergripande aspekt läggas på det vidare etiska sammanhang, i vilket kärnavfallsfrågan ingår och som också, som redan antytts, utgjort ramen för KASAM:s tidiga ställningstaganden.

1.2 Framtidsetik - samtidighetsetik

Rubriken ovan anknyter nära till den tysk-amerikanske filosofen Hans Jonas' banbrytande arbete *Ansvarets princip. Utkast till en etik för den teknologiska civilisationen* (1973/1979, svensk utgåva 1994) och är medvetet något tillspetsad. Det är inte fråga om "från"–"till" utan med Hans Jonas om att etiken ställs inför "handlingar (om också inte längre det enskilda subjektets) med en exempellös kausal räckvidd i framtiden, åtföljda av ett förutvetande som likaså, hur ofullständigt det än är, går långt utöver allt tidigare" (s.19). Därtill kommer "fjärrverkningarnas storleksordning" och ofta också oåterkallelighet. Handlingarnas tids- och rumshorisonter har radikalt ökat.

Hur bygger vi i dagens ansvarstagande in framtidshorisonten? Hur hanterar vi att skifte av tyngdpunkt på främst individen som etiskt subjekt till samhället som tydligt ansvarssubjekt eller till offentlig etik med betoning av de långsiktiga konsekvenserna av vetenskap, teknisk utveckling och politiska beslut? Kan vi någonsin nå den grad av vetande som med Hans Jonas ord "i omfattning motsvarar våra handlingars kausala dimensioner"? Måste vi inte etiskt ta ställning också till en klyfta, som aldrig kan överbryggas, mellan vetandets förutsägande kraft och handlandets makt långt in i framtiden?

I frågor som dessa har vi inte i samma grad en etisk tradition att falla tillbaka på som när det gäller individens beteende i relation till andra i samtiden, utan befinner oss i stort sett på obearbetad etisk mark. Medvetenheten om det oundvikliga ansvaret för framtiden som en integrerad del av etiken kommer också relativt sent i tiden. Bl a den ökande miljömedvetenheten och det ekologiska tänkandets genombrott alltifrån 60-talet har spelat en avgörande roll. Inte minst speglas denna förändring i en växande litteratur, främst i USA, där begreppet *intergenerationell rättvisa*, dvs vårt ansvar för en rättvis fördelning mellan nu levande och framtida generationer, intar en central plats.

När det gäller den internationella diskussionen om förvar av kärnavfall är det uppenbart, att den roll principen om intergenerationell rättvisa under senare år kommit att spela har en klar anknytning till Världskommissionens för miljö och utveckling rapport *Vår gemensamma framtid*, 1987 (ibland kallad Brundtlandkommissionens rapport), och dess nyckelbegrepp *hållbar utveckling* samt senare FN-konferensen om Miljö och utveckling i Rio de Janeiro 1992. Det framgår tydligt av det gemensamma ställningstagande av Kommittén för radioaktivt avfall inom OECD:s kärnenergibyrå, som publicerades 1995, *The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal.*

Denna anknytning gör också att frågan om vårt ansvar för kärnavfallet tydligt sätts in i ett bredare miljöpolitiskt sammanhang. Kärnavfallet utgör en del av ett stort och allvarligt avfallsproblem, ja, av människans påverkan överhuvud på livsmiljön med tänkbara hotande ekologiska effekter som följd. Det är visserligen unikt genom den radioaktiva strålningsrisken men delar samtidigt med flera andra långlivade giftiga ämnen, t ex kvicksilver, det mycket långa tidsperspektivet. Samtidigt skiljer det sig från just exemplet kvicksilver genom att radioaktiviteten avklingar med olika halveringstider för olika ämnen.

I ett vidare perspektiv är de flesta överens om att vi behöver en bredare diskussion om etiska värderingar i relation till våra utsläpp till luft och vatten av främmande ämnen och de effekter för kommande generationer dessa kan ha. Här intar kärnenergins avfallsproblem en särställning genom sin fasta form av känd volym och direkt mätbara farlighet. Kärnavfallet har därför på ett positivt sätt blivit det område, där frågan om vårt ansvar i nuet konkret och påtagligt knyts samman med ansvaret för de tänkbara konsekvenserna av vårt handlande så långt in i framtiden att denna ligger bortom mänsklig föreställningsförmåga. *'Samtidighetsetik' och 'framtidsetik' sammanfaller.*

Därför är det inte överraskande att delfrågan kärnavfall modellmässigt tycks få stor betydelse genom att man just i relation till denna tvingas att medvetet väga in långsiktiga etiska aspekter. Det är med den som prövosten man ger sig i kast med att bryta ned övergripande principer i åtgärder och beslut idag utan att göra avkall på hänsynen till de långsiktiga konsekvenserna. I det arbetet framstår också alltmer den inledande frågan om hur vår generation fattar trovärdiga beslut med räckvidd långt in i framtiden som en nyckelfråga. Därför finns det anledning att först granskande aktualisera de viktigaste övergripande principerna.

1.3 Från principer till handlingsstrategi

Det finns en rad olika formuleringar, generella och mera specificerade, och med olika tyngdpunkter. IAEA (Internationella atomenergiorganet) fastslår i sina principer för hantering av radioaktivt avfall (Safety Series Nr 111:F, 1996) i den del som gäller *skydd för framtida generationer*, att "radioaktivt avfall skall hanteras på ett sådant sätt att förutsebar påverkan på framtida generationers hälsa inte överstiger idag acceptabla nivåer". Under rubriken *Bördor för framtida generationer*" heter det: "Radioaktivt avfall skall hanteras på ett sådant sätt att det inte lägger otillbörliga bördor på framtida generationer". Tyngdpunkten ligger här på uppgiften att *minimera* de risker och bördor, som överförs till kommande

generationer. Principen om intergenerationell rättvisa innebär här, vilket också framgår av kommentaren, att den generation som njuter fördelarna, också skall bära huvudansvaret för att skapa ett säkert förvar. Att bördor skulle utjämnas mellan generationer är uteslutet.

Det ovan nämnda OECD-dokumentet drar i stort sett samma slutsats, när det med bl a principen om intergenerationell rättvisa som etisk bas väljer strategi för en långsiktig hantering av kärnavfall. Även om man i sin analys av det svåra etiska problemkomplexet intergenerationell rättvisa är medveten om att "varje generation lämnar ett arv till framtiden, innefattande en blandning av bördor och förmåner" (s 12), är inriktningen klar. Sedd ur det ansvar som åvilar dagens generation leder principen om intergenerationell rättvisa till val av en strategi, vars huvudsyfte är att minimera "den resursanvändning och riskbörda, som överlämnas av den nuvarande generationen (vilken producerar avfallet) till kommande generationer" (s 12).

Både IAEA-principerna och OECD-dokumentet ligger tydligt på linje med en allmänt förekommande tolkning av Brundtlandkomissionens begrepp *hållbar utveckling* som etisk princip, i *Vår gemensamma framtid* (s 22) formulerad med orden en utveckling som "tillgodoser dagens behov utan att äventyra kommande generationers förmåga (ability) att tillgodose sina behov". Med hjälp av övriga i sammanhanget aktuella texter, bl a Rio-deklarationen om miljö och utveckling, 1992, har denna tolkats i termer av att intergenerationell rättvisa innebär att minimera överförandet av direkta och indirekta bördor för kommande generationer (se t ex Hans Berkhout i OECD-seminarierapporten *Environmental and ethical aspects of long-lived radioactive waste disposal*, 1995, s 123). Inte minst gäller detta "oåterkalleliga bördor", på vilka den i Rio-deklarationen fastslagna försiktighetsprincipen bör tillämpas. Enligt denna är tidiga insatser för att minska skadliga miljöeffekter att föredra och oåterkalleliga effekter skall helt undvikas. I flertalet fall är naturligtvis, konstateras det, radioaktiv förorening en oåterkallelig miljöeffekt.

Intergenerationell rättvisa handlar enligt de nu nämnda principerna huvudsakligen om *en rättvis risk- och bördefördelning mellan generationer,* så att varje generation söker bära konsekvenserna av de risker och bördor den genererar eller söker finna vägar att kompensera efterföljande generationer.

Det finns dock flera exempel på principkomplex med en vidare tolkning av intergenerationell rättvisa. Ett sådant ger Bayard L. Catron i sitt bidrag till den ovan nämnda OECD-seminarierapporten (s 134 ff). I en omformulering av Brundtlandkommissionen anges som huvudprincip: *"Ingen generation får (i onödan) beröva kommande generationer dessas möjlighet (opportunity) att åt-*

njuta samma grad av livskvalitet som vi själva har". Avgörande är naturligtvis hur det i principen viktiga begreppet livskvalitet tolkas. Catron hävdar för sin del att formuleringen är vald för att fastslå en *lika möjligheter-princip*, som inte ensidigt fokuserar tänkbara risker utan också väger in resurser och fördelar, vilket förutsätter hänsyn också till framtida generationers valmöjligheter och handlingsfrihet. Risker och fördelar kan inte helt åtskiljas och en strikt tidsgräns kan inte heller dras mellan generationer vad gäller hanteringen av de risker, som ingår i det arv som alltid är en blandning av risker och fördelar och som till kommande generationer just i denna oskiljbara blandning överför utvecklingsmöjligheter.

På det generella principplan där vi hittills rört oss förutsätts, oavsett tyngdpunkt, att dagens generation har ansvar för kommande generationer och därmed för det kärnavfall vi idag producerar. Båda huvudlinjerna ställs dock inför stora svårigheter, när principerna skall omsättas i handling och man konkret söker balansera risker och fördelar mellan generationer enligt principen om intergenerationell rättvisa. Olika metoder som kostnads/nytta-analys eller diskontering av kostnaderna har prövats men generellt avvisats som ohållbara över lång tid och när det gäller människors liv och hälsa i framtiden (se t ex i *OECD-seminarierapporten* Berkhof s 118 ff och Catron s 130 ff samt *OECD-dokumentet* s 17). Det är omöjligt att extrapolera alla nödvändiga faktorer så långt in i framtiden som krävs. Och även om man skulle kunna komplettera den allmänna principen om intergenerationell rättvisa med en tillämpningsprincip om kompensation för tänkbara risker, går det inte att beräkna värdet på längre sikt av en sådan kompensation.

Också de som sökt se hållbarhetsbegreppet och de kompletterande principerna om försiktighet och "förorenaren betalar" som en möjlighet att komma ur den återvändsgränd som kostnads/nytta-analys visat sig föra in i, råkar i svårigheter, när de söker dra konkreta slutsatser för det idag gängse huvudalternativet geologiskt slutförvar. Å ena sidan står det klart att den större delen av bördorna reduceras till ett minimum – bl a bärs den ekonomiska bördan av dagens generation eller nästa. Å andra sidan är tillslutet slutförvar en oåterkallelig miljöförändring och bör därför undvikas. Vidare skulle ett sådant förvar, konstruerat utan att förutsätta fortsatt mänsklig kontroll, omöjliggöra kommande generationers frihet att välja hur de vill hantera avfallet och i förlängningen äventyra tillgång till ännu outnyttjade resurser. Därför aktualiseras också alltmer frågan om möjligheten att återta avfallet i framtiden som nödvändig att studera och ta hänsyn till. Denna möjlighet finns f ö också inbyggd i IAEA:s principer för hantering av radioaktivt avfall, princip 5 om bördor på kommande generationer.

Även när försök gjorts att tillämpa hållbarhetsbegreppet på andra alternativ, visar det sig att det inte ger något entydigt utslag för val av den ena eller andra strategin. Vi ställs likväl inför uppgiften att balansera mellan fördelar av en viss strategi och det pris kommande generationer kan få betala för detta val. Frågan aktualiseras därmed, med vilken säkerhet vi kan uttala oss om de olika vikterna i den vågskål, som åtminstone bör väga jämnt, om principen om rättvisa mellan generationer skall tillämpas, alltså rättvisa åt både dagens och kommande generationer. Det handlar då inte bara om att söka en rätt balans med hänsyn till generationer långt in i framtiden mellan fördelar och bördor/risker utan också mellan dagens generation och närmast kommande.

Låt oss se om vi här har något att hämta från dem som sökt komma fram till mera specificerade principer. Ett sådant exempel ger den uppsättning principer som utarbetats av en arbetsgrupp inom ramen för The National Academy of Public Administration, NAPA, USA och US Department of Energy, DOE (*OECD-seminarierapporten,* s 134 ff). Övergripande är en klar förpliktelse mot framtida generationer, till vilka förhållandet bestäms med formuleringen *"Varje generation är god man (trustee) för kommande generationer"*. Granskar man de efterföljande principerna, finner man krav på företräde för nuet och den nära framtiden, dock med den insnävningen att det måste vara fråga om *vitala intressen* eller *grundläggande behov*. Följdriktigt försvagas också företräde för nuet så snart det är fråga om oåterkallelig skada eller hot om katastrofala effekter. Dock har långsiktiga hypotetiska risker lägre prioritet än nära i tiden liggande konkreta risker.

Det intressanta är inte så mycket principerna som sådana. Också de försätter oss i en rad definitionsproblem, t ex vad gäller vitala intressen och grundläggande behov. Det viktiga är i stället skälet till det företräde för nuet principerna utgår från: den svårighet att med anspråk på trovärdighet och legitimitet göra beräkningar av tänkbara effekter långt in i framtiden, som beror av våra begränsningar i form av bl a *osäkerhet* om framtiden när det gäller att balansera dagens behov mot behov i en avlägsen framtid. Den litteratur, som lett fram till NAPA/DOE-principerna, tycks räkna med en brytpunkt vid 100-150 år fram i tiden med innebörden att de etiska övervägandena blir annorlunda under denna tid än de som gäller längre fram i tiden. Motiveringen är bl a att vi under en sådan tidsperiod har åtminstone viss grund för att föreställa oss att de närmaste generationerna är tillräckligt lika oss för att vi skall kunna göra trovärdiga antaganden om deras prioriteringar och värderingar. Naturligtvis finns inte heller här någon entydig formel eller gräns, men vi har likväl fått anvisning om en möjlighet att ta ytterligare ett steg för att inringa denna artikels grundproblem. Men låt

oss först något granska nyckelfrågan om det långa tidsperspektivets osäkerhetsproblem.

1.4 Osäkerhetens olika tidsdimensioner

När KASAM:s tvärvetenskapliga seminarium om *Etiskt handlande under osäkerhet* 1987 analyserade det för seminariet centrala begreppet *osäkerhet* arbetade man med olika typer av osäkerhet i relation till skilda tidsdimensioner: den mänskliga, den samhälleliga, den biologiska och den geologiska. *Människan* är till vissa grundläggande egenskaper och kvaliteter märkligt konstant över tid, Till denna konstans hör att hon har vissa i sig inbyggda begränsningar, ofullkomligheter, och att vi därför alltid måste räkna med risken för mänskliga felhandlingar liksom med ofullständig kunskap. Dessa begränsningar utmärker varje av människor skapat system. De utgör naturligtvis en förblivande osäkerhetsfaktor och kan till sina verkningar inte valideras förrän i efterhand. Paradoxalt nog utgör därmed människans konstans en oförutsebar osäkerhet.

Går vi till *samhället* säger oss erfarenheten att vi rör oss med hög grad av osäkerhet och att förutsägelser i någon slags rimlig mening om framtida samhällen är omöjliga. Samhället är inte säkrare än de stabiliserande faktorer det förmår skapa inom sig i form av institutioner, kunskaps- och värderingsöverföring. Detta förhållande behöver dock inte vara något uteslutande negativt. Säkerhet om samhällsutvecklingen kan nämligen, som konstaterades vid seminariet 1987, vinnas endast till priset av att utvecklingen låses, förnyelsemöjligheterna täpps till, öppenhet ersätts av slutenhet och rigorös övervakning.

Övergår vi till att räkna i *biosfärtid* respektive *geologisk tid* blir tidsdimensionerna andra, för geologisk tid så radikalt annorlunda att vi vad gäller förändringstakten i berggrunden rör oss med en tideräkning bortom mänsklig föreställningsförmåga. Bedömningen av säkerhet/osäkerhet får därmed helt andra tidsdimensioner, mera jämförbara med den takt i vilken kärnbränslets radioaktivitet avklingar och med kravet på att hålla kärnavfallet isolerat från biosfären under en mycket längre tidsrymd än människans kända historia. Det är därför, som konstaterades i KASAM:S rapport *Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1995* (s 95), "självklart att de som skall slutförvara kärnbränsle söker den mest oföränderliga miljö för slutförvaringen av bränslet som står till förfogande", eller geologisk förvaring.

Tidsskalan för osäkerhet är alltså en helt annan, vilket dock inte betyder att osäkerheten är upphävd. Även mätt med det geologiska tidsmåttet är inga andra

uttalanden om säkerheten möjliga än de som arbetar med begrepp som riskantaganden och sannolikheter. Den helt annorlunda tidsskala som den geologiska tiden förutsätter kan dock vara förklaringen till att man i säkerhetsföreskrifter för avfallshanteringen med giltighet 10.000 år eller mera ansett sig kunna fastställa målsättningen att *enligt dagens normer skydda människans hälsa för den långa tid det radioaktiva avfallet kräver.* Den stabilitet vi geologiskt kan räkna med över extremt långa tidsperioder ligger, som Andrew C Kadak noterar i artikeln *An intergenerational approach to high-level waste disposal (Nuclear News July 1997)* bakom formuleringen av målsättningen. Den är också, vilket framgår av OECD-dokumentet, bestämmande för den internationella samsyn som idag råder om fördelarna med förvaring av långlivat radioaktivt avfall i djupa och stabila geologiska formationer. Om målsättningen behöver vi inte hysa någon tvekan, eftersom vi dels har rimligt säker kunskap om bergets stabilitet, dels tryggt bör kunna anta att morgondagens människa har samma toleransnivå för radioaktivitet som vi har idag.

Granskar vi den internationella diskussionen om säkerhet/osäkerhet i olika tidsperioder, kan vi också göra den intressanta iakttagelsen att man använder den relativa förutsägbarhet den långsamma geologiska tiden ger för att *upphäva* osäkerheter i andra tidsdimensioner. Om vår oförmåga att t ex förutsäga samhällets stabilitet och den osäkerhet, också på mycket kort sikt, det här är fråga om behöver vi inte bekymra oss, förutsatt att vi inriktar alla våra ansträngningar på att konstruera ett geologiskt förvar med riktmärket att detta skall uppfylla den långsiktiga målsättningen att inom ramen för den naturliga radioaktiviteten tillförsäkra framtida generationer samma skydd som idag.

Här ställs vi dock inför ett centralt problem, som Kadak i den ovan nämnda artikeln karakteriserat med formuleringen en *i tiden "språngvis" tillförlitlighet.* Den tillit till berget och dess egenskaper över extremt långa tidsperioder som vi har goda geologiska skäl att hysa som säkrast möjliga plats för vår tekniska konstruktion av ett förvarssystem lyfts in i nuet som en garant för att vi skall kunna uppfylla målsättningar med en räckvidd in i en framtid, om vilken osäkerheten i övrigt ökar ju mer vi avlägsnar oss från nuet. Problemet är *tidsintervallet* mellan beslut och förvarssystemets konstruktion och möjligheterna att utvärdera om de säkerhetsföreskrifter, som bygger på en förpliktelse mellan generationer att skydda framtida generationer enligt dagens normer, också kan uppfyllas. Kan överhuvudtaget en generation med anspråk på bevarad trovärdighet göra utfästelser, för vilkas tillförlitlighet den hämtar bevisen ur beräkningar om framtiden, antingen det är fråga om bergets egenskaper och/eller hållbarheten av förvarssystemets konstruktion? Har vi underskattat det tidsmässiga avståndsproblemet

med följd att vi i stället överbelastar dagens generationer med framtidsförpliktelser, när vi utsträcker dessa till utfästelser så långt in i framtiden, att alla våra beräkningar om det tänkbara utfallet måste rymma en rad osäkerheter? Finns det i så fall möjligheter att trovärdigt överbrygga detta utan att göra avkall på det ansvar vår generation har för det avfall vi producerar? Är det kanske ett grundfel att vi i våra bindande utfästelser och säkerhetsberäkningar sträckt oss alltför långt in i framtiden?

1.5 En kedja av generationer

Såväl internationell som svensk debatt och bearbetning av kärnavfallsproblematiken visar på en intressant förskjutning, som tydligt också kan avläsas i OECD-dokumentet från 1995. Uppmärksamheten har alltmer kommit att riktas på beslutsprocessen och trovärdigheten i denna med den räckvidd idag fattade beslut och åtgärder har långt in i framtiden. Förskjutningen förklaras inte bara av erfarenheterna av fortsatt forskning och teknisk utveckling, vilka lett till antaganden om en stegvis genomförandeprocess. Minst lika viktiga faktorer är dels den fördjupade etiska debatten, dels behovet av en demokratisk förankring av de beslut som måste fattas bl a vad gäller system- och platsval. Tyngdpunkten tycks därmed ha förskjutits bort från garantier om måluppfyllelsen långt in i en fjärran framtid av intergenerationell rättvisa till frågan om *hur vi idag fattar trovärdiga beslut utan att göra avkall på förpliktelsen mot framtida generationer men samtidigt inte göra anspråk på att kunna uppfylla mer än vi har trovärdigt underlag för.*

En nyckelfråga blir i detta perspektiv hur vi hanterar spänningen mellan det demokratiska kravet på trovärdighet och en förpliktelse in mot framtiden, vars alla konsekvenser vi inte kan överblicka. Ett viktigt bidrag till en belysning av denna fråga gav Lars Ingelstam i ett föredrag om *Accelerated Progress and Social Complexity. Reflexions on the Limits of Technology*vid Ingenjörsvetenskapsakademins konferens om transmutationstekniken 1997-10-24. Ingelstams utgångspunkt var nödvändigheten att söka en förståelse av komplexa tekniska system i dessas kulturella och sociala sammanhang. Vi bör för övrigt snarare i flertalet fall tala om socio-tekniska system. Förståelseproblemet är inte bara vetenskapligt utan också samhälleligt-demokratiskt och är i denna dimension en fråga om förtroende och trovärdighet, en fråga som blir särskilt tillspetsad, när socio-tekniska system planeras för att fungera under mycket lång tid framöver. Det radioaktiva avfallet är här ett typexempel men långt ifrån det enda.

Det finns, konstaterar Ingelstam, "en odiskutabel förbindelse mellan förståelsemöjlighet och demokrati. Den demokratiska styrformen vilar på två antaganden: att den vanlige medborgaren kan bilda sig en uppfattning om frågor som rör honom och hans framtid och att han tillräckligt väl kan förutse konsekvenserna av sina handlingar för att ta ansvar för dem. En analys av vårt högteknologiska specialistberoende och massmediapåverkade samhälle leder till starka tvivel." Det säger sig självt att förståelsemöjligheten och därmed förtroendet blir särskilt svår att nå när det gäller system, där det krävs en hög nivå av teknisk, endast för experter tillgänglig och specialiserad kunskap och dessutom tidsintervallet är långt mellan konstruktion och möjlighet att upptäcka om denna håller vad den har lovat eller är ett misslyckande. På grund av det långa tidsintervallet är det också uteslutet att demonstrera utfallet.

Frågan blir då om det finns en möjlighet att *överbrygga tidsintervallet* eller finna en länk mellan nu och framtid, så att förståelsemöjligheten och trovärdigheten kan bevaras även för komplexa socio-tekniska system, avsedda att fungera över lång tid men utan att vi kan demonstrera att de kommer att göra det utifrån de krav vi ställer på långsiktig säkerhet. Denna länk är, hävdar Ingelstam, *institutionell konstans*, varmed han menar nödvändigheten att i samhällets institutioner bygga in kontrollmekanismer för att kontinuerligt och med full insyn pröva, om man når de resultat som har utfästs. Detta förutsätter också kvaliteter som gör att man kan lita på att ansvarsförpliktelser uppfylls över tid, också över person- och generationsskiften.

Därför är, med en tidigare formulering ovan (avsnitt 1.4 Osäkerhet i olika tidsdimensioner), uppmärksamhet på de stabiliserande faktorer ett samhälle "förmår skapa inom sig i form av institutioner, kunskaps- och värderingsformer" lika nödvändig som inriktning på att utforma tekniska system med hänsyn till kravet på långsiktig säkerhet. Ännu har vi dock "begränsad kunskap om hur man utformar institutionella förhållanden som bevarar kvaliteten i future action" (Ingelstam, s 9) under bevarande av det öppna, demokratiska samhället. Samtidigt är denna väg den enda framkomliga, om vi med bevarad demokratisk trovärdighet i nuet vill hålla fast vid förpliktelsen mot framtida generationer.

Här kan vi dock falla tillbaka på ett tänkande som i överföringsprocessen av generella principer för rättvisa mellan generationer till trovärdigt konkret handlande i nuet på kärnavfallsområdet funnit ett begrepp som väl svarar mot Lars Ingelstams term institutionell konstans med innebörden att nuet och framtiden knyts samman av människor och institutioner som fungerar som bärare av förpliktelser och utvecklingsmöjligheter från generation till generation: *rullande nu*. Begreppet har skapats som ett försök att hantera det dilemma vi ställs inför

utifrån en ofrånkomlig insikt om de långsiktiga konsekvenserna av vårt handlande. Å ena sidan kan vi inte frånsäga oss ansvaret för dessa. Å den andra kan vi inte uppge att vi samtidigt har ett ansvar för att möta grundläggande förpliktelser mot dagens generation, bland annat den i en fungerande demokrati avgörande förståelsemöjligheten och den därmed sammanhängande trovärdigheten. En förutsättning för denna är ett beslutsunderlag, som gör att vi med rimlig säkerhet kan bedöma konsekvenserna.

Ofrånkomligt stöter vi här på en *tidsgräns*. Denna sätts av människors föreställningsförmåga – det som ligger bortom mänskliga mått kan människan inte heller förstå. Den sätts också av förhållandet att osäkerheterna i kunskapsunderlaget, till vilket också räknas möjligheterna att avgöra hållbarheten över tid i systemets tekniska konstruktion, ökar ju längre fram i tiden vi kommer. Beslutsunderlagets trovärdighetsgrad minskar så att säga över tid. Även vetenskapen har sin tidsmässiga trovärdighetsgräns. Detta innebär att vår ansvarsmöjlighet förändras med avståndet i tiden. *Det moraliska ansvaret avtar med andra ord i en glidande skala över tid.*

"Rullande nu"-konceptet tar hänsyn till detta genom att förutsätta en över tid löpande besluts- och testkedja och genom att i beslutsprocessen bygga in möjligheter dels att granska tidigare beslut, identifiera viktiga osäkerheter, för vilka ytterligare forskning krävs, dels att göra konstruktionsförbättringar under användande av senare förvärvad kunskap och erfarenhet. Dagens generation har ansvar att förse nästa generation med färdigheter, resurser och möjligheter att hantera också de problem dagens generation vidareför. På samma sätt är nästa generation förpliktad att göra detsamma för nästa och nästa... Nya generationer utvärderar det förflutnas politik genom att använda ny information och sina egna värderingar och prioriteringar.

En process av denna art, som fungerar som ett flöde mellan generationer, stämmer också väl med förutsättningarna för den tekniska utvecklingen, eller vad som i tillgängliga dokument ofta kallas *"den tekniska konstruktionstiden"*. För att trovärdigt bedöma säkerheten krävs en utvecklingsprocess med tid för test, forskning, där osäkerhet råder, konstruktionsförbättringar etc. Å ena sidan kan vi inte, bland annat med tanke på den långa tidshorisonten, låsa oss tekniskt. Å andra sidan måste vi ha en klar målsättning för konstruktionen. Därför måste vi ännu lämna öppet *när* och *om* den "rullande nu"-processen kommer till den punkt, då den förvarsmetod som idag betraktas som den optimala, och som det är vårt ansvar att utveckla, övergår till ett slutförvar eller alternativt det vi idag betraktar som avfall omvandlas till en resurs.

Denna öppenhet för olika framtida möjligheter ligger redan i de idémässiga förutsättningarna för det "rullande nu"-konceptet. Dessa går nämligen tillbaka på hur vi utifrån nuet kan föreställa oss vad rättvisa mellan generationer kräver av dagens generation, och därmed återvänder vi med andra formuleringar till de tankar som motiverade KASAM:s ställningstagande 1987. När filosofen John Rawls i sin klassiska bok *A Theory of Justice* (1971) söker fastställa principer för rättvisa använder han ett moraliskt filter som han kallar *okunnighetens slöja* (s 136 ff). Han föreslår att vi skall föreställa oss en situation i vilken vi måste fatta ett beslut om vilka principerna för ett rättvist samhälle är utan att veta exakt *vem* vi kommer att vara och *var* vi kommer att leva i samhället.

Rawls tillämpar samma tänkande på våra förpliktelser gentemot kommande generationer (s 284 ff, se också K.S. Shrader-Frechette, *Burying Uncertainty*, 1993, s 191 f). Vi vet inte vilken generation vi tillhör, inte heller hur samhället ser ut. Därför kan vi inte göra oss några andra trovärdiga föreställningar om framtidens människor och samhälle och deras prioriteringar än dem vi har om oss själva och vårt samhälle. Inte överraskande drar Rawls slutsatsen att "varje förnuftig människa – som inte vet till vilken generation, socialklass, begåvningsgrupp osv hon hör – accepterar principen om lika fördelning av risker, resurser och tillgångar som rättvis" över generationer. När han söker specificera vad detta innebär, utgår han från den övergripande principen om rättvisa i fördelning av möjligheter och fastställer en *tredelad uppgift* för dagens generation: 1) att åt eftervärlden bevara de vinster vår kultur och civilisation gjort; 2) att vidmakthålla våra rättvisa institutioner intakta samt 3) att till efterkommande överlämna ett större kapital, inneslutande mer kunskap och mer utvecklad teknologi än vad vi själva fått från tidigare generationer för att kompensera för vad vi förbrukat och bereda möjligheter till ett bättre liv i ett rättvisare samhälle än dagens. Vi kan med andra ord i en avlägsen framtid inte förutsäga vare sig tänkbar skada eller fördel av specifika åtgärder. Det bästa vi kan göra är därför att "provide for posterity" (förse kommande släkten) med vad vi själva har fått och samtidigt bevara så mycket handlingsfrihet som möjligt för framtida generationer.

Rawls' tankeexperiment för att fastställa dagens förpliktelser mot kommande generationer svarar väl mot idén om ett "rullande nu" och dess förutsättning av ett ansvarsöverförande mellan en kedja av generationer. Tyngdpunkten ligger på det nära ansvaret från generation till generation.

1.6 Slutsatser

Om vi slutligen prövar att dra några preliminära slutsatser kan de bli följande:

1) Ur ansvarssynpunkt är det med den kunskap dagens generation har om de långsiktiga konsekvenserna inte trovärdigt att vi förhåller oss passiva, t ex i avvaktan på framsteg eller för att invänta att idag osäker kunskap skall bli 'säker'. Vi kan inte inteckna eventuella förbättringar i framtiden, lika litet som våra beslut kan bygga på hypotetiska antaganden. Troligen kan vi inte heller göra anspråk på att kunna täcka samtliga kostnader– det förutsätter bl a antaganden om ekonomisk stabilitet. Samtidigt som satsningen på forskning och utveckling fortsätter, är det vårt ansvar att söka den idag optimala lösningen för att vinna en gradvis demonstration av hållbarheten i den tekniska konstruktionen i dess samspel med bergets egenskaper.

2) Den 'optimala lösning' vi idag väljer, mot bakgrund av ingående prövning av alternativ, behöver samtidigt vara en öppen lösning och lämna fritt rum åt generationer efter oss. Den övergång till användning av begreppet djupförvar i stället för slutförvar, som kan iakttas i alltfler aktuella dokument, förefaller därvid riktig.

3) Det beslut vi idag kan fatta och som ter sig oundgängligt med tanke på det ansvar som åvilar dagens generation är inget slutligt beslut utan ett led i en längre beslutskedja med inbyggda utvärderingsmöjligheter. Dock måste också dagens beslut bestämmas av att förvaret enligt det kunskapsunderlag vi nu har är rimligt säkert på lång sikt. Vi väljer förvarssystem, *som om* detta skulle kunna bli ett slutförvar men håller öppet för kommande generationer om det också blir det och erkänner därmed att det finns *en brytpunkt i tiden,* efter vilken vårt ansvar ändrar karaktär.

4) Ser vi förhållandet mellan generationer som en ansvarskedja behöver, som en oundgänglig del av vår insikt om i stort sett oförutsebara verkningar årtusenden framöver av vårt handlande, en helt annan uppmärksamhet än vad som hittills skett ägnas frågan om hur vi främjar stabiliserande faktorer i samhället i form av institutioner, överföring från generation till generation av kunskap, värderingar och ansvarsförpliktelser. Vi kan inte göra anspråk på att ta fullt ansvar för en framtid, som ligger utom vårt räckhåll föreställnings- och kunskaps- och tekniskt konstruktionsmässigt. I denna mening *avtar det ansvar som kan göra anspråk på trovärdighet med anståndet i tiden.* Det återstår ännu att utveckla de fulla konsekvenserna av detta.

Not:
Generationsbegreppet är svårdefinierat och olika definitioner och försök till avgränsningar förekommer. Med uttrycket dagens generation avses i artikeln nu levande 'generationer'. När det talas om förhållandet mellan dagens generation och framtida generationer förutsätts att generationerna är invävda i varandra utan möjlighet till en fast avgränsning. Utvecklingen fungerar som ett flöde från generation av risker, bördor, tillgångar och utvecklingsmöjligheter.

Referenser

Bayard L. Catron, Lawrence G. Boyer, Jennifer Grund, John Hartung, *The Problems of Intergenerational Equity* i C. Richrad Cothern, ed, *Handbok for Environmental Risk Decision Making: Values, Perceptions, and Ethics*, Chelsea, MI: Lewis Publishers, 1995.

Environmental and ethical aspects of long-lived rdioactive waste disposal. Proceeding of an International Workhop organised by the Nuclear Agency in cooperation with the Environment Directorate, Paris, 1-2 September 1994, OECD DOCUMENTS, 1995.

Etik och kärnavfall. Rapport från ett seminarium om etiskt handlande under osäkerhet i Stockholm den 8-9 september 1987, SKN Rapport 28, KASAM/Statens kärnbränslenämnd, mars 1988.

Lars Ingelstam, A*ccelerated Progress and Social Complexity. Reflexion on the Limits of Technology* (manus, 1997).

Hans Jonas, *Ansvarets princip. Utkast till en etik för den teknologiska civilisationen*, övers Per Carleheden, Daidalos 1991.

Andrew C. Kadak, *An Intergenerational approach to high-level waste disposal*, Nuclear News July 1997.

Osäkerhet och beslut. Rapport från ett seminarium om beslut under osäkerhet i anknytning till kärnavfallsfrågan på Hässelby slott, den 4-6 april 1990, SKN Rapport 45, Statens kärnbränslenämnd/KASAM, februari 1991.

John Rawls, *A Theory of Justice*, Harvard University Press 1971.

K.S. Shrader-Frechette, *Burying Uncertainty*, University of California Press, 1993.

The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal. A Collective opinion of the NEA Radioactive Waste Management Committee. OECD 1995.

The Principles of Radioactive Waste Management, Safety Serie No. 111:f, International Atomic Energy Agency, Wien 1995.

Vår gemensamma framtid. Världskommissionen för miljö och utveckling, Prisma/Tidens förlag 1988.

Löpande KASAM-rapporter.

2. Har vi en tydlig beslutsprocess?

Hur det använda kärnbränslet och det radioaktiva avfallet skall tas om hand är en komplicerad fråga med många vetenskapliga, tekniska, etiska och politiska aspekter. Beslutsprocessen sträcker sig över tiotals år, innehåller en kedja med en mängd viktiga beslutspunkter och involverar många aktörer med ofta skilda intressen. Frågans komplexitet och kontroversiella natur ställer extra höga krav på en öppen och tydlig beslutsprocess. I mars 1997 anordnade KASAM i samarbete med den Nationelle samordnaren på kärnavfallsområdet ett seminarium i Umeå om beslutsprocessen med ett brett deltagande bl.a. från SKB, myndigheter, kommuner och miljöorganisationer. Framställningen i detta kapitel bygger till stor del på dokumentation från detta seminarium, men också på annat material och KASAMs egna bedömningar. Seminariet i Umeå har dokumenterats i rapporten "Kärnavfall och Beslut", SOU 1997:180.

2.1 Olika sorters beslut

Man måste skilja mellan olika typer av "beslut". En särställning har de beslut som styrs av lagar och författningar. Sådana beslut innebär oftast att en myndighet efter ansökan ger tillstånd för en åtgärd eller en verksamhet. Andra beslut kan tas på mer informella grunder.

När det gäller tillkomsten av nya kärntekniska anläggningar finns de viktigaste reglerna i lagen (1984:3) om kärnteknisk verksamhet (KTL) och i lagen (1987:12) om hushållning med naturresurser (NRL). Också strålskyddslagen (1988:220) är central i sammanhanget, även om tillstånd att uppföra anläggningarna ges enligt KTL. Tillstånd behöver också sökas enligt andra lagar, i första hand plan- och bygglagen (1987:10), miljöskyddslagen (1969:387) och vattenlagen (1983:291). Regeringen har föreslagit (prop. 1997/98:45) att flera här aktuella lagar - dock inte KTL och strålskyddslagen - den 1 januari 1999 sammanförs i en ny miljöbalk. Förslag om följdlagstiftning till miljöbalken har också lagts fram (prop. 1997/98:90).

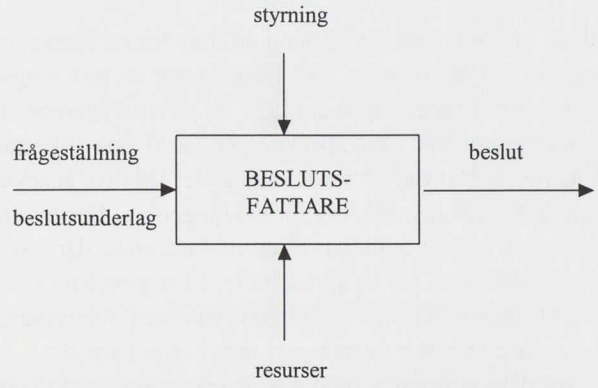
"Beslutsprocessen" innebär emellertid också att åtskilliga andra beslut av mindre formell karaktär behöver fattas. Det gäller beslut av alla inblandade parter, som SKB, tillsynsmyndigheter och kommuner. Det är naturligtvis inte möjligt, och inte heller önskvärt, att skapa detaljerade regler för hela denna be-

slutsprocess. Det är emellertid möjligt att identifiera några områden, där en ökad offentlig insyn - och därmed möjligheter till styrning - är önskvärd. Ett bra exempel på ett sådant område är frågorna om hur det skall gå till att välja ut platser för platsundersökningar (se nedan). Det bör tilläggas att den nuvarande ordningen med regeringens granskning av SKBs forsknings- och utvecklingsprogram utgör ett sätt för det allmänna att regelbundet få insyn i och inflytande över inriktningen av SKBs arbete.

När en beslutsprocess analyseras kan man använda den modell som visas i figur 2.1. Beslutsprocessen initieras av en ***frågeställning*** som kräver ett svar, ett ***beslut***. Till frågeställningen finns ett initialt ***beslutsunderlag***. För att förbättra beslutsunderlaget har beslutsfattaren "***resurser***" till förfogande i sin beslutsprocess. Dessa resurser kan vara intern eller extern utredningskapacitet eller andra medel som kan finnas till förfogande. Med ***styrning*** menas efter vilka regler eller principer beslutet tas. Det kan vara en viss lag eller mer informella principer som formulerats i ett tidigare skede.

Figur 2.2 åskådliggör vår "beslutsmodell" med exemplet drifttillstånd för en kärnteknisk anläggning, för vilken regeringen redan har givit tillstånd för uppförande. Det antas att regeringstillståndet innehåller som villkor att tillstånd för drift skall prövas av SKI enligt KTL och av SSI enligt strålsskyddslagen. Enligt vår modell styrs alltså beslutet av KTL och strålsskyddslagen. Resurser inför beslutet utgörs av SKIs och SSIs expertis, eventuellt kompletterad med konsulter. KASAM återkommer till beslutsmodellen i avsnitt 2.5.

På senare tid har miljökonsekvensbeskrivningar, MKB, alltmer aktualiserats som ett verktyg i beslutsprocessen. Det är viktigt att skilja mellan MKB som beslutsunderlag ("MKB-dokument") och som process ("MKB-förfarande"). Formella juridiska krav finns i Sverige endast när det gäller MKB som beslutsunderlag, däremot inte när det gäller MKB-förfarandet. Men viktiga aktörer (ibland används termen "parter") har på frivillig väg och i samarbete påbörjat MKB-förfaranden som syftar till att ge sökanden råd om innehållet i de MKB-dokument som skall ingå i kommande ansökningar. Det blir då ytterst viktigt att skilja mellan MKB-förfarandet och förfarandet vid prövning av ansökan. Parterna kan i MKB-processen vara överens om vad som är viktiga frågor att behandla i ansökan och ändå komma fram till olika uppfattningar om den ansökta anläggningen skall tillåtas eller ej.



Figur 2.1 : En beslutsmodell

Figur 2.2: Drifttillstånd för en kärnteknisk anläggning (en tillämpning av beslutsmodellen)

2.2 Den formella beslutsgången

De centrala lagarna vid prövning av tillstånd att uppföra en kärnteknisk anläggning är KTL och NRL. Här följer en kort beskrivning av prövningsförfarandet som det ser ut i dag. Det är regeringen som har att pröva frågan om tillstånd såväl enligt KTL som enligt NRL, men prövningen går till på olika sätt, även om samordning eftersträvas. När det gäller KTL-ärendet skickas ansökan till regeringen, som vidarebefordrar den till SKI för handläggning. Där kan man förutse en ingående granskning och ett omfattande remissförfarande, där SSI som ansvarig myndighet för strålskyddet har en särställning. Efter granskningen ger SKI en rekommendation till regeringen om beslut som kan vara tillstyrkan, tillstyrkan med villkor eller avslag. Därefter fattar regeringen beslut i ärendet.

NRL-ärendet handläggs inom miljödepartementet, som också ansvarar för remissförfarandet. Berörd kommun har här en särställning genom den kommunala vetorätten. Den frågan, och under vilka speciella förhållanden som regeringen kan utnyttja den s.k. vetoventilen (och således besluta om lokalisering mot kommunens vilja), behandlas senare i detta kapitel.

Tillstånd måste också sökas enligt ett antal andra lagar, av vilka miljöskyddslagen särskilt kan nämnas. Här har Koncessionsnämnden för miljöskydd en viktig roll, bl.a. därför att den ordnar med ett offentligt möte som en del av sin behandling av ärendet. Nämnden kan ge regeringen rekommendationer till villkor för tillstånd. Enligt miljöbalken kommer detta förfarande i huvudsak att tas över av en miljödomstol.

Samordningen av beredningen av tillstånd enligt olika tillämpliga lagar görs ytterst inom regeringskansliet. Av särskild betydelse är därvid samordningen av prövningarna enligt KTL och NRL. I ett beslut 1995-05-18 gjorde regeringen uttalanden om hur denna samordning bör gå till i praktiken vad gäller en detaljundersökning. Enligt beslutet finner regeringen det rimligt att kommunfullmäktige i berörd kommun får tillgång till SKIs och därmed även SSIs yttrande enligt KTL respektive strålskyddslagen före sitt ställningstagande till ansökan enligt 4 kap. NRL. Samordningen befrämjas också av en fungerande MKB-process, som kan ge ett sammanhållet beslutsunderlag för beslut enligt olika lagar. Detta ger bättre översikt för alla parter, inte minst för kommunen.

KASAM observerar att de senaste åren har inneburit en utveckling av beslutsprocessen i riktning mot ökade möjligheter till insyn och påverkan från berörda kommuner och allmänhet. Några inslag i denna utveckling är :

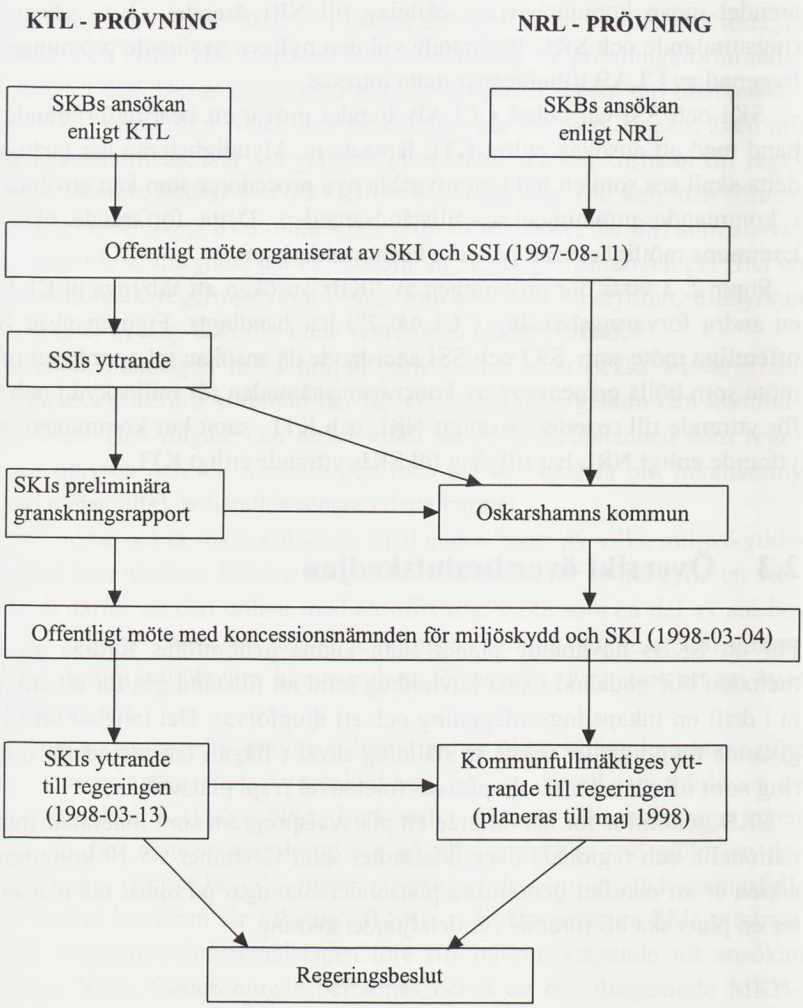
- Från kommunalt håll finns ett starkt intresse av att komma sist i beslutskedjan, vilket bl.a. innebär att man vill ha tillgång till SKIs ställningstagande i KTL-ärendet innan kommunen tar ställning till NRL-ärendet. Ovan nämnda regeringsuttalande och SKIs förfarande vid den nyligen avslutade prövningen av utbyggnad av CLAB tillmötesgår detta intresse.
- SKI och SSI har också i CLAB-ärendet prövat ett hearingförfarande i samband med att ansökan enligt KTL lämnats in. Myndigheterna har poängterat att detta skall ses som ett led i att utveckla nya procedurer som kan användas också i kommande prövningar av tillståndsärenden. Detta förfarande ökar berörd kommuns möjligheter att påverka beslutsunderlaget.

Figur 2. 3 visar hur prövningen av SKBs ansökan att få bygga ut CLAB med en andra förvaringsbassäng ("CLAB-2") har handlagts. Figuren visar bl.a. det offentliga möte som SKI och SSI anordnade då ansökan inkommit, ett offentligt möte som hölls gemensamt av koncessionsnämnden för miljöskydd och SKI inför yttrande till regeringen enligt NRL och KTL, samt hur kommunen inför sitt yttrande enligt NRL har tillgång till SKIs yttrande enligt KTL.

2.3 Översikt över beslutskedjan

För att SKBs nuvarande planer skall kunna genomföras fordras att KBS-3-metoden blir godkänd i sina huvuddrag samt att tillstånd ges för att anlägga och ta i drift en inkapslingsanläggning och ett djupförvar. Det innebär att tillståndsgivande myndigheter måste ta ställning såväl i frågan om metod för djupförvaring som till plats för ett djupförvar (metodval resp. platsval).

SKB genomför för närvarande ett platsvalsprogram som innefattar momenten nationella och regionala översiktsstudier samt förstudier i 5-10 kommuner. Avsikten är att därefter genomföra platsundersökningar på minst två platser, varefter en plats ska bli föremål för detaljundersökning.



Figur 2. 3: Handläggning av CLAB-2

SKBs arbete t.o.m. momentet platsundersökningar kräver inga formella beslut om tillstånd av någon statlig myndighet. Sådana tillstånd behövs först för att få genomföra en detaljundersökning. Enligt ett ställningstagande av regeringen 1995-05-18 skall en detaljundersökning betraktas som påbörjande av en kärnteknisk anläggning, och därför prövas enligt NRL och KTL. Den prövningen, som ger kommunerna en stark position bl.a. genom vetorätten, kommer alltså att ske enligt vad som framgått av avsnitt 2.2.

Att SKBs nuvarande arbete sker utan formellt beslutade tillstånd av myndigheter innebär emellertid ingalunda att verksamheten saknar insyn och styrmöjligheter från det allmännas sida. KTL innehåller bestämmelser med syfte att ge tillsynsmyndigheterna och regeringen insyn i och inflytande över den allmänna inriktningen av SKBs arbete. Bestämmelserna innebär bl.a. att SKB vart tredje år måste överlämna ett forsknings- och utvecklingsprogram till regeringen. Programmet granskas ingående av tillsynsmyndigheterna under medverkan av andra statliga myndigheter, universiteten, miljö- och naturskyddsorganisationer samt de länsstyrelser och kommuner som är direkt berörda av SKBs arbeten. Med utgångspunkt från rekommendationer av SKI och KASAM gör sedan regeringen, i ett särskilt beslut, sin bedömning av den allmänna inriktningen av SKBs arbete. Det förekommer även att regeringen uttalar sig om vissa konkreta inslag i SKBs program och planer. Dessa återkommande regeringsbeslut har i praktiken en styrande inverkan på SKBs fortsatt arbete.

I avsnitt 2.4 och 2.5 diskuteras mer i detalj sättet att fatta beslut i fråga om metodval resp. platsval. Det finns emellertid anledning att först översiktligt behandla frågan om i vilken ordning olika beslut bör tas. Inledningsvis bör framhållas att det i praktiken finns flera beslutsfattare som kan ha goda skäl att påverka ordningsföljden mellan olika beslut ("beslutskedjan"). Exempelvis kan regeringen uttala sig i anslutning till bedömningen av SKBs forsknings- och utvecklingsprogram. Vidare har kommunerna en stark position genom sin vetorätt i anslutning till prövning av en anläggning enligt NRL.

Det finns olika möjliga, delvis motsägande, principer för beslutskedjan. Man kan hävda att rent logiska skäl talar för att metodvalet måste komma först. Regeringen har i beslut 1995-05-18 sagt att metodvalet görs i samband med prövning av inkapslingsanläggningen. Detta skulle kunna leda till följande beslutsordning (alt 1):

1. Metod, Inkapslingsanläggning
2. Platsundersökningar (med bl.a. borrhålsundersökningar)
3. Detaljundersökning (med bl.a. undersökningsschakt på förvarsdjup).

En annan möjlighet, med samma principiella utgångspunkt är att beslut om metod, inkapslingsanläggning och platsundersökningar tas samtidigt (alt. 2):

1. Metod
   Inkapslingsanläggning
   Platsundersökningar
2. Detaljundersökning.

Man kan emellertid också åberopa logiska skäl för att tillstånd för en inkapslingsanläggning inte bör ges innan man vet att de kapslar som skall tillverkas där kan placeras i ett djupförvar. Följden kan då bli att beslut om metod, detaljundersökning och inkapslingsanläggning fattas samtidigt, dock inte innan platsundersökningarna är avslutade (alt. 3):

1. Platsundersökningar
2. Metod
   Detaljundersökning
   Inkapslingsanläggning.

En fjärde möjlighet är att beslut om metod och platsundersökningar fattas först vid ett tillfälle och därefter, vid ett annat tillfälle, fattas beslut om detaljundersökning och inkapslingsanläggning (alt. 4):

1. Metod, Platsundersökningar
2. Detaljundersökning
   Inkapslingsanläggning.

Alternativ 4 följer inte regeringens uttalande i maj 1995 att metodvalet skall göras i samband med prövning av inkapslingsanläggningen. Det finns emellertid varianter av alternativen 3 och 4, som i dagsläget synes kunna tillmötesgå olika krav som ställs på beslutsprocessen. En möjlighet som tycks ligga nära till hands är att myndigheterna eller regeringen uttalar sig om den systemanalys som SKB måste presentera före valet av platser för platsundersökningar, och som enligt regeringens beslut skall redovisa alternativ till KBS-3 (se avsnitt 2.5). Ett sådant ställningstagande, som skulle kunna göras i samband med granskningen av SKBs FUD-program 1998 eller 2001, skulle kunna följas av ett formellt god-

kännande av metod i anslutning till prövningen av tillstånd för uppförande av inkapslingsanläggningen.

Ett annat argument för att beslutskedjan bör följa alternativen 3 och 4 är att MKB ställer krav på att alternativa lokaliseringar måste redovisas också för inkapslingsanläggningen. Frågan har aktualiserats bl.a. av länsstyrelsen i Västerbottens län i granskningen av FUD-95. Alternativa lokaliseringar av inkapslingsanläggningen kan knappast konkretiseras innan det finns förslag till en plats för djupförvaret, eftersom huvudalternativet till Oskarshamn rimligen måste vara vid djupförvaret.

Det kan vara av intresse att se vad olika aktörer sagt i frågan. Oskarshamn har vid ett flertal tillfällen framfört att för kommunens vidkommande kan ett ställningstagande rörande en inkapslingsanläggning inte ske innan en ansökan om detaljundersökning av en plats för djupförvaret föreligger. Kommunen anser att detta är nödvändigt för att säkerställa att slutförvaring kan ordnas för kapslar med använt bränsle.

KI noterade i sitt yttrande över FUD-95 kravet från Oskarshamn att det "innebär att frågan om tillstånd att lokalisera och bygga inkapslingsanläggningen i kommunen inte kan prövas förrän platsundersökningarna är genomförda om det kommunala vetot skall respekteras". KASAM rekommenderade i sitt yttrande över FUD-95 att SKB modifierar sin tidsplan så att ansökan för lokalisering och uppförande av en inkapslingsanläggning och detaljundersökning av en kandidatplats för djupförvaret sker samtidigt. Regeringen berörde dock inte detta i sitt beslut.

2.4 Metodvalet

Innan vi försöker precisera dagsläget i metodfrågan kan det vara motiverat att återge några historiska "milstolpar".

Den s.k. villkorslagen som tillkom år 1977 krävde att reaktorägaren, innan en ny reaktor fick tillföras kärnbränsle, skulle visa hur och var en "helt säker" slutlig förvaring av det använda kärnbränslet kunde ske. Lagen erbjöd två alternativ för det använda kärnbränslet: upparbetning och slutförvaring av det högaktiva avfallet eller slutförvaring av kärnbränslet utan upparbetning. Kraftindustrin valde att basera de första tillståndsansökningarna enligt villkorslagen på det första alternativet.

När de två sista reaktorerna, Forsmark 3 och Oskarshamn 3, skulle startas hade upparbetningslinjen övergivits och kraftindustrin baserade sina ansökningar

om laddningstillstånd på att det använda bränslet skulle direktdeponeras utan upparbetning, enligt den s.k. KBS-3 metoden (1983). När regeringen beslutade om laddningstillstånd konstaterades att "den i KBS-3 rapporten redovisade metoden för hantering av och slutlig förvaring av använt kärnbränsle har visat sig vara godtagbar med hänsyn till säkerhet och strålskydd" (DsI 1984:19). Villkorslagen hade då ersatts med nya krav i KTL dels på "en metod som kan godtas med hänsyn till säkerhet och strålskydd", dels på ett program för forskning och utveckling.

Sedan dess har KBS-3 varit industrins huvudalternativ, något som uttryckligen har accepterats av myndigheter och regering i samband med granskningen av SKBs återkommande forsknings- och utvecklingsprogram . I detta sammanhang kan påpekas att det s.k. WP-Cave konceptet, som först utretts av dåvarande statens kärnbränslenämnd, SKN, övergavs av SKB som alternativ i samband med FoU-Program 89. I den s.k. PASS-rapporten (1992) jämförde SKB KBS-3 med andra alternativ (bl.a. djupa borrhål) och kom till slutsatsen att KBS-3 var det bästa alternativet av de undersökta. PASS-rapporten fick dock kritik av flera remissinstanser. Regeringen har också medverkat till att minska alternativbredden genom ett uttalande i beslut den 20 december 1990 om FoU-Program 89:

"de alternativ med djupa borrhål och långa deponeringstunnlar under Östersjöns botten, som SKB studerar, framstår enligt regeringens bedömning som mindre lämpliga som ett slutförvar."

Samtidigt har regeringen också vid flera tillfällen framhållit att metodvalet ännu inte är gjort och att SKB skall studera andra alternativ. Således framhöll regeringen i beslut den 16 december 1993 om FoU-Program 92 särskilt att SKB inte bör binda sig för någon specifik hanterings- och förvaringsmetod innan en samlad och ingående analys av tillhörande säkerhets- och strålskyddsfrågor redovisats. I ett beslut den 18 maj 1995, med anledning av att SKBs kompletterat FoU-Program 92, sade regeringen följande:

Regeringen konstaterar, med ledning av den redovisning som SKB nu har lämnat, att besluten enligt 4 kap. naturresurslagen och 5 § kärntekniklagen om uppförande av den planerade inkapslingsanläggningen kan komma att innebära stora bindningar med avseende på fortsatta hanterings- och förvaringsmetoder. Dessa beslut bör därför såvitt nu kan bedömas inte fattas innan en säkerhetsanalys av slutförvarssystemet i sin helhet redovisats och den planerade slutförvaringsmetoden kunnat visas lämplig.

Regeringen gjorde således en direkt koppling av metodvalet till beslut om uppförande av inkapslingsanläggningen, vilket också särskilt poängterades i en underlagspromemoria som togs fram inom miljödepartementet i anslutning till beslutet.

I beslut den 19 december 1996 om FUD-Program 95 uttalade regeringen följande med anknytning till metodval och alternativbredd:

SKB skall i sitt fortsatta forsknings- och utredningsarbete genomföra en systemanalys av hela slutförvarssystemet (inkapslingsanläggning, transporter och slutförvar). Denna systemanalys skall medge en samlad säkerhetsbedömning av hela slutförvarssystemet inklusive hur principer för säkerhet och strålskydd praktiskt tillämpas i säkerhetsanalysarbetet. I systemanalysen skall vidare ingå en redovisning av de alternativa lösningar till KBS-3 metoden som SKB redovisat i tidigare forskningsprogram eller som aktualiserats i internationella studier. Även olika varianter av KBS-3 metoden bör redovisas. I redovisningen skall vidare ingå konsekvenserna för det fall det planerade slutförvaret inte alls kommer till stånd (nollalternativet) liksom det pågående internationella arbetet med transmutation.

Nuläget beträffande metodvalet kan således sammanfattas på följande sätt:

- SKB har valt KBS-3 som huvudalternativ, vilket har accepterats av regering och myndigheter
- Regeringen har ställt vissa krav på SKB
  - SKB bör inte binda sig vid KBS-3 innan man har redovisat en systemanalys
  - Systemanalysen skall redovisa de alternativa lösningar till KBS-3 metoden som SKB redovisat i tidigare forskningsprogram eller som aktualiserats i internationella studier
  - Nollalternativet bör belysas mer ingående än vad som hittills skett
  - Forsknings- och utvecklingsarbete kring alternativet transmutation bör redovisas.
- Regeringen har uttalat att beslut om metod för djupförvaring tas i samband med prövning av ansökan att bygga en inkapslingsanläggning

I detta sammanhang bör påpekas att reglerna om upprättande av en MKB också innebär krav på att alternativ, inklusive ett nollalternativ, skall redovisas. Oavsett vad regeringen hittills har uttalat är det dock svårt att se hur en platsundersök-

ning skulle kunna påbörjas i en kommun om medborgarna inte har förtroende för SKBs metod. För att uppnå detta fordras rimligen att alternativ till SKBs huvudalternativ belysts tillräckligt ingående.

Det står sålunda klart att SKB nu måste prestera mer ingående redovisningar av alternativ till KBS-3-metoden. Sådana redovisningar kan komma att ingå i det forsknings- och utvecklingsprogram som SKB väntas redovisa i höst (FUD-Program 98). Det bör emellertid påpekas att regeringens beslut ger utrymme för olika tolkningar i fråga om hur ingående sådana redovisningar skall göras. Tre olika tolkningsmöjligheter ges i det följande (kombinationer av alternativen är också möjliga).

1. En sammanhållen teknisk redovisning baserad på redan gjort arbete av SKB och av andra
2. En komplettering med en ingående redovisning av en annan metod (eller flera metoder) plus nollalternativet
3. En fördjupad diskussion om etiska principer och värderingar för metodvalet.

Det första alternativet innebär inga nya insatser jämfört med vad SKB redovisat i sina planer. Det andra alternativet innebär att SKB gör mer ingående forsknings- och utredningsinsatser av teknisk karaktär för en alternativ metod (eller flera). Det tredje alternativet innebär en fördjupad diskussion mellan SKB och andra parter, inklusive en bredare allmänhet, om vilka etiska principersom bör ligga till grund för val av metod. Ett exempel på en etisk frågeställning som har bäring på metodfrågan är återtagbarhet och frågan om mänskligt intrång i ett förvar. En annan fråga kan gälla avvägning mellan de stråldoser som personalen skulle kunna få vid behandling av avfallet och doser till våra efterkommande, som är svårare att uppskatta särskilt för mycket långa tider.

Jämfört med de två första alternativen innebär alternativ 3 att ***styrningen*** av metodvalet kommer att göras mindre med tekniska och mer med etiska principer. Tillvägagångssättet skulle också innebära att allmänheten, företrädesvis i förstudiekommunerna, kunde utnyttja som en ***resurs***.

2.5 Platsvalet

SKBs program för platsvalet med översiktsstudier, förstudier (5-10 kommuner), platsundersökningar (minst 2 platser) och detaljundersökning på en plats är väl känt. När det gäller tillståndsproceduren inför en detaljundersökning klarlade regeringen i beslut 1995 att ansökan skall ses som en ansökan om att uppföra en

kärnteknisk anläggning. Med andra ord gäller det förfarande som beskrivits ovan i avsnitt 2.2.

KASAM fokuserar här på valet av platser för platsundersökningar, som den första beslutspunkten efter pågående förstudier. Man kan indela detta beslut i två steg. Det första steget är att SKB utifrån det underlag man samlat in från förstudierna väljer minst två platser där man önskar fortsätta med platsundersökningar. Det andra steget är att de berörda kommunerna tar ställning till SKBs val.

När det gäller det ***första steget*** har SKB redovisat ett relativt stort antal platsvalsfaktorer indelade i fyra grupper:

- Säkerhet
- Teknik
- Mark och miljö
- Samhällsaspekter

Flera remissinstanser har vid granskningen av FUD-95 efterlyst en precisering av dessa faktorer, vilket skulle tydliggöra vilken roll de kan spela i olika skeden av platsvalet. En fråga som omedelbart inställer sig är vilken betydelse säkerheten kommer att ha i de olika skedena. I MKB-Forum i Kalmar län har deltagarna enats om följande formulering (protokoll från sammanträde 1995-01-23):

- Översiktsstudier kan ge information om en kommun är olämplig, men har i övrigt mycket begränsad information i säkerhetsrelaterade frågor.
- Beträffande förstudierna kan man inte förvänta sig detaljerad information om säkerhetsrelaterade faktorer. Däremot ger en förstudie information om vilka områden inom en kommun, som kan ha gynnsamma säkerhetsmässiga förutsättningar eller om sådana områden saknas.
- Först vid en platsundersökning kan man få information för platsspecifika säkerhetsanalyser.

Resultatet av de förstudier som SKB genomför i olika kommuner är således att man identifierar ett antal områden som bedöms ha gynnsamma säkerhetsmässiga förutsättningar. För att få reda på om tillräckliga säkerhetsmässiga förutsättningar finns för att anlägga ett djupförvar behövs ytterligare undersökningar. Ett första steg är platsundersökningar, som enligt nuvarande planer skall genomföras på minst två platser.

Det är inte möjligt att basera valet av platser för dessa platsundersökningar på ytterligare bedömningar av platsernas säkerhetsmässiga förutsättningar. I stället blir det andra kriterier som blir avgörande för urvalet av platserna.

Det ***andra steget*** i urvalsförfarandet är att de berörda kommunerna tar ställning till SKBs förslag om att påbörja platsundersökningar. I praktiken torde det komma att röra sig om minst två kommuner. För dessa innebär detta steg i plats-

valet något av en paradox. Formellt sett är de beslut som måste fattas av ringa betydelse (möjligen kan det bli fråga om att ge tillstånd enligt plan- och bygglagen). Å andra sidan kommer kommunerna sannolikt att uppleva detta steg som mycket betydelsefullt. Man går från att vara en av flera (5-10) till att vara en av kanske två, och ganska omfattande geologiska undersökningar skall göras.

Vilka faktorer som kommer att vara avgörande i detta skede kan vara svårt att förutsäga. I grunden blir detta ett politiskt beslut i aktuella kommuner. Rimligen bör förstudiearbetet och den nationella samordningen underlätta för kommunerna att i ett tidigt skede precisera på vilka grunder ett sådant beslut skall tas. Förtroende för den valda metoden och tidig kännedom om SKBs platsvalskriterier kommer sannolikt att vara nödvändiga förutsättningar för att en kommun ska kunna ställa sig positiv till en platsundersökning.

De medel som kan ställas till kommunernas förfogande under förstudiearbetet kan delvis användas till bygga upp kunskaper inför ställningstagandet till platsundersökningar. En fråga gäller myndigheternas möjlighet att stödja kommunerna med bedömningar av säkerheten, vilket har efterfrågats. Myndigheterna har här att precisera vad man kan uttala sig om och hur detta kan ske med hänsyn till att de måste bevara sitt oberoende inför kommande prövningar enligt KTL. Enligt regeringsbeslut 1996 bör SKB, innan platsundersökningarna påbörjas, samråda med SKI och SSI om de förutsättningar som bör gälla för undersökningsarbetet.

KASAM har här berört några av de förutsättningar som gäller för valet av platser för platsundersökningar. Frågan behandlas också av det nationella MKB-Forum på kärnavfallsområdet som organiseras av Samordnaren. Uppenbarligen kommer beslutsunderlaget att bestå av gjorda förstudier, men också av översiktsstudier. Starka synpunkter har framförts av bl.a. KASAM, SKI och förstudiekommuner om att SKB måste precisera sina platsvalsfaktorer, ***och hur dessa skall användas***, inför denna del av platsvalet. Regeringen har ställt sig bakom dessa synpunkter. Regeringen har också i beslut 1996-12-19 ställt ytterligare krav på SKB inför valet av platser för platsundersökningar:

- SKB skall genomföra en systemanalys av hela slutförvarssystemet (inkapslingsanläggning, transporter och slutförvar). Systemanalysen skall också innehålla en redovisning av alternativa metoder (se avsnitt 2.4)
- SKB skall genomföra en säkerhetsanalys av slutförvarets långsiktiga säkerhet.

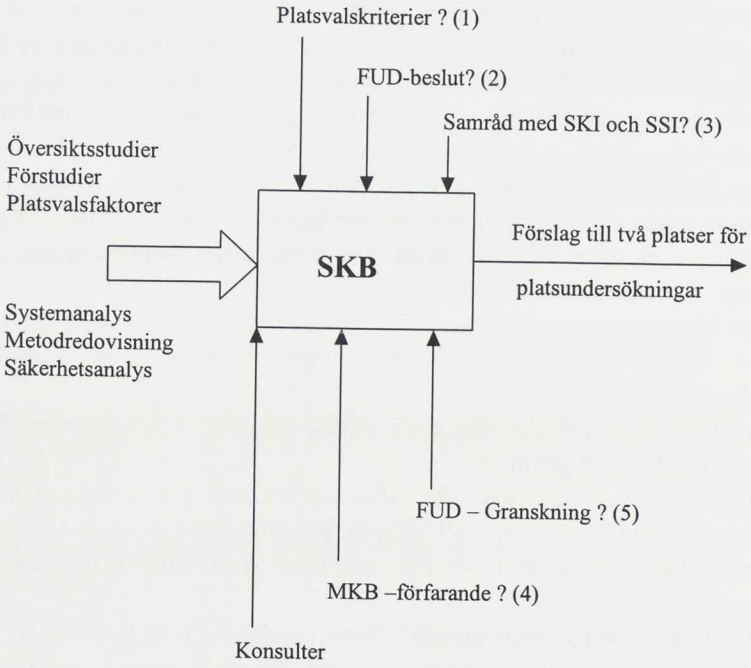
KASAM konstaterar att myndigheter och regering ställer krav på omfattande redovisningar inför valet av platser för platsundersökningar, och att systemanalysen skall ha en funktion också inför detta beslut (inte bara för ansökan om en inkapslingsanläggning). Betydelsen av detta förstärks av att SKI och SSI till stor

del har motiverat de "synpunkter" på SKBs kommande systemanalys de nu gemensamt har tagit fram (promemoria 1998-03-05) med att systemanalysen skall ingå i redovisningen inför platsundersökningarna. Dessa krav synes vara i överensstämmelse med beslutets betydelse, principiellt, ekonomiskt för SKB och politiskt för kommunerna i fråga. Samtidigt noterar KASAM att formerna för detta betydelsefulla beslut inte regleras i regeringsbeslut eller författningar.

Figur 2.4 a-b visar beslutet om val av platser för platsundersökningar med utgångspunkt från den beslutsmodell som beskrivs i avsnitt 2.1. Figur 2.4a visar det första steget, d.v.s. SKBs beslut att föreslå två platser. Frågetecknen i figuren föranleder följande kommentarer:

1. Med "platsvalskriterier" menas hur platsvalsfaktorerna skall användas i platsvalet. Enligt bl.a. KASAM, SKI och kommuner återstår det att visa hur detta skall göras.
2. Regeringen har möjlighet att genom beslut om SKBs FUD-program påverka hur platsvalet skall gå till.
3. Enligt regeringsbeslut i december 1996 bör SKB samråda med SKI och SSI om de förutsättningar som skall gälla för platsundersökningarna. Även om det inte står helt klart vad detta samråd innebär kan det indirekt komma att påverka urvalet av platser.
4. MKB-förfaranden på regional och nationell nivå kan ge SKB riktlinjer för hur underlaget för platsvalet skall redovisas, och kan därför närmast betraktas som en resurs för SKB (liksom för kommunerna, se nedan). Exakt hur dessa MKB-förfaranden kommer att utformas är dock oklart.
5. Enligt punkt 2 ovan kan regeringen använda FUD-förfarandet som ett styrmedel, men yttranden och remissunderlag kan också komma att tjäna som en resurs för SKB.

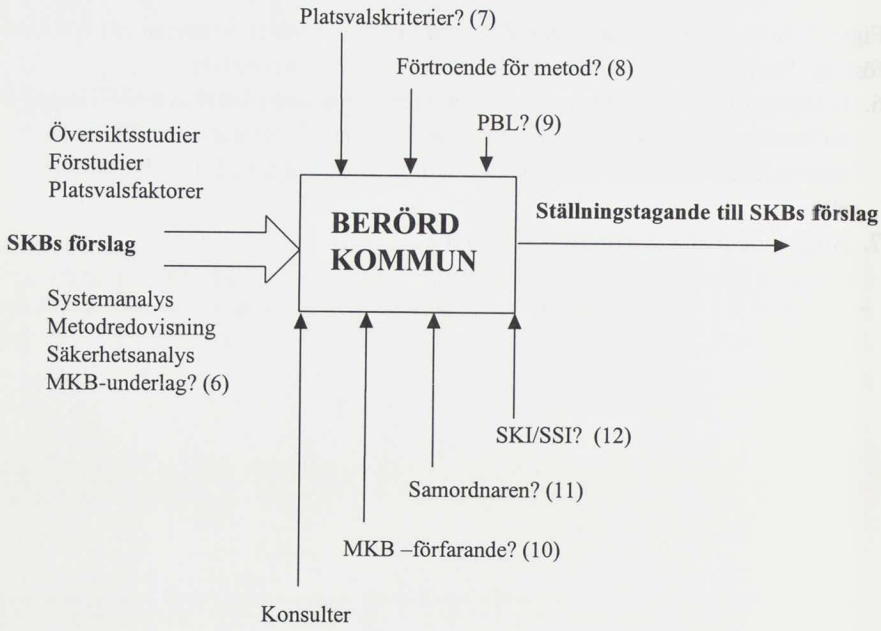
6.



Figur 2.4a: Valet av platser för platsundersökningar.
SKBs beslut att föreslå två platser

Figur 2.4b visar det andra steget, d.v.s. en kommuns ställningstagande till SKBs förslag. På motsvarande sätt leder detta till ett antal kommentarer:

6. Enligt punkt 4 ovan kan beslutsunderlaget komma att påverkas av MKB-förfarandet. MKB-Forum i Kalmar län har identifierat detta som ett mål för arbetet, men motsvarande uttalanden finns ännu inte från övriga kommuner eller län.
7. Angående platsvalskriterier, se punkt 1.



Figur 2.4b: Valet av platser för platsundersökningar.
En kommuns ställningstagande till SKBs förslag

8. En kommun kan inte förväntas ställa sig positiv till SKBs förslag om dess medborgare inte har förtroende för SKBs metod. Om så kommer att vara fallet kommer att bero av flera faktorer, bl.a. MKB-förfarande och SKBs metodredovisning.
9. Det finns inga krav i lagstiftningen på formella beslut av kommunen. Eventuellt kan det dock bli fråga om ett ärende enligt plan- och bygglagen.
10. MKB-förfarandet är en resurs för alla parter, särskilt för kommunerna. Hur detta kommer att ske är dock oklart.
11. Den nationelle samordnaren skall främja informationsutbytet mellan förstu diekommunerna, och är därför en resurs närmast för kommunerna i platsvalsprocessen. Samordnarens program är dock ännu i ett inledande skede och det är för tidigt att bedöma vilken funktion det praktiska arbetet kommer att få.

12. Kommuner efterfrågar SKIs och SSIs kompetens i platsvalsprocessen och de deltar i olika MKB-förfaranden. Myndigheternas roll i detta skede av platsvalsprocessen, och särskilt hur de skall förhålla sig till SKBs förslag, är dock med tanke på deras behov av en oberoende ställning i förhållande till SKB inte preciserad.

2.6 MKB-processen

Som redan poängterats är kärnavfallsfrågan mycket komplex till innehållet, den förutsedda beslutsprocessen lång och med många medverkande aktörer med olika intressen. Särskilt i denna typ av frågor kan en väl fungerande MKB-process vara ett utmärkt hjälpmedel att få fram bra beslutsunderlag. Regeringen har uppmärksammat detta och bl.a. i beslut 1995-05-18 pekat på länsstyrelsernas roll i sammanhanget. Även om lagstiftningen inte innehåller regler för MKB-processen har det visat sig att den ger stora möjligheter för ansvarskännande parter att själva utforma den på ett ändamålsenligt sätt. Som redan poängterats i avsnitt 2.1 kan MKB-processen ge möjlighet för aktörerna att ge vissa riktlinjer till projektören SKB avseende vilka frågor som skall behandlas i en ansökan utan att aktörerna för den skull binder sig vad gäller frågan om den sökta anläggningen skall byggas eller ej. MKB-processen ger också kommunerna insyn och möjligheter att bygga upp sin kompetens inför NRL-prövningen.

Av särskilt intresse är den MKB-process som byggts upp inom ramen för ett MKB-Forum i Kalmar län (se Tabell 2.1). Där har deltagarna gemensamt tagit fram en arbetsordning med ett s.k. basdokument som anger ett program för verksamheten. Arbetet indelas i tre faser: avgränsningsfas, utredningsfas och redovisningsfas. Under avgränsningsfasen diskuteras vilka frågor som bör utredas och belysas i MKB-dokumentet. De frågor som parterna anser viktiga att belysa lyfts fram, vilket dokumenteras i en "planeringsrapport".

Den huvudsakliga verksamheten under utredningsfasen är SKBs utredningsarbete som skall leda fram till MKB-dokument och ansökan. Frågeställningar om slutförvarssystemet är mycket komplexa och därför kommer de olika parterna att behöva bygga upp kunskap och förståelse inför de beslut som senare måste fattas. Detta görs i MKB-processen parallellt med SKBs utredningar. Under utredningsfasen behandlas således de frågor som identifierats under avgränsningsfasen för ytterligare kunskapsuppbyggnad. Formerna för denna"genomlysning" kan vara diskussioner i MKB-Forum, seminarier, utfrågningar, inbjudna föredragshållare mm.

Redovisningsfasen inleds med att SKB lämnar in en ansökan, eller annat beslutsunderlag t.ex. inför val av platser för platsundersökningar med bilagt MKB-dokument. När en ansökan lämnats in påbörjas den formella tillståndsprövningen. Även i detta skede kan man, vilket nyligen har tillämpats av SKI och SSI i handläggningen av CLAB-2 ärendet (se avsnitt 2.2), genomföra t.ex. utfrågningar för att säkerställa att beslutsunderlaget är tillräckligt också för kommunens ställningstagande. Då har emellertid "värdskapet" för processen övergått från MKB-Forum till SKI.

Samordnaren har nu etablerat ett ***Nationellt MKB-forum på kärnavfallsområdet***. I detta forum diskuteras sådana MKB-frågor som berör mer än en kommun och som initierats genom arbetet på kommun- och länsstyrelsenivå. Hittills har tre frågeställningar identifierats, nämligen frågan om alternativ till KBS-3, lokaliseringsfrågan samt systemanalys av KBS-3 metoden. Dessa frågor har inledningsvis behandlats vid ett möte i februari 1998 och tas på nytt upp senare under året. Arbetet följer den indelning av MKB-arbetet i tre etapper som redovisats ovan, d.v.s. avgränsning, utredning och redovisning.

2.7 Kommunernas veto och vetoventilen

KASAM har i flera sammanhang, senast i yttrandet över FUD-95, behandlat frågan om det kommunala vetot och den s.k. vetoventilen. Frågan behandlades även på KASAMs och Samordnarens seminarium i Umeå, april 1997. I en skrivelse till miljöministern i juni 1997 har förstudiekommunerna uppmärksammat frågan med avseende på detaljundersökningen. Kommunerna ifrågasatte rimligheten av ett förfarande som innebär att vetorätten kan utövas inför detaljundersökningen, men inte senare. Det framgår emellertid av regeringens förslag till miljöbalk (prop. 1997/98:45) att någon ändring i sak av nu gällande bestämmelser inte är aktuell.

Tabell 2.1: MKB-förfarandet i Kalmar län

Fas i MKB-förfarandet	**Aktörer**	**Aktiviteter**	**Produkt**
Avgränsningsfas	Alla parter *	Möten med MKB-Forum. Aktiviteter i kommunen	"Planeringsrapport" (Råd till SKB om vad MKB-dokumentet skall innehålla)
Utredningsfas SKBs utredning --- Fortsatt MKB arbete	 SKB --- Alla parter	 Utredningar, Projekt --- Hearings, seminarier etc.	 Ansökan med MKB-dokument --- Kunskaper (förberedelse för granskning)
Redovisningsfas	SKI/SSI i samverkan med kommunen	Offentligt möte	Förbättrad ansökan

* SKB, kommun, länsstyrelse, SKI, SSI, allmänhet

Enligt regeringens beslut i maj 1995 skall detaljundersökningen ses som första led i uppförandet av en kärnteknisk anläggning. Då sker också NRL-prövningen. Det fortsatta prövningsförfarandet läggs därmed fast i form av villkor knutna till ett KTL-tillstånd om detaljundersökningen. Det undandrar sig dock KASAMs bedömning om en kommun, t.ex. genom att ställa villkor för en tillstyrkan till en detaljundersökning, i praktiken kan komma att utöva sin vetorätt också i ett senare skede.

2.8 Diskussion och slutsatser

Detta kapitel har handlat om beslutsprocessen i samband med val av metod och val av plats, och den tidsmässiga kopplingen mellan olika beslut, inklusive beslut om en inkapslingsanläggning. Också frågor om MKB-förfarandet och kommunernas vetorätt har uppmärksammats. KASAM konstaterar att under senare år har åtskilligt i beslutsprocessen tydliggjorts genom regeringsbeslut. Centrala aktörer har också genom utveckling av MKB-process och prövningsförfarande medverkat till bättre förutsättningar för insyn och delaktighet i beslutsprocessen från allmänhet och kommuner. Ytterligare preciseringar är dock nödvändiga. KASAM vill stimulera till fortsatt diskussion genom att peka på följande.

Inget av de fyra alternativ till ordningsföljd mellan viktigare beslut som renodlats i avsnitt 2.3 är invändningsfritt. För närvarande synes inriktningen vara att ***först*** fattar SKB (och berörda kommuner) beslut om platser för platsundersökningar. Parallellt härmed kan regeringen komma att uttala sig i metodfrågan efter det att SKB presenterat den systemanalys med metodredovisning som regeringen efterlyst. Ett sådant uttalande av regeringen kan göras i det regeringsbeslut som fattas med anledning av SKBs FUD-program 1998 eller 2001. I ett ***andra skede*** aktualiseras frågor om prövning av ansökan av SKB att uppföra en inkapslingsanläggning och/eller utföra en detaljundersökning för ett djupförvar. Vid denna formella tillståndsprövning måste, om det ännu inte har skett, ställning tas i fråga om metodval. Den här beskrivna beslutsordningen kan anses vara en kombination av alternativen 3 och 4 som ovan beskrivits i avsnitt 2.3. Följande bör emellertid uppmärksammas i samband med metodval och val av platser för platsundersökningar.

När det gäller ***metodfrågan*** har regering och myndigheter genom olika uttalanden godtagit KBS-3 som huvudalternativ. Samtidigt är det, enligt samma beslut, för tidigt för SKB att binda sig vid KBS-3. Den systemanalys, som SKB skall ta fram skall redovisa bl.a. de alternativa lösningar som SKB undersökt, nollalternativet och transmutation. Den kan göras till enbart en fråga om teknisk redovisning, men den kan också göras till en fråga om värderingar och etiska principer för hur det högaktiva avfallet skall tas om hand.

Även om denna systemanalys skall vara gjord före valet av platser för platsundersökningar, och även om myndigheterna SKI och SSI officiellt har utgivit riktlinjer för systemanalysens innehåll, är det inte entydigt hur granskningen av systemanalysen skall gå till och i vilket sammanhang den skall göras. Vad är t.ex. innebörden av en granskning som ett led i FUD-förfarandet jämfört med en granskning som ett led i prövningen av tillstånd enligt KTL och NRL att uppföra

en inkapslingsanläggning och/eller utföra en detaljundersökning? Givetvis är metodredovisningen och en granskning av densamma av stort värde för aktuella kommuner, som ju på något sätt har att ta ställning till frågan om platsundersökningar. Ett formellt ställningstagande i metodfrågan kan också göras av regeringen vid beslut angående ett FUD-Program (t.ex. FUD-2001).

Valet av platser för platsundersökningar är ett mycket stort beslut, särskilt i det kommunala perspektivet. Här efterfrågas tydliggöranden av vilken roll de olika platsvalsfaktorerna (Säkerhet, Teknik, Mark och Miljö, Samhällsaspekter) skall spela, och hur de skall vägas samman. Förtroende för den av SKB föreslagna metoden och för SKBs platsvalsprogram i sin helhet torde utgöra viktiga förutsättningar för att en kommun skall kunna ta steget till att delta i en platsundersökning. En annan fråga av betydelse är hur myndigheterna skall kunna stödja kommunerna i detta skede utan att binda sig inför kommande tillståndsprövningar och vilken funktion samrådet mellan SKB, SKI och SSI skall ha. Över huvud taget återstår det att klarlägga mer i detalj hur alla de redovisningar som nu krävs av SKB inför detta skede i platsvalsprogrammet skall behandlas och vilken funktion de skall ha.

3. Radioaktiva utsläpp och radioaktivt avfall från annan energiproduktion än kärnkraft

3.1 Introduktion

All energiproduktion* medför miljöpåverkan. Ett slag av sådan påverkan är utsläpp av radioaktiva ämnen och därtill hörande bestrålning av anställda, allmänhet och omgivning. För allmänheten är det i första hand konsekvenserna av stora reaktorolyckor som är av intresse. Även om sannolikheten för att sådana olyckor skall inträffa är utomordentligt låg kan de ge höga stråldoser till stora grupper av människor. Under normala förhållanden kan mindre grupper av anställda i kärntekniska anläggningar eller personer som hanterar det därifrån kommande radioaktiva avfallet erhålla stråldoser som är av den storlek som i genomsnitt åstadkommes av den naturliga bakgrundsstrålningen (1 mSv/år) eller för enstaka individer upp till 10 gånger detta värde. Ur strålskyddssynpunkt har den ökade användningen av t.ex. flis och torv komplicerats eftersom dessa i dag i varierande utsträckning är kontaminerade med radioaktivt nedfall i första hand från kärnreaktorhaveriet i Tjernobyl. Även oljeutvinning påverkar strålningsmiljön för anställda och allmänhet. I samband med energiproduktion användes ibland också radioaktiva ämnen och joniserande strålning för kontroll av processer, nivåer och utvinningsgrad, t ex inom oljeindustrin.

Avsikten med denna uppsats är att redovisa fakta och att ge underlag för den pågående diskussionen om olika energiproduktionsslags strålningspåverkan. Hittills är det främst kärnkraftens utsläpp och avfall som stått i centrum för diskussionen. Är det riktigt som ibland sägs att man släpper ut mer radioaktiva ämnen vid eldning med biobränslen än vid användning av kärnkraft?

Ur radiologisk synpunkt kan man skilja på två olika energiframställningsprocesser:

- sådana där det i samband med förbränning sker en anrikning av i bränslet redan existerande radioaktiva ämnen (kol, olja, gas, biobränslen) ofta i kombination med att mindre delar av aktiviteten frigöres och släpps ut i omgivningen;
- sådana där nya radioaktiva ämnen skapas (kärnkraft) och återfinns i avfall eller utsläpp.

---

* egentligen: energiomvandling

I detta sammanhang förtjänar det att påpekas att strålning och radioaktiva ämnen förekommit i människans omgivning under hela vår historia och kommer att göra det allt framgent. Förutom kosmisk strålning exponeras vi för en rad olika naturligt radioaktiva ämnen, som förekommer i mark, föda, byggnadsmaterial, bränsle mm.

För att få en helhetsbild av de olika energiproduktionsslagens miljöpåverkan måste den totala miljöpåverkan också bedömas, dvs inte bara den del som har med joniserande strålning och radioaktiva ämnen att göra. I de flesta sammanhang står strålningen för en liten del av påverkan. Det finns ett stort antal ämnen, såväl organiska som oorganiska, inklusive tungmetaller, som har kända skadeverkningar på människor och miljö. Några brytes ner med tiden medan andra som t ex tungmetaller bevarar sin toxicitet längre än de mest långlivade radioaktiva ämnena. Jämförelse med sådana ämnen som arsenik, bly, beryllium, kadmium, krom och nickel som t ex frigörs vid kolförbränning eller gruvdrift kan ge perspektiv på frågor om hantering av mycket långlivat radioaktivt avfall. Jämförelser mellan den totala påverkan från olika typer av energiproduktion har också gjorts (Christensen et al, 1994). Sådana jämförelser kommer ej att göras i detta kapitel, då det enbart syftar till att redovisa ett underlag för jämförelse när det gäller radiologisk påverkan och att redovisa de bedömningsgrunder beträffande radioaktivt avfall inom olika områden som samhället i dag har.

3.2 Sveriges energianvändning

Sveriges totala årliga energianvändning uppgår till ca 350 TWh och de olika energislagens andel framgår översiktligt av tabell 3.1. Tabellen skiljer inte på om energin användes för uppvärmning, bilkörning, industri- eller hushållsändamål. Sammanställningen illustrerar oljans fortsatt dominerande roll (40% av energianvändningen) samt att vattenkraft, kärnkraft och biobränsle vardera svarar för 17-19%. Kol- och gasandelen är ca 6%. Om man bara ser på elektrisk energi, vilken svarar för knappt 40% av den totala energianvändningen (1993-96), eller ca 140 TWh, blir proportionerna: Kärnkraft 48% och vattenkraft 45%. Det är ofta dessa siffror som citeras och diskuteras i massmedia.

Tabell 3.1: Den slutliga energianvändningen inom Sverige har legat kring 350 TWh per år (SCB 1994, tabell 116, sid 103; SCB 1995, tabell 117, sid 103; SCB 1996, tabell 118, sid 107).

Energislag	**Energianvändning (TWh)**			**Andel (%)**
	1993	**1994**	**1995**	**1993-1995**
Oljeprodukter	135	141	143	39,8
Vattenkraft	73	58	68	18,9
Kärnkraft	59	70	67	18,6
Ved, lutar, övr. biobränslen, avfall och torv	58	59	60	16,8
Kol o. koks	12	13	13	3,6
Naturgas o. stadsgas	8	8	8	2,3
Totalt	345	349	359	100

I tabell 3.2 har den energiproduktion, som åstadkoms genom förbränning sammanförts. Förbränningen medför dels en anrikning av radioaktiva ämnen från bränslet till askprodukterna, dels ett utsläpp av radioaktiva ämnen.

Tabell 3.2: Energi producerad med hjälp av förbränning.

Energislag	**Energianvändning (TWh)**			
	1993	**1994**	**1995**	**1996**
Olja	75	85	84	88
Biobränslen och torv	77	76	80	84
Kol och koks	27	28	28	31
Totalt	165	178	181	191

3.3 Kärnkraft

Det är inte avsikten att i detta kapitel redogöra för detaljerna i kärnkraftens radioaktiva utsläpp och exponering av människor och miljö utan snarare att ge en sammanfattning av de stråldoser till människor som verksamheten medför.

Alltsedan det första svenska kärnkraftverket för kommersiell elproduktion i större skala startades 1972 har ett betydande erfarenhetsmaterial erhållits beträffande utsläpp och stråldoser till såväl anställda som kringboende. Tabell 3 sammanfattar några av dessa data.

Tabell 3.3: Beräknade årsdoser (μSv/år) från utsläpp av radioaktiva ämnen till vatten och luft från svenska kärnkraftverk till "kritiska grupper" i dess omgivning. (Källa SSI, 1991-1997). Bidragen från det ^{14}C och de övriga radionuklider som kärnkraftverken släpper ut redovisas var för sig. För definition av"kritisk grupp": se ordlista. Observera också att enheten i denna tabell är 1 μSv/år = 1/1000 mSv/år.

	Uppskattade årsdoser till medlemmar i "kritisk grupp" μSv)							
Kärnkraftverk	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
Barsebäck övr.	1,86	0,29	0,86	0,56	0,15	0,09	0,17	0,26
^{14}C	0,92	0,92	0,96	0,30	0,32	0,6	0,6	0,6
Forsmark övr.	0,87	0,48	0,50	0,26	0,35	0,10	0,06	0,08
^{14}C	0,57	0,57	0,62	0,28	0,29	0,4	0,4	0,4
Oskarshamn övr.	2,90	2,24	1,72	0,90	0,75	0,44	0,42	0,36
^{14}C	0,45	0,45	0,49	0,17	0,15	0,2	0,2	0,2
Ringhals övr	1,59	2,38	1,39	3,4	19	36	24	10
^{14}C	11,0	11,0	11,4	8,5	8,6	6,7	6,7	6,7

Dosbidragen från ^{14}C baseras på teoretiska beräkningar av ^{14}C-utsläppets storlek, medan bidragen för övriga radionuklider baseras på mätningar av verkliga utsläpp. För samtliga anläggningar har SSI satt ett begränsningsmål på 0,1 mSv (100μSv) per år till kritisk grupp. Som jämförelse kan anges att medeldosen till en svensk till följd av naturlig bakgrundsstrålning (kosmisk strålning, naturligt radioaktivt ^{40}K i kroppen och extern strålning från mark och byggnader) är ca 1 mSv per år. Stråldosen från radondöttrar i lungor och luftvägar anses motsvara en helkroppsbestrålning av ca 2 mSv/år. Detta bidrag kan variera kraftigt från plats till plats. Det framgår av tabellen att utsläppen från samtliga anläggningar har legat under - i de flesta fall mycket under- detta begränsningsmål. Det jämfört med andra anläggningar höga värdet för Ringhals beror på bränsleskador i block 1 i kombination med att fördröjningstiderna i luftutsläppssystemet är relativt korta. Detta beror i sin tur på att Ringhals 1 tillhör den äldsta generationen av svenska reaktorer och därmed har ett äldre utsläppssystem.

Beträffande personalen inom kärnkraftverksamhet ger tabell 3.4 den totala kollektivdosen. Antalet anställda under perioden 1992-96 var drygt 6 000. Deras medeldos har under perioden varierat mellan 2,9 och 4,3 mSv per år med individuella maximivärden upp mot 50 mSv per år.

Av tabell 3.4 framgår att det är de anställdas bidrag till kollektivdosen, som kraftigt dominerar över den kollektivdos som uppkommer bland allmänheten till följd av de utsläpp kärnkraftverken gör.

Tabell 3.4: Svensk kärnkrafts årliga bidrag till kollektivdosen uppdelat på personal, närboende och övriga.

	Kollektivdos*, (manSv)				
	1992	1993	1994	1995	1996
Personalen	21,3	28,4	18,1	19,1	22,9
Allmänheten: lokalt och regionalt	0,09	0,32	0,53	0,32	0,18
Allmänheten: Globalt (^{14}C)	34	34	41	40	41

De i tabell 3.4 redovisade värdena hänför sig till en energiproduktion på ca 65 TWh (eller 7,4 GWår). Det svenska begränsningsvärdet för kärnkraftdriftens kollektivdosbidrag är 5 manSv per år och installerad GW(el) när det gäller stråldoser till allmänheten. Detta motsvarar 37 manSv per år för dagens svenska kärnkraftproduktion. Det uppskattade värdet i tabell 3.4 (Allmänheten: lokalt och regionalt + globalt) överensstämmer väl med begränsningsvärdet.

En intressant fråga är hur dessa svenska data stämmer överens med internationella erfarenheter. För detaljer refereras här till en detaljerad genomgång av FN:s vetenskapliga strålningskommitté, UNSCEAR (1993), som sammanfattas i nedanstående tabell 3.5.

* Se ordlistan

Tabell 3.5: Kärnkraftproduktionens beräknade totala strålningsbidrag till allmänheten normaliserat till en produktion av 1 GWår elektrisk energi enligt FN:s vetenskapliga strålningskommitte (UNSCEAR 1993). Omräknat till svensk kärnkraftproduktion (65 TWh/år) skulle detta innebära ett bidrag som framgår av den högra kolumnen.

Källa	**Kollektivdos**	
	manSv per GWår(el)	**(manSv per 65 TWh)**
Lokal och regional komponent		
Gruvdrift och uranbearbetning	1,5	(11)
Bränsletillverkning	0,003	(0,02)
Reaktordrift		
atmosfär	1,3	(9,6)
vatten	0,04	(0,3)
Upparbetning		
atmosfär	0,05	(0,4)
vatten	0,2	(1)
Transport	0,1	(0,7)
Totalt	**3**	**(22)**
Global komponent (inkl. fast avfall)		
Gruv- och malningsrester (^{222}Rn utsläpp under 10 000 år)	150	(1100)
Reaktordrift		
lågaktivt avfall	0,00005	(0,0004)
medelaktivt avfall	0,5	(4)
Upparbetning av fast avfall	0,05	(0,4)
Globalt spridda radionuklider (^{14}C m fl)	50	(400)
Totalt	**200**	**(1500)**

(1GWår = 8,76 TWh)

Tabellen visar att även andra delar av kärnbränslecykeln än de som diskuterats ovan för svenskt vidkommande ger ett strålningsbidrag till människor och miljö. Det dominerande bidraget beräknas komma från de globalt ökade radonnivåerna till följd av uranbrytning samt de likaledes globalt ökade ^{14}C-nivåer till följd av

såväl reaktordrift som ev upparbetning och avfallsförvaring. Uppskattningen av dessa bidrags storlek är förstås mycket osäker. Radonutsläpp av denna typ kan också förekomma t.ex. i samband med kolbrytning. När det gäller de direkt jämförbara värdena skulle man om de internationella medelvärdena tillämpades förvänta sig att dagens svenska reaktordrift (65 TWh per år) skulle ge en årlig kollektivdosinteckning på ca 10 manSv. Det i tabell 3.4 uppskattade värdet (allmänheten: lokalt och regionalt) för Sverige är 30 gånger lägre. När det gäller mera långsiktig påverkan av globalt spridda radionuklider antas det från UNSCEAR beräknade värdet 400 manSv till 1/3 eller 130 manSv utgöras av ^{14}C-bidrag. De svenska uppskattningarna stannar vid ca 40 manSv (tabell 3.4).

3.4 Geotermisk energi

Geotermisk energi finns lagrad i form av värme i berggrunden eller bildas genom radioaktivt sönderfall i jordens inre. Då man utvinner geotermisk energi tar man upp varmt vatten eller ånga ur djupa borrhål. Människan har i årtusenden använt varmt grundvatten för bad och för uppvärmning. Geotermisk energi har använts för att producera elektricitet i ungefär 100 år. Förekomsten av radioaktiva ämnen i varma källor har varit känd sedan 1911 (Whitehead, 1980). I dag utnyttjas geotermisk energi framförallt i Island, Italien, Japan, Nya Zealand, Ryssland och USA. I mindre skala utnyttjas den i flera andra länder, bl a Sverige. Så kan t.ex. nära 50% av värmetillförseln i Lunds fjärrvärmenät härledas till geotermisk energi.

Radioaktiva ämnen i urans sönderfallskedja dominerar aktiviteten i de geotermiska flödena. Ur strålskyddssynpunkt har man hittills främst intresserat sig för det ^{222}Rn som löses i vattnet och luftas bort under distributionen till användarna. I Island har man funnit 2-10 kBq/m^3 (2-10 Bq/liter) ^{222}Rn i vatten från varma källor (NKA, 1989), vilket kan jämföras med det svenska gränsvärdet på 100 Bq/liter för att vatten från kommunala vattenverk och privata brunnar skall betraktas som tjänligt (Livsmedelsverket, 1997). I medeltal är radonutsläppet 150 TBq per GWår och den därav orsakade kollektiva effektiva dosen har uppskattats till 2 manSv per GWår. Den årliga persondosen 1 km från en anläggning som producerar 100 MW termisk energi är ungefär 0,01 mSv. Stråldoserna till personalen vid de djupa borrhålen kan bli betydande om man inte har god ventilation i lokalerna.

Fast radioaktivt avfall förekommer endast i mindre skala i form av material som transporteras upp med vattnet ur berggrunden.

3.5 Vattenkraft

Vattenkraft medför inga radioaktiva utsläpp i naturen och genererar inget radioaktivt avfall. Verksamheten påverkar inte människans strålningsmiljö mer än vad traditionellt anläggningsarbete och inomhus- och underjordsarbete gör. De som arbetar i vattenkraftverkens underjordiska generatorrum kan t ex utsättas för förhöjda radon- och radondotterkoncentrationer. Man har beräknat att kollektivdosen för norska vattenkraftsarbetare är ungefär 2 manSv per år. Den årliga elproduktionen är ca 110 TWh (1994). Detta ger 0,02 manSv per TWh eller 0,2 manSv per GWår.

3.6 Vindkraft

Elproduktion med vindkraftverk ger inga radioaktiva utsläpp och genererar inget radioaktivt avfall utöver vad som erhålles vid materialutvinning för komponenttillverkning och vid skrotning.

3.7 Solenergi

Solstrålningen som genereras av kärnprocesser i solens inre är avgörande för allt liv på jorden, vattnets kretslopp och energiförsörjningen. Att direkt utnyttja solstrålningen i större solkraftverk är än så länge problemfyllt. För framtiden diskuterar man möjligheten att använda solenergi för produktion av vätgas. I dag utnyttjas solfångare och solceller i mindre skala. Utnyttjandet av solenergi i solfångare eller solceller påverkar inte strålningsmiljön.

3.8 Förbränning av kol

Kol i form av stenkol eller brunkol är i dag det dominerande bränslet för världens energiproduktion. I Sverige är däremot andelen kol bara ca 4%. I medeltal är koncentrationen av naturligt radioaktiva ämnen i kol lägre än i jordskorpan för övrigt, men varierar kraftigt mellan olika kolgruvor. Från USA rapporteras urankoncentrationer på mellan 0,1 och 100 µg/g kol med ett medelvärde på strax under 2 µg/g. Uppmätta aktiviteskoncentrationer ges i tabell 3.6 nedan.

Tabell 3.6: (från Martin *et al.*, 1997). I stenkol är de olika produkterna i urans (U) och toriums (Th) sönderfallskedjor i radioaktiv jämvikt. U och Th-halterna i enskilda kolprov kan variera kraftigt beroende på provens ursprung. (K=kalium)

Område	Aktivitetskoncentration (Bq/kg)		
	^{238}U	^{232}Th	^{40}K
EU	30(7-185)	15(3-22)	130(1-300)
USA	18(1-540)	21(1-230)	55(26-93)
Japan/Australien	12	13	72
Kina	36	30	104
Världen	**20**	**20**	**50**

Det finns enstaka exempel på kolgruvor där man uppmätt aktivitetskoncentrationer som är 100 gånger högre än de högsta värdena i tabellen ovan.

I kraftverken förbrännes kol som ett finkornigt pulver. De radionuklider som tillförts kraftverket lämnar det på fyra olika sätt, nämligen som:

- bottenaska, som avsätts i pannans nederdel;
- flygaska, som följer rökgaserna ut ur pannan och avskiljes i efterföljande reningsutrustning;
- den del av flygaskan, som passerar reningsutrustningen och går ut i atmosfären;
- gasformiga ämnen, som passerar reningsutrustningen.

En effekt av förbränningen är att radionukliderna i bränslet koncentreras. Av det ursprungliga kolet i bränslet återstår efter förbränningen bara 5-20% i form av aska som innehåller praktiskt taget allt radioaktivt material, som fanns i bränslet, men nu i en koncentration, som är ungefär en faktor 10 högre än i bränslet. Aktivitetskoncentrationen i flygaska har visat sig öka med minskande partikelstorlek vilket betyder att den aska som kommer ut har en högre aktivitetskoncentration än den som stannar i filtret (Mustonen och Jantunen, 1985). Det produceras årligen stora mängder kolaska, storleksordningen 100 miljoner ton per år i världen. En del användes som byggnads- och konstruktionsmaterial, medan resten deponeras på land eller dumpas i havet. Utläckage av radionuklider och utsläpp av radon från askhögar har radiologiska konsekvenser såväl för anställda som för allmänheten. När det gäller skorstensutsläpp är det såväl radionuklider i gasform som den partikelbundna aktivitet som inte fångas i filtren som kan ge stråldos till allmänheten.

Fördelningen mellan mängden bottenaska och flygaska brukar ligga på 3/1. Upp till 99 % av flygaskan kan emellertid samlas in innan utsläppet i atmosfä-

ren. I moderna kraftverk har man ett reningssteg för att ta bort svaveldioxid ur rökgaserna före utsläppet. I detta förbrukas gips och vatten som kan innehålla förhöjda nivåer av radioaktiva ämnen.

Förbränning av kol ger avfall som innehåller förhöjd koncentration av radionuklider från U- och Th-serierna samt ^{40}K, i allmänhet upp till 10 gånger högre och så mycket som 100 gånger för några radioaktiva ämnen (^{210}Pb och ^{210}Po). Typen av kol har, liksom kraftverkets konstruktion och effektiviteten i filtren för flygaska, betydelse för utsläppets storlek. Trots omfattande studier är det fortfarande svårt att för det enskilda verket förutse, ens ungefärligt, anrikningsfaktorerna för de olika radionuklider som släpps ut.

Utsläppen av naturligt förekommande radioaktiva ämnen från kolkraftverkens skorstenar ger ett litet tillskott till den naturliga bakgrundsnivån (mindre än 1%). Den effektiva dosen till kringboende beräknas vara av storleksordningen 0,001 mSv/år för ett 1000 MWh koleldat kraftverk. Läckage av radionuklider från askhögar tycks inte vara något större problem medan användning av aska som byggnadsmaterial har visat sig leda till ökad och onödig exponering av både de boende och av byggnadsarbetarna. En viktig exponeringsväg är från resuspension av aska från deponierna via den gröda och de grönsaker m.m. som produceras i området. Dosbidrag till enskilda personer på så mycket som 0,25 mSv/år har rapporterats i omgivningen till en avfallsdamm intill ett koleldat kraftverk i USA. Övertäckning kan reducera detta problem.

Den utspädning av det radioaktiva ^{14}C med icke-radioaktivt kol som sker vid eldning med fossila bränslen (Suesseffekten) minskar stråldosbidraget från ^{14}C.

Vid kolanvändning är det inte i första hand de radiologiska problemen som bör diskuteras utan risker från toxiska organiska föreningar, tungmetaller, koldioxid, svavel- och kväveoxider m.m., m.m.

3.9 Förbränning av olja

I råoljereservoarerna finns naturligt förekommande radioaktiva ämnen i varierande koncentration. Dessa kan fällas ut tillsammans med andra mineralföroreningar på insidan av rör och behållare. De dominerande radioaktiva ämnena i avfallsprodukterna är radium och dess dotterprodukter. Typiskt är aktivitetskoncentrationen i dessa beläggningar ca 100 gånger högre än i berggrunden. Tabell 3.7 ger typiska koncentrationer i högaktiva beläggningsrester. Värdena representerar dock inte nödvändigtvis de högsta som uppmätts. I beläggningar på insidan av rörledningar har man funnit aktivitetskoncentrationer av ^{226}Ra och ^{228}Ra

på upp till 1MBq/kg, varför redan 200 timmars årligt arbete med rengöring av ledningar, förrådstankar och pumpar intill avlagringar och avfall kan ge en externdos av 2 mSv/år. I medeltal räknar man med att en anställd får 1 mSv/år (Martin *et al.*, 1997). I Norge fann Kristensen (1994) en sammanlagd årlig extern och intern stråldos på ca 0,5 mSv för personal som i land rengjorde kontaminerad utrustning, vilket var betydligt högre än för de anställda på oljeplattformarna.

Tabell 3.7: Aktivitetskoncentrationen i högaktiva beläggningsrester (1 kBq=1000 Bq)

	^{226}Ra	^{210}Pb	^{210}Po	^{228}Ra	^{228}Th	^{224}Ra
Aktivitetskonc. (kBq/kg)	200	50	50	100	100	100

Den personal som utför det egentliga borrningsarbetet utsätts också för neutron- och gammastrålning från preparat som används för att få information om borrhålen, s.k. borrhålslogging. Den effektiva dosen kan uppgå till åtskilliga mSv per år (Inskip *et al.*, 1991; UNSCEAR, 1993).

För de som arbetar till havs blir den naturliga bakgrundsstrålningen lägre än på land, främst på grund av lägre radonnivåer.

Sättet att hantera avfall och utsläpp från oljeindustrin varierar från land till land. Från brittiska oljeplattformar släppte man under 1994 ut närmare 400 GBq i havet. Mindre fraktioner togs om hand och förvaras på land. På norska plattformar betraktar man material med en aktivitetskoncentration över 70 kBq/kg som radioaktivt avfall och antingen återför man det till den tömda reservoaren eller lagrar det på land. Närmare 100 ton avfall med en medelkoncentration på 150-200 kBq/kg finns förvarat i Norge. Inom EU räknar man med att behöva ta omhand ca 2 000 ton liknande avfall per år.

Den största mängden olja används inom transportsektorn. De utsläpp som är förenade med bilkörning har inte närmare penetrerats. Däremot finns en del resultat när det gäller oljeeldade värmeverk och kraftverk. Askhalten i olja är mycket låg. Mängden flygaska som produceras i ett oljeeldat kraftverk är bara fjärdedelen av den mängd som produceras i ett koleldat kraftverk. Då koncentrationen av radioaktiva ämnen i olja är mycket lägre blir koncentrationen i askan också låg (Eisenbud och Petrow, 1964; NCRP, 1987). De luftburna utsläppen från ett oljeeldat verk är ungefär en hundradedel av de som släpps ut från ett motsvarande koleldat verk (USAEC, 1973; Okamoto, 1980) trots att ett modernt

koleldat verk släpper ut mindre än 1 % av den totala flygaskeproduktionen genom skorstenen, under det att ett modernt oljeeldat verk släpper ut större delen. Utsläppen av ^{228,230,232}Th och ^{226,228}Ra från ett verk som producerar 1000 MWår elektrisk energi är 1 MBq (Energy Report Series, 1985). Den ekvivalenta lungdosraten till personer inom en radie på 16 km från ett annat verk har beräknats till 0,00002-0,0004 mSv/år (NCRP, 1987). Den årliga individuella effektiva dosen till personer i en kritisk grupp kommer att uppgå till 0,0001 mSv. Den kollektiva dosen uppskattas till 0.5 manSv/GWår (UNSCEAR, 1993).

3.10 Förbränning av gas

Naturgas innehåller upp till 50 Bq/liter av radon (UNSCEAR, 1988) som har diffunderat in i gasen från omgivande berggrund. Man kan bortse från toron (^{220}Rn) på grund av dess korta halveringstid. ^{222}Rn tränger upp till atmosfären genom sprickor i berggrunden, genom ventilation eller förbränning av naturgasen. Radongasen kan sedan inandas av arbetare eller allmänheten och ger då ett internt dosbidrag. Gas som förbrännes i ett elektriskt kraftverk resulterar i ett kollektivt effektivt dosbidrag på 3 manSv eller 0,03 manSv per GWår (UNSCEAR, 1988). Den årliga effektiva medeldosen till personer i USA som använder gasspisar för matlagning i hemmen uppskattas till omkring 0,000004-0,00001 mSv, vilket ger en kollektivdos på över 500 manSv för USA:s befolkning. Förbränning av naturgas för uppvärmning i enskilda hushåll ger upphov till en effektiv medeldos på 0,02-0,05 mSv eller ett kollektivdosbidrag på mer än 290 manSv (NCRP, 1987). Extern bestrålning och inhalation av ^{222}Rn är av ringa betydelse för underhållpersonal som arbetar med naturgasnätet. Mer forskning krävs beträffande hur långlivade ^{222}Rn döttrar byggs upp i olika delar av naturgasnätet (Gesell, 1975). Tunna lager av ^{222}Rn-dottern ^{210}Pb har upptäckts på innerytorna av rören i gasnätet (Rogers, 1991).

3.11 Förbränning av rötslam från avloppsreningsverk

Avloppsreningsverken producerar stora mängder rötat avloppsslam med en torrvikt av omkring 20%. Svenska reningsverk har i dag svårt med att bli av med slammet. På kontinenten bränner man det för att få ner volymerna. Försök med förbränning har också utförts i Sverige. Vi vill i detta sammanhang fästa uppmärksamheten på de höga aktivitetskoncentrationer man kan erhålla i askan.

Även om man antar en så låg anrikningsfaktor som 10, skulle aktivitetskoncentrationen av ^{137}Cs i aska från rötslam från Gävle ända fram till 1992, dvs 6 år efter Tjernobylhaveriet, ha legat över 5 kBq/kg.

3.12 Förbränning av sopor

Sopor innehåller varierande halter av naturligt radioaktiva ämnen och ^{137}Cs m.m. från omgivningen. Hushålls- och industrisopor kan också innehålla radioaktiva produkter som antingen får kastas i soporna (enstaka brandvarnare innehållande ^{241}Am, strumpor till gasollampor m.m.) eller sådana som kastas av misstag eller okunnighet.

3.13 Förbränning av biobränslen och torv

Med biobränslen avses bränsle bestående av biomassa, d.v.s. material med biologiskt ursprung som inte eller endast i ringa grad har omvandlats kemiskt (SOU, 1992). Till biobränslen räknas olika trädbränslen, halm, vass etc. Med denna definition räknas således inte torv till biobränslena. Torv och olika biobränslen utnyttjas däremot ofta samtidigt i värmeverken varför det är logiskt att här behandla dem i samma kapitel.

Trädbränslen (flis)

Trädbränslen är benämningen på bränsle från ved och kan även innefatta grenar och ris som blir över i samband med skogsavverkning. Till denna rubrik kan man också hänföra energiskog och återvunnet trädbränsle (rivningsvirke). Efter det man har skördat energiskogen tuggas den sönder till flis som sedan användes som bränsle. Medan flis från det förra materialet innehåller höga halter av ^{137}Cs så innehåller energiskog låga eller mycket låga halter av ^{137}Cs beroende på växtplatsen.

Användningen av trädbränslen och då i första hand flis för energiproduktion i lokala värme- eller kraftvärmeverk är en växande energikälla i Sverige och uppgick 1996 till 12 TWh (Värmeverksföreningen, 1996). Detta var ungefär 20% av den använda bränslemängden. Produktionen och användningen av lutar inom massaindustrin uppgick 1996 till 31 TWh (tabell 3.8). Inom massa och skogsindustrin användes under 1996 sammanlagt 16 TWh trädbränslen. Den to-

tala energiproduktionen vid förbränning gav 1996 67 TWh (tabell 3.8). I tillgänglig statistik kan en del av det som redovisats under rubriken biprodukter i massa- och skogsindustrin också ha redovisats under rubriken trädbränsle värmeverk.

Tabell 3.8: Energi producerad i Sverige vid förbränning av olika biobränslen och torv.

Energislag	Energiproduktion (TWh)			
	1993	1994	1995	1996
Lutar, massaindustrin	30	30	31	31
Biprodukter, massaindustrin	9	8	8	7
Biobränslen för el. produktion	2	2	2	2
Biprodukter, sågverksindustrin	7	8	8	9
Trädbränslen, värmeverk	8	9	10	12
Tallolja, värmeverk	1	1	1	2
Avfall, värmeverk	4	4	5	5
Torv, industri o. värmeverk	4	3	4	4
Summa	65	65	69	72
Trädbränslen, småhus	12	11	11	12
Totalt	77	76	80	84

De naturligt förekommande radionukliderna ^{40}K, ^{235}U, ^{238}U och ^{232}Th är jämnt fördelade från markytan och hela vägen nedåt i den zon som är aktuell för olika trädslag. Majoriteten av ämnena i det radioaktiva nedfall som orsakats av stormakternas kärnvapenprov i atmosfären samt av Tjernobylhaveriet har visat sig vara fixerat i de översta jordlagren ned till ett djup av 30 cm (Flertal undersökningar både i Sverige, Norden och övriga Europa). Av de olika radionuklider som kunde detekteras kort efter olyckan, ^{54}Mn, ^{60}Co, ^{99}Tc, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{110m}Ag, ^{125}Sb, ^{134}Cs, ^{137}Cs och ^{144}Ce är det bara ^{137}Cs som tack vare sin långa halveringstid ($T½$=30,15 år) ännu finns kvar i lätt mätbara mängder. Efter reaktorhaveriet i Tjernobyl deponerades totalt ca 4 PBq ^{137}Cs i Sverige med en mycket ojämn fördelning.

I tabell 3.9 är sammanställt aktivitetskoncentrationerna mätt i Bq/kg (torrvikt) för ett antal olika radionuklider som förekommer i torv och flis samt koncentrationen i flygaska (från Hedvall, 1997). Siffrorna är de som man kan förvänta sig i dag (1998). Strax efter Tjernobylolyckan kunde man uppmäta stora aktivitetskoncentrationer för fler kortlivade radionuklider, t.ex. upp till 2000 Bq/kg för ^{103}Ru och ^{106}Ru i torvflygaska.

Tabell 3.9: Aktivitetskoncentrationerna mätt i Bq/kg (torrvikt) för ett antal olika radionuklider som förekommer i torv och flis samt koncentrationen i flygaska (från Hedvall, 1997).

	Torv (Bq/kg)		**Flis (Bq/kg)**	
Radionuklid	**bränsle**	**flygaska**	**bränsle**	**flygaska**
Be-7	50-250	1800-5600	-	-
K-40	10-40	<1500	40-800	170-2200
Sr-90	-	-	5-7	800-2700
Cs-134	2-150	<260	<5	<30
Cs-137	30-16500	40-34500	1-500	40-4500
Pb-210	30-200	140-1300	<70	<3200
Ra-226	10-20	<215	<2	60-200
Ac-228	5-15	60-135	<2	30-80
Th-230	-	100-200	-	-
Th-234	5-35	380-1000	-	--
Pa-234	70-90	220-1300	-	--
U-234-238	5-125	275-1400	0,05-0,20	1,5-8
U-235	0,2-7	25-65	0,01-0,04	-
U-238	16-90	270-1050	-	-

Hur har då aktivitetskoncentrationen förändrats i trädbränsle under åren från 1986. Nylén och Ericsson (1989) visade att aktivitetskoncentrationen av ^{137}Cs minskade från 10 kBq/kg till 4 kBq/kg i tallbarr mellan 1986 och 87. Detta berodde huvudsakligen på att biomassan ökade. En snabb sänkning av aktivitetskoncentrationen i barren under sommaren 1986 kan förklaras genom avtvättning av regnvatten. En längre mätserie på aktivitetskoncentrationen av ^{137}Cs i granbarr från norra Skåne visar endast en halvering av aktivitetskoncentratonen från 1987 till 1997. Tages hänsyn till den fysikaliska halveringstiden blir den biologiska reduktionen endast 25-30% på en 10-årsperiod (Mattsson och Erlandsson,

1998). Om man överför dessa iakttagelser till skogsområdena i mellersta Sverige, som fick mottaga betydligt mer nedfall än Skåne, så borde detta återspeglas i en mätserie från värmeverket i Enköping där prover insamlades från 1987 till 1997 (tabell 3.10). Mätserien som omfattar både flis och flygaskeprover uppvisar mycket stora variationer. Detta kan förklaras med de mycket stora variationerna i depositionen av ^{137}Cs inom insamlingsområdet för flis till värmeverket. Det har alltså visat sig mycket svårt att utgående från energiproducentens geografiska belägenhet dra några slutsatser om förväntade värden på aktivitetskoncentrationen i flisbränslet och, som en följd därav, även i askprodukterna.

Tabell 3.10: Aktivitetskoncentrationen (Bq/kg) av ^{137}Cs och ^{40}K i flis, flygaska och bottenaska insamlat i form av årliga stickprov vid Enköpings värmeverk (Erlandsson, 1998). Materialen innehåller också ett antal andra radionuklider, främst naturliga.

		^{137}Cs-koncentration (Bq/kg)		
År	**Radionuklid**	**Flis**	**Flygaska**	**Bottenaska**
1986/87	^{40}K	44	1200	---
	^{137}Cs	550	17900	---
1988/89	^{40}K	83	1470	---
	^{137}Cs	320	5000	---
1989/90	^{40}K	66	3600	---
	^{137}Cs	73	3300	---
1990/91	^{40}K	64	1780	---
	^{137}Cs	180	5600	---
1993/94	^{40}K	---	2680	---
	^{137}Cs	380	8700	---
1994/95	^{40}K	39	5240	1330
	^{137}Cs	150	16300	2600
1996/97	^{40}K	---	---	---
	^{137}Cs	---	9500	900

Torv

Torv är en organisk jordart som bildats under de senaste 10 000 år genom att växter på grund av syrebrist ej har förmultnat helt. Torv använt som bränsle betecknas ibland som biobränsle och ibland som fossilt bränsle. Energiproduktionen i Sverige genom förbränning av torv främst i fjärrvärmeverk var under

1996, 4 TWh (NUTEK, 1996). Torv står alltså för en mycket liten del (6%) av den energiproduktion som sker med hjälp av förbränning.

I torv uppmättes efter Tjernobylolyckan ett flertal kortlivade radionuklider såsom ^{54}Mn, ^{60}Co, ^{98}Tc, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{110m}Ag och ^{144}Ce. I dag är det bara ^{137}Cs och i liten utsträckning ^{134}Cs som förekommer i mätbara koncentrationer. Naturligt radioaktiva ämnen i uran- och toriumserierna förekommer också i torv. Torv från vissa täkter kan ha en så hög koncentration av radioaktiva ämnen att en användning som bränsle ej är rekommendabel om man tar hänsyn till att det sker en ytterligare anrikning då torven förbrännes och övergår till olika askprodukter.

I torv är produkterna i de radioaktiva sönderfallskedjorna inte i radioaktiv jämvikt beroende på elementens olika löslighet i vatten och deras olika förmåga att adsorberas på torven. Radionuklidhalterna i mossen kan variera kraftigt, såväl i sidled som i djupled. Speciellt har sådana variationer rapporterats för uranhalten.

Som ett resultat av stormakternas kärnvapenprov i atmosfären deponerades i början på 60-talet stora mängder fissionsprodukter. ^{137}Cs-halter i finsk bränntorv före Tjernobylolyckan har uppmätts av Mustonen och Sinkko (1981) till att vara omkring 50 Bq/kg. Tabell 3.11.

Tabell 3.11: Aktivitetskoncentration i torr torv före Tjernobyl. Medelvärden för 66 torvprover (Mustonen och Sinkko, 1981)

	Aktivitetskoncentration (Bq/kg)							
	^{238}U	**^{226}Ra**	**^{228}Ra**	**^{228}Th**	**^{235}U**	**^{40}K**	**^{137}Cs**	**^{210}Pb**
Torv	-	6,4	2,5	2,1	-	23	46	84
Bottenaska	30	30	14	14	1,5	360	170	85
Flygaska	160	117	46	44	8,2	385	810	970

Reaktorhaveriet i Tjernobyl gav en kraftig ökning av ^{137}Cs-depositionen i landet med en mycket ojämn fördelning. Totalt deponerades som redan nämnts ca 4 PBq ^{137}Cs. En av SSI utförd inventering av torvmossar i 6 nedfallsdrabbade län gav ^{137}Cs -halter i inaskade torvprov på mellan 1 och drygt 40 kBq/kg, med ett medelvärde på 10 kBq/kg, motsvarande ca 500 Bq/kg i torr torv.

Halm och andra energigrödor

Uppgifterna om betydelsen av förbränning av halm för uppvärmningsändamål är knapphändiga liksom informationen om halmaskans radionuklidinnehåll. Under

1991 producerades mindre än 0,5 TWh genom förbränning av halm men man har uppskattat att det finns en potential för 11 TWh (SOU, 1992). Förutom halm kan vass, gräs och andra s.k. energigrödor användas. Dess beräknade potential är 2 TWh per år. Då energiproduktionen är liten har vi valt att ej vidare analysera aktivitetskoncentration och stråldoser. Om växande gröda utsätts för nedfall måste man vara uppmärksam på aktivitetskoncentrationen i bränsle och askor. Om säden eller gräset växt efter det att nedfallet kommit blir nivåerna låga eftersom upptaget via rötterna är lågt.

Radioaktiva utsläpp vid förbränning av flis och torv

Produktionsuppgifterna från olika värmeverk i Sverige är mycket knapphändiga. Hedvall et al. (1996) har med utgångspunkt från insamlade data från 13 värmeverk spridda över Sverige beräknat att produktionen av 1 MWh vid fliseldning ger mellan 6 och 9 kg aska och vid torveldning 12 till 13 kg. Osäkerheten, beroende på bränslets kvalitet och verkets kondition har uppskattats till 25%.

Den totala genererade termiska energin, totala aktiviteten av ^{137}Cs, medelaktivitetskoncentrationen samt totala askmängden för torv och flis för omkring 150 värmeproducerande medlemmarna i Värmeverksföreningen har beräknats för de olika värmeverken (tabell 3.12). Av tabellen framgår att det under eldningssäsongen 1990/91 omfördelades 111 GBq ^{137}Cs mellan bränsle och aska.

Tabell 3.12: Total genererad termisk energi, total aktivitet av ^{137}Cs, samt medelaktivitetskoncentrationen per kg aska för torv och flis för omkring 150 värmeproducerande medlemmarna i Värmeverksföreningen. I tabellen finns även med den beräknade askmängden.

	1986/87	1988/89	1989/90	1990/91
Torv				
Termisk energi (GWh)	1585	1949	2642	3021
Total ^{137}Cs aktivitet (GBq)	101	81	94	75
Medel akt. konc (kBq/kg)	5,3	3,5	3,0	2,1
Total askmängd (10^6 kg)	19,0	23,4	31,7	36,3
Flis				
Termisk energi (GWh)	3333	3085	3465	4419
Total ^{137}Cs aktivitet (GBq)	58	36	32	36
Medel akt. konc. (kBq/kg)	2,2	1,5	1,2	1,0
Total askmängd (10^6 kg)	26,7	24,7	27,7	35,4

I ett yttrande från SSI (daterat 1997-02-27) över en ansökan om tillstånd för ett flis (torv) eldat värmeverk i Gävle kommun framhålles att:

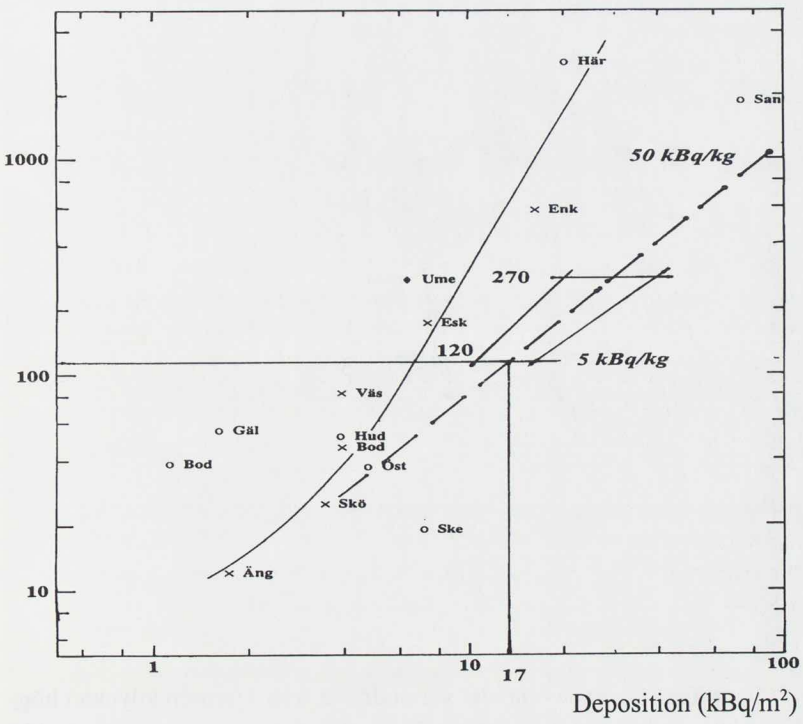
> "Till dess att beslut om hur man skall förfara med aska som innehåller ^{137}Cs bör aska vars halt överstiger 5kBq/kg deponeras på för detta ändamål särskilt iordningsställd deponi. Aska vars ^{137}Cs-halt är lägre än 5 kBq per kg bör utan inskränkning kunna: 1) deponeras på egen eller kommunal deponi eller 2) återföras till skogsmark som jordförbättringsmedel. Inför återupp repade skogsgödslingar inom samma markområde med cesiumkontami nerad aska bör man överväga om detta är lämpligt med hänsyn till lokala förhållanden."

Mot bakgrund av detta yttrande är det av intresse att försöka få en uppfattning om hur bränsleförsörjningen i ett flis (och torv) eldat värmeverk går till och vad detta betyder för askans ^{137}Cs innehåll. Ett samband mellan depositionen av ^{137}Cs i området och aktivitetskoncentrationen i bränslet har framtagits av Hedvall et al. (1997) (figur 3.1). Ett problem härvidlag är att bränsle ibland transporteras långa vägar och därför nödvändigtvis inte speglar de lokala förhållandena. Om man emellertid tar värmeverket i Enköping, för vilket bäst information om det använda flisbränslet finnes, och använder sig av en medelaktivitetskoncentration för åren 1994-97 på 11500 Bq/kg i flygaskan (tabell 3.10) och en anrikningsfaktor

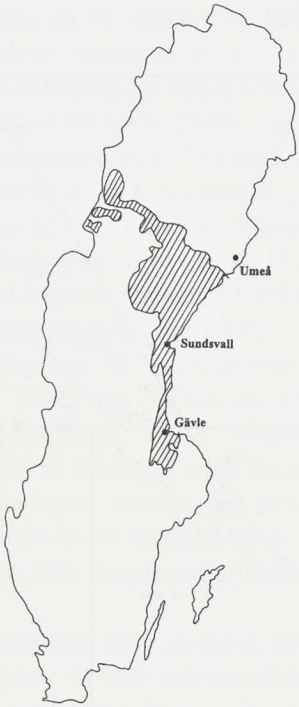
mellan bränsle och flygaska på 43, erhålles en medelaktivitet på 270 Bq/kg i bränslet. Detta värde stöds av resultaten av stickprovsmätningar (tabell 3.10). Bränsle till värmeverket i Enköping har hämtats från ett område norr om staden där deponeringen enligt SGAB:s karta (1986) låg mellan 20 och 40 kBq/m^2 (figur 3.1). En aktivitetskoncentration av ^{137}Cs på 5 kBq/kg i flygaskan motsvarar med en anrikningsfaktor på 43 en koncentration på 115 Bq/kg, vilket erhålles för en deposition på mellan 12 och 17 kBq/m^2. Värdet gäller dagens förhållanden och motsvarar en ursprungsdeposition på mellan 15 och 25 kBq/m^2. Detta betyder att man i områden med högre deposition enl. SGAB:s karta inte skulle kunna ta skogsprodukter för eldningsändamål utan att få en flygaska vars aktivitetskoncentration kommer att överstiga SSI:s gränsvärde. Denna zon är inlagd på SGAB:s karta i figur 3.2. Skulle man endast undanta för biobränsleproduktion sådana områden där deponeringen är 100 kBq/m^2 eller högre skulle man "behöva" ett gränsvärde på 50 kBq/kg. Denna situation är ny för energiproducenterna (Värmeverksföreningen, massa- och skogsindustrin). Med dagens transportsituation kan bränslet ha sitt ursprung långt från energiproduktionsorten. Producenten måste därför hålla kontinuerlig kontroll på ^{137}Cs-nivån i såväl bränsle som askor.

Handhavandet av kontaminerad torv vid skörd, förbränning och deposition av askprodukterna kan ge upphov till både externa och interna stråldoser. Wijk och Jensen (1990) föreslår att man skall ta hänsyn till aktivitetskoncentrationen från följande nuklider då man ger tillstånd till torvtäkt: ^{235,238}U, ^{232}Th, ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{210}Po och ^{137}Cs. Den koncentrationsnivå vid vilken man sätter in åtgärder för att sänka strålbelastningen är för ^{137}Cs i Sverige efter Tjernobylolyckan 5 kBq/kg för användning för eldningsändamål, 1 kBq/kg i torv med 50% torrvikt om man vill använda torven i samband med grönsaksproduktion och 3 kBq/kg om man använder den för gräsmattegödsling.

Förbränningsprocessen innebär alltid en anrikning av radioaktiva ämnen i slagg och aska genom att kolet lämnar bränslet i form av koldioxid. Samma mängd radioaktiva ämnen som finns i bränslet förekommer också någonstans i restprodukterna (slagg, aska och rökgaser). Då restproduktmängden är mindre än bränslemängden så kommer aktivitetskoncentrationen av radioaktiva ämnen att öka från bränslet till restprodukten. Askhalten i bränntorv är ca 5%.



Figur 3.1: Figuren visar ett empiriskt samband mellan depositionen av ^{137}Cs (kBq/ m^2) och aktivitetskoncentrationen av ^{137}Cs (Bq/kg torrvikt) i olika slags bränslen. Figuren är hämtad från Hedvall *et al.*, (1996).



Figur 3.2: Inom det streckade området var nedfallet från Tjernobylolyckan högre än 20 kBq/m^2. Från figur 3.1 erhålles då att aktivitetskoncentrationen är 120 Bq/kg i flisbränslet, vilket motsvarar 5 kBq/kg i flygaska.

Återföring av aska efter eldning med biobränslen

Mängden aska från biobränsleeldning såväl som från eldning med torv och kol är betydande och måste tas omhand. När det gäller kol- och torvaska finns väl beskrivna regler, men dessa gäller framförallt icke-radioaktiva ämnen . När det gäller aska från biobränslen finns ett stort intresse av att kunna återföra näringsämnena till den mark på vilken biobränslet odlats. Om detta ej göres kommer marken på sikt att utarmas på vitala näringsämnen. I dag domineras strålningsproblemen av en enda radionuklid, ^{137}Cs. I vilken utsträckning denna kommer att utgöra problem beror på hur stor mängd som sprids per ytenhet samt också på halten kalium i askan (ju mer kalium desto lägre upptag av cesium i växtligheten).

3.14 Behov av begränsningar av radioaktiva utsläpp och avfall

Radioaktiva utsläpp från förbränningsanläggningar kan ge ett stråldosbidrag till personer via inandning, deposition på marken samt via strålning och läckage från avfallsdeponier.

Beträffande stråldoser till kringboende ("kritisk grupp") har Mustonen (1989) beräknat att utsläppen från ett 1000 MW torveldat värmekraftverk ger en effektiv dos (genom inandning) på 0,001 mSv per år. (före Tjernobylolyckan). Hedvall och Erlandsson (1992) beräknade dosen till en kritisk grupp intill torvvärmeverket i Sandviken till 6 μSv/år eller 0,2 mSv/GWår. Hedvall *et al.*(1996) beräknade att den effektiva dosen från inandning till 2μSv/år motsvarande 0,35 mSv/GWår. Stråldosen till kringboende till följd av inandning blir således normalt mycket låg. Detta gäller även externstrålningen från på marken deponerat material. Deponering av förbränningsrester som kan anses miljöfarliga regleras med tillstånd enligt miljöskyddslagen. Frågor rörande joniserande strålning och radioaktiva ämnen är dock undantagna från denna lag. När det gäller aska från torvförbränning utfärdade SSI 1986 anvisningar för hantering och deponering. Formellt krävs det ett särskilt tillstånd enligt lagen om kärnteknisk verksamhet för hantering av material innehållande mer än 200 μg/g naturligt eller utarmat uran eller torium. För transport av material som innehåller mer än 70 kBq/kg gäller särskilda regler utfärdade av Statens räddningsverk (SRV).

Vid mätningar på 1 m avstånd från en container innehållande flygaska med en ^{137}Cs-koncentration på 12-22 kBq/kg registrerades en högsta dosrat på 0,005 mSv/h. Persondosimetrar med lägsta detektionsnivå på 0,01 mSv uppvisade ej någon mätbar bestrålning under en 4-veckors period.

I värsta fall (all aktivitet i ett tunt ytskikt) skulle en ^{137}Cs-deposition på 1 kBq/m^2 ger ca 2 nGy per tim, dvs ca 50 nGy/dag, eller 0,02 mGy/år. Om man tillåter ett bidrag på 0,1 mSv/år från biobränsleeldning skulle man kunna deponera 6,0 kBq/m^2. Om man lägger ut 0,1 kg/m^2 så skulle man kunna acceptera en koncentration av 60 kBq/kg i askan. I deponierna är avfallslagrens tjocklek emellertid betydande, kanske metervis. En meter över ett mycket tjockt skikt med ^{137}Cs-koncentrationen 1 kBq/m^3 blir dosraten ca 0,2 nSv/tim. Över verkliga avfallslager skulle man kunna förvänta sig 0,1-1 μSv/tim (Ravila och Holm, 1996).

Efter Tjernobyl utfärdade SSI anvisningar rörande hantering och deponering av torvaska från torv med högt ^{137,134}Cs innehåll. Innan ett askparti deponeras på vanlig soptipp eller för torvaska särskilt avsedd tipp bör ett prov tas från den as-

ka som skall deponeras. Proverna slås samman till ett månadsprov. Askmängd, månadsmedelvärde av ^{137}Cs och tippens namn noteras med kvartalsvis rapportering till SSI. Om månadsmedelvärdet överstiger 50 kBq/kg bör SSI kontaktas.

Då flis har lägre halt av naturligt radioaktiva ämnen ur uran- och toriumserierna och ^{137}Cs-halten är lägre blir såväl utsläpp som aktivitetskoncentration i askan lägre ju större andel flis som utnyttjas.

3.15 Jämförelse mellan aktivitetsutsläpp och stråldoser från olika energiproduktionsanläggningar

Som tidigare nämnts baseras Sveriges energiförsörjning huvudsakligen på olja (40%), vattenkraft, kärnkraft och biobränsle (vardera 17-19%), kol (4%) och gas (2%). Kärnkraftindustrins aktivitetsutsläpp, stråldoser och avfallsproblem är väl kända och diskuterade. Oljeindustrins radiologiska problem är mindre uppmärksammade i Sverige, i första hand beroende på att vi inte har någon egen oljeutvinning i landet. Som storkonsumenter av olja måste vi emellertid ta hänsyn till problem som uppkommer i hela kedjan från utvinning till förbränning. Stråldoserna från avlagringar av - i berggrund och havsvatten befintliga - naturligt radioaktiva ämnen kan bli betydande och rensningen av denna typ av ledningar ger upphov till ett låg- till medelaktivt radioaktivt avfall, som ibland behöver lagras på land. Vattenkraftens radiologiska påverkan är förknippad med radonproblemen i underjordsutrymmen, vilket på samma sätt som för övrigt inomhus- och underjordsarbete måste åtgärdas med förbättrad ventilation. Om detta inte göres kan personalstråldoserna bli betydande. Förbränning av biobränslen ger under normala förhållanden mindre mängder naturligt radioaktiva ämnen. Nedfallet från reaktorolyckan i Tjernobyl har gjort att biobränsle från vissa områden i landet innehåller så höga ^{137}Cs nivåer att askan måste omhändertas på särskilt iordningställda deponier. Liknande typer av deponier användes redan när det gäller aska från kol. Detta motiveras i första hand av innehållet av giftiga tungmetaller mm och inte av de radioaktiva ämnena. Det är viktigt att de radioaktiva ämnena i utsläpp och avfall från andra energiproduktionsanläggningar än kärnkraft bedömes på samma sätt och efter samma regler som reglerar kärnkraftens utsläpp och avfall.

Även inom ett så avgränsat område som strålningsområdet är det svårt att rättvist jämföra effekterna av olika slag av energiproduktion. En första svårighet är att andra energiproduktionssätt än kärnkraft överhuvudtaget inte förknippas med strålning eller radioaktivt avfall. Utsläppen innehåller radioaktiva ämnen

med kortare eller längre halveringstid. Särskilt när det gäller bedömningen av konsekvenserna av utsläpp av radionuklider som har lång halveringstid och vars dosbidrag kommer efter lång tid finns betydande svårigheter. En annan svårighet är att olika energiproduktionsslag släpper ut olika radioaktiva ämnen. Det är riktigt att flis och torveldade värmeverk, per producerad energienhet kan släppa ut mer ^{137}Cs till luften än vad ett kärnkraftverk gör. Så var fallet faktiskt fallet redan före Tjernobyl - som en följd av nedfallet från kärnvapenproven i atmosfären. Å andra sidan släpper kärnkraftindustrin ut andra radionuklider, som inte förekommer i biobränslena och aktiviteten i kärnkraftindustrins avfall är ju mycket högre. Totalt blir kärnkraftindustrins strålningspåverkan på såväl allmänhet som anställda, per producerad mängd energi större än t ex fliseldningens. Den totala radiologiska påverkan från torveldning bedöms som större än från fliseldning, men mindre än från kol.

Tabell 3.13: Bidrag till allmänhetens kollektivdos från svensk energiproduktion Som jämförelse ges den naturliga bakgrundsstrålningens bidrag till kollektivdosen.

Källa	Kärnkraft	Kol	Olja	Flis	Torv	Naturlig strålning
Årlig energiproduktion (GWår)	7,4	3,2	9,7	8,6	0,5	
Kollektivdos per enhet producerad energi (manSv/GWår) (enl UNSCEAR, 1993)	Lokalt och regionalt: 1,3 Globalt: (^{14}C): 17 Totalt: 200	20	0,5	1	2	
Årligt kollektivdosbidrag (manSv)	Lokalt och regionalt: 10 Globalt: 130 Totalt (enl UNSCEAR) 1500	64	5	9	1	9000*

*) utan bidraget från radon och radondöttrar

Referenser

Christensen, T., Fuglestvedt, A. och Benestad, Ch. (1994). Kemiske riskfaktorer ved enkelte industrielle processer (energiproduksjon). Bilagsrapport 6 till RAS-430 Nordiska Kontakorganet för Atomenergi (NKA).

Eisenbud, M. och Petrow, H. G. (1964). Radioactivity in the atmospheric effluents of power plants that use fossil fuels. *Science,* **144**, 288-9.

Energy Report Series (1985). The environmental impacts of production and use of energy sources. Part IV - the comparative assessment of the environmental impacts of energy sources. ERS-14-85, Nairobi, January 1985.

Erlandsson, B. (1998). Aktivitetskoncentrationen av Cs-137 i flis, flygaska och bottenaska i årliga stickprov från Enköpings värmeverk. Personligt meddelande.

Gesell, T. F. (1975). Occupational radiation exposure due to Rn-222 in natural gas and natural gas products. *Health Phys.,* **29,** 681-7.

Hedvall, R. och Erlandsson, B. (1992). Radioactivity in peat fuel and ash from a peat-fired power plant. *J. Environ. Radioactivity,* **16**, 205-228.

Hedvall, R., Erlandsson, B. och Mattsson, S. (1996). Cs-137 in fuels and ash products from biofuel power plants in Sweden. *J. Environ. Radioactivity,* **31,** 103-17.

Hedvall, R. (1997). Activity concentration of radionuclides in energy production from peat, wood chips and straw. Thesis, Lund 1997.

Inskip, P. D., Wang, Z. och Fen, Y. (1991). Suitability of Chinese oil well loggers for an epidemiological study of the carcinogenic effects of neutrons. *Health Phys.,* **61,** 637-40

Kristensen, D. (1994). Radioactive avleiringer i oljeproduktion - en strålehygienisk utreding, Strålevern Rapport 1994:7, Statens strålevern, Österås, Norge.

Livsmedelsverket, (1998). Har du radon i ditt dricksvatten? Livsmedelsverket, Stockholm

Martin, A., Mead, S. och Wade, B. O. (1997). Materials containing natural radionuclides in enhanced concentrations. Report EUR 17625. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities ISBN 92-828-0191-8.

Mattsson, S. och Erlandsson, B (1998). Personligt meddelande

McLennan, J. C. (1904). On the radio-activity of natural gas. *Nature,* **70,** 103-08.

Mustonen, R. (1989). Naturlig strålning i samband med energiproduktion i Norden. Bilagsrapport 4 till projekt RAS-430.

Mustonen, R. och Sinkko, (1981). Radioactivity of peat, coal and their combustion products. Report STL-B-36, STUK, Helsingfors, Finland (På finska).

Mustonen, R., och Jantunen, M. J. (1985). Radioactivity of size fractionated fly ash emissions from a peat- and oil-fired power plant. *Health Physics,* **49,** 1251-60.

NCRP 95 (1987). Radiation exposure of the U.S. population from consumer products and miscellaneous sources. National Council on Radiation protection and Measurements , Washington, D.C., USA

NKA (1989). Nordic liason committee for atomic energy (1989). Project RAS-430. National Institute of Radiation Hygiene, Norway.

NUTEK. (1996). Energiläget i Sverige 1996, Stockholm 1996.

Nylén, T. och Ericsson, A. (1989). Uptake and retension of Cs-137 in scots pine. Regional congress of the International Radiation Protection Association (IRPA) on the radioecology of natural and artificial radionuclides. Visby, Sweden, 10-14 September 1989.

Okamoto, K. (1980). Contamination of seafood by radioactivity produced from burning of coal and other fossil fuels. *Radiat. Eff. Aqat. Org.*, 45-58.

Ravila, A. och Holm, E. (1994). Radioactive elements in forest industry. *Sci. Total Envron.*, **157**, 339-356

Rogers, V. C. (1991). Disposal alternatives for oil and gas NORM. Abstract, 36th Annual Meeting of the Health Physics Society. *Health Phys.*, **60,**

SCB (1994-1996) Statistiska centralbyråns årsböcker 1993-1995.

SGAB (1986). Map of Sweden showing the fallout levels of Cs-137 after the Chernobyl accident. Swedish Geological Company, Box 1424. S-751 44, Uppsala, Sweden.

SSI (1991-1997). Statens strålskyddsinstitut. Kärnkraftindustrins - aktivitetsutsläpp - yrkesexponeringen 1989-1996. SSI-rapporterna 91-05, 91-11, 92-15, 93-23, 94-05, 95-13, 96-15 och 97-19.

SSI (1998). Remissyttrande över ansökan om tillstånd till miljöfarlig verksamhet, Gävle Kraftvärme AB, Gävle

SOU (1992). Biofuels in the future. Allmänna Förlaget, SOU 1992:90 SSSN 0375-250X.

UNSCEAR (1988). Sources, effects and risks of ionising radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR Report to the General Assembly, New York.

UNSCEAR (1993). Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR Report to the General Assembly, New York.

USAEC (1973). Comparative risk-cost-benefit study of alternative energy. Wash-1224-A, US Atomic Energy Commission, Washington, DC.

Whitehead, N.E. (1980). Radon measurements at three New Zealand geothermal areas. *Geothermics*, **9**, 279-86.

Wijk, H. och Jensen, M. (1990). Torv och strålskydd. Institute of Radiation Protection, Stockholm, Sweden. SSI-report 90-15. ISSN 0282-4434.

Ordlista

Absorberad dos: "Stråldos", den mängd energi per viktsenhet som en bestrålad kropp tagit upp. Enheten är 1 gray (Gy); 1 Gy = 1 joule/kg

Aktivitet: Antalet sönderfall per tidsenhet i ett radioaktivt material; anges i enheten becquerel (Bq); 1 Bq = 1 sönderfall/sekund

Dos: Betecknar i detta kapitel normalt effektiv dos (se denna storhet)

Dosrat: Stråldos per tidsenhet

Effektiv dos: "stråldos". För att jämföra stråldoser från olika bestrålningssituationer räknar man normalt ut den helkroppsbestrålning, som kan förväntas ge samma risk för allvarlig skada som den aktuella bestrålningen av en del av kroppen. För att göra detta behöver man ta hänsyn till olika organs och vävnaders varierande strålkänslighet.

ICRP: International Commission on Radiological Protection, Internationella strålskyddskommissionen.

Isotop: Atomer som har samma atomnummer och antal protoner men olika antal neutroner

Joniserande strålning: strålning som har tillräcklig energi för att slita loss elektroner från atomer och molekyler, dvs. kan alstra joner.

Kollektivdos: Om stråldoserna nu och i framtiden, orsakade av ett års arbete summeras för alla individer i närområdet samt lokalt och globalt erhålles den s.k. kollektivdosen, dvs den totala strålningspåverkan, som ett års verksamhet ger upphov till (Ex SSI referensvärde: 5 manSv per år och GWel(installerad effekt). Enheten är mansievert (manSv)

Kritisk grupp: I anslutning till en anläggning, som släpper ut radioaktiva ämnen till omgivningen. Betecknar en tänkt grupp människor som på grund av levnadsvanor, ålder eller vistelseort får det högsta stråldostillskottet från utsläppet.

Naturlig strålning (bakgrundsstrålning): Strålning från strålkällor som ingår som en naturlig del av miljön. Hit räknas den kosmiska strålningen och strålning från naturligt radioaktivt kalium (^{40}K) i kroppen och extern strålning från mark och byggnader. Tillsammans ger dessa naturliga strålkällor människor i Sverige en stråldos på ca 1 mSv per år. Detta värde är den bakgrund mot vilken vi i detta kapitel bedömer tillskotten från olika energiproduktionsanläggningar. Stråldosen till lungor och luftvägar från radondöttrar i inomhusluft anses i Sverige i medeltal motsvara en helkroppsbestrålning av ytterligare ca 2 mSv/år. Då denna uppskattning innehåller betydande osäkerheter och då detta bidrag kan variera kraftigt från plats till plats är det mindre lämpligt att i jämförelsetalet inkludera detta bidrag.

Radioaktivitet: egenskap hos ett ämne att sända ut joniserande strålning

Radioaktivt ämne: ämne som innehåller atomer med instabila atomkärnor, som genom sönderfall blir stabila. Vid sönderfallet utsädes joniserande strålning

Strålning: transport av energi i form av vågor eller partiklar

4. Transporter av använt kärnbränsle till djupförvar

4.1 Bakgrund

I sin planering för slutförvaringen av det använda bränslet från de svenska kärnkraftreaktorerna arbetar SKB efter en huvudlinje som innebär att det använda bränslet så småningom ska inkapslas i ett tjockt och starkt metallhölje. Därefter kommer det att föras till ett djupförvar i stabil svensk berggrund. Ett antal förstudier pågår som ett led i en lokaliseringsprocess för djupförvaret. Om djupförvaret lokaliseras vid kusten kan transporterna i huvudsak ske med båt, d.v.s. med fartyget Sigyn eller efterföljare, från det centrala mellanlagret för använt bränsle (CLAB), som ligger invid Oskarshamnsreaktorerna. Placeras djupförvaret i en inlandskommun blir det också aktuellt med landsvägs- och/eller järnvägstransporter.

I det följande redovisas översiktligt hur och i vilken omfattning transporterna kan tänkas ske mellan CLAB och djupförvaret, de regler som gäller för transport av använt kärnbränsle och annat långlivat avfall. Vidare redovisas kraven på transportbehållarna och de tester som görs för att verifiera att kraven uppfylls. Därefter refereras svenska och andra länders erfarenheter. Exempel ges på relevanta risk- och konsekvensanalyser varefter kunskapsläget sammanfattas.

Faktamaterialet till detta kapitel har hämtats från internationella transportregler för radioaktivt material, från internationella konferenser inom området, från SKBs planering och erfarenheter samt övriga svenska erfarenheter och utredningar.

Vid de två senaste internationella konferenserna avseende transport av radioaktivt material (PATRAM '92 och PATRAM '95) rapporterades erfarenheter och resultat från ett flertal länder. En del av detta refereras här. Nästa konferens hålls i mitten av 1998. Dokumentationen från ett panelmöte, som hölls i USA i november 1997 på initiativ av Nuclear Waste Technical Review Board (NWTRB 1997), som är KASAMs motsvarighet i USA, har också kunnat utnyttjas. Vid detta tillfälle redovisade bl.a. berörda myndigheter och forskningslaboratorier med mångårig erfarenhet på området sina studier, resultat och bedömningar. Temat var just säkerhetsfrågor i samband med transport av använt kärnbränsle. Panelen hölls mot bakgrund av och som ett led i förberedelserna i

USA att, som i Sverige, direktdeponera använt kärnbränsle från kärnkraftverken utan upparbetning.

4.2 Hur skall transporterna ske och i vilken omfattning ?

Till djupförvaret transporteras det inkapslade använda bränslet från inkapslingsstationen, som SKB räknar med att förlägga i anslutning till CLAB, med fartyg till en kusthamn och därifrån, om så erfordras, på järnväg eller landsväg till djupförvaret. I princip kan inkapslingsanläggningen alternativt komma att förläggas i anslutning till djupförvaret eller på någon annan plats, men en lokalisering i anslutning till CLAB kan betraktas som ett förstahandsalternativ i SKBs planering.

Läggs djupförvaret nära kusten kan fartygstransporter kompletterad med användning av terminalfordon räcka. Under deponeringsperioden beräknar SKB att omkring 200 behållare med inkapslat bränsle kommer att transporteras årligen. Därtill kommer transporter av en del andra avfallstyper samt av bentonitlera, sand m.m. att ske. Deponeringsskedet beräknas omfatta omkring 30 år. SKB har i genomförda förstudier redovisat hur transporterna kan ske till ett djupförvar, såväl i en inlandskommun (SKB 1995) som i en kustkommun (SKB 1996). Transporterna beräknas påbörjas tidigast år 2010 och i full omfattning ske under en 20-årsperiod mellan 2020 och 2040.

4.3 Transportregler för använt kärnbränsle

Transport av farligt gods, som också innefattar radioaktiva ämnen, styrs säkerhetsmässigt av en rad olika internationella regler som även gäller i Sverige. Regler finns för varje transportslag d.v.s. för transporter på landsväg, med järnväg, till sjöss och med flyg. De delar av reglerna som avser radioaktiva ämnen bygger på internationella rekommendationer som utfärdats av FNs atomenergiorgan IAEA (IAEA 1990 och 1996).

Reglerna för förpackning, märkning och skärmning mot strålning är anpassade bl.a. efter de radiologiska egenskaperna hos innehållet. Små strålkällor för t.ex industriellt eller medicinskt bruk kräver inte lika kvalificerad förpackning som använt kärnbränsle. Överstiger aktivitetsnivån vissa värden måste en s.k. B-behållare användas. För cesium-137 är denna nivå nära 1 TBq (1 TBq= 10^{12} Bq).

Använt bränsle avger mycket kraftig strålning som måste avskärmas för att bränslet ska kunna hanteras, lagras eller transporteras. I CLAB sker detta genom att bränslet förvaras i vatten, som når flera meter över bränslestavarna. Vid transport av använt kärnbränsle utnyttjas alltid B-behållare, som är cylindriska stålbehållare med en godstjocklek av ungefär 30 cm som skärmar tillräckligt för den kraftiga strålningen och som också effektivt innesluter det radioaktiva materialet. De konstrueras på sådant sätt att kriticitet, d.v.s. fortsatt kedjereaktion, i realiteten kan uteslutas. När det använda kärnbränslet transporteras från kärnkraftverken används B-behållare som är utrustade med kylflänsar, som underlättar värmeavgivningen och begränsar temperaturen. Efter omkring 30 års lagring i CLAB, då det är dags att transportera bränslet till djupförvaret, behövs inga kylflänsar, eftersom radioaktiviteten och därmed värmeavgivningen minskat med 90% och således bara är en tiondel av vad den var ett år efter uttaget ur reaktorn.

Transport av använt kärnbränsle omfattas också av kärnkraftinspektionens föreskrifter för fysiskt skydd av klyvbart material, vilka är ägnade att förhindra att något av detta kommer på avvägar. Särskilda rutiner för bevakning, överlämning, kommunikation och rapportering tillämpas för det fysiska skyddet.

4.4 Transportbehållare av typ B

B-behållarna är konstruerade för att strålskärma och innesluta det använda kärnbränslet och för att tåla hårda belastningar och även svåra transportolyckor som brand och kollisioner utan att erforderlig skärmning och inneslutning äventyras. I figur 4.1 visas principen för en B-behållare för transport av inkapslat använt bränsle till djupförvar. Kapseln med använt bränsle är den enhet som ska djupförvaras. Den är vid transport innesluten i en transportbehållare av stål, som beräknas få en cylindermantel som är 20-30 cm tjock. Transportbehållarens båda ändar är omgivna av stötdämpare för att mildra krafterna vid eventuell kollision. Transportfordonet har lastbärare som håller behållaren på plats. Inuti kapseln, som kan komma att bestå av en yttre mantel av 5 cm koppar med gjuten stålinsats med kanaler för bränsleelementen, finns det använda kärnbränslet i sina omkring 4 m långa kapslingsrör. I hela kollit finns således ett flertal barriärer mot omgivningen: urandioxidkeramen, bränslekapslingen, den dubbla slutförvarskapseln (se även figur 5.2) och slutligen transportbehållaren. Avfallskapsel med innehåll och transportbehållare beräknas tillsammans väga ca 55 ton.

Strålskärmningen ska vara sådan att stråldosraten (d.v.s. stråldosen per tidsenhet) blir högst 2mSv per timme på ytterytan av behållaren (1mSv = en milliSievert = en tusendels Sievert). Vidare skall dosraten understiga 0,1 mSv per timme på 1 m avstånd från kollit. Dessa krav är satta för att inte någon ska utsättas för en extra stråldos som är högre än 1 mSv per år*.

Strålningen från transporter av använt kärnbränsle ger alltså inte någon nämnvärd extra stråldos till allmänheten även om någon vistas flera timmar intill transportfordonet. Ytterligare ett exempel kan illustrera detta. Den som bor eller vistas 10 m från vägen, där säg 100 fordon med använt bränsle passerar varje år och stannar t.ex. för rött ljus under två minuter kan maximalt få en stråldos av 0,004 mSv per år, vilket är mindre än en procent av den naturliga bakgrundsstrålningen.

B-behållare är som nämnts även konstruerade för att klara svåra haverifall. Konstruktionskraven som gäller är fall från 9 m mot stumt underlag, fall från 1 m mot metallstav som träffar svagaste punkten på behållaren, brand under 30 minuter vid 800 °C samt nedsänkning i vatten till 200 m djup. Efter hela denna sekvens av påfrestningar ska inte skärmningsegenskaperna försämras mer än till 10 mSv per timme på 1 m avstånd och läckaget får inte ha ökat mer än till vissa, av IAEA, angivna värden.

En B-behållare med 2 ton använt bränsle, som transporteras från CLAB till djupförvaret kan bland övriga klyvningsprodukter och aktinider innehålla 7 000 TBq cesium-137. Högst 1 TBq av cesium-137, d.v.s. 0,01% i detta fall, får läcka ut under en vecka efter den tidigare nämnda haverisekvensen. I avsnittet om konsekvens- och riskanalyser behandlas vad ett tio gånger större läckage kan leda till för stråldoser.

4.5 Tester av B-behållare

Att transportbehållarna tål de belastningar som de är konstruerade för, provas i realistiska typtester, som så nära som möjligt följer den ovan angivna haverisekvensen. Hur testerna ska genomföras har föreskrivits i anvisningar från IAEA. Efter testerna ska storleken på eventuellt läckage fastställas, vilket kan ske med trycksättning och uppmätning av tryckutjämningen.

Det är osannolikt, men inte omöjligt, att haverisekvenser kan vara allvarligare

* Detta kan jämföras med de dosgränser som gäller. För personal i radiologiskt arbete gäller högst 50 mSv/år, dock högst 100 mSv sammanlagt under fem på varandra följande år. För annan personal gäller, liksom för allmänheten, 1 mSv/år.

än de, som de internationellt föreskrivna testnormerna avser att täcka. I USA har studier gjorts, som visar att endast 1% av alla de transportolyckor, som studierna omfattade skedde under förhållanden som var värre än de som anges för B-behållartesterna (NWTRB 1997). Ingående analyser och tester har skett av sådana haverier som ligger utanför konstruktionskraven och deras konsekvenser och några resultat diskuteras senare i avsnittet konsekvens- och riskanalyser.

Man kan tycka att fall från mer än 9 m mycket väl kan ske, och det är ju riktigt. Går behållaren sönder då? Svaret är att det finns stora marginaler. För det första gäller i konstruktionskraven att behållaren ska tåla 9-metersfallet mot stumt underlag. För konstruktörerna innebär detta att all rörelseenergi som utvecklas under fallet ska tas upp av behållaren. Vid testerna simuleras ett stumt underlag av ett kraftigt armerat betongfundament på vilket en tjock järnplatta placerats. I praktiken finns inget helt stumt underlag. Ett fall på 20 m mot en stor betongplatta motsvarar ungefär 9 m mot stumt underlag. Ett fall på 80 m mot en asfaltbelagd väg motsvarar omkring 3 m mot stumt underlag. B-behållare har släppts från 700 m höjd från helikopter mot hård mark utan skador.

Resultaten från en testserie vid Sandia National Laboratory (Ammerman och Bobbe), som avsåg fallprov från olika höjder upp till 36 meter mot stumt underlag enligt testreglerna, visar att antaganden avseende skador och läckage är på den säkra sidan i förekommande konsekvens- och riskstudier.

Analyser har också skett av konsekvenserna efter bränder som varar mer än 30 minuter och vid högre temperaturer än 800°C, vilket skulle kunna inträffa, om än med ytterst låg sannolikhet. Här bör också påpekas att temperaturen inuti behållaren bara långsamt stiger och inte når brandhärdens temperatur förrän efter flera timmar. Om bränslekapslingen är mycket skadad och man eventuellt också skulle få god tillgång på luft skulle en oxidation av bränslet kunna ske, vilket förstör den keramiska strukturen och i så fall ökar frigörelsen.

Förutsättningarna är således svaga att det plötsligt vid en kollision eller brand skulle börja läcka ut någon större mängd radioaktivt material. Skälen för detta är flera: behållarens styrka och täthet, bränslet är kapslat och det radioaktiva materialet finns till helt övervägande del i det keramiska bränslet. Även om det hittills aldrig skett något läckage kan ett sådant inte uteslutas, vilket också transportreglerna försiktigtvis anser kunna inträffa. Läckage från transportbehållaren antas också ske i allt större grad vid allt svårare kombinationer av mekanisk påfrestning och brand enligt en tidig amerikansk riskanalys. Vad konsekvenserna skulle kunna bli, beskrivs närmare i avsnittet om risk- och konsekvensanalyser. Om bränslet dessutom är inneslutet i förvaringskapseln för slutförvar erhålles ytterligare minst en barriär mot spridning.

Förutsättningarna är således helt annorlunda jämfört med transporter av t.ex. klor, ammoniak, gasol, salpetersyra och bensin för att ta några andra ämnen som under senare år varit orsaken till allvarliga tillbud eller olyckor. Väsentliga skillnader utgör antalet och tjockleken på barriärerna mellan det farliga ämnet och omgivningen. För tankvagnar eller tankbilar är den enda barriären mot spridning till omgivningen en omkring 1 cm tjock plåt medan enbart den yttre barriären är omkring 30 cm tjock för en B-behållare avsedd för använt kärnbränsle. Vidare finns inga vätske- eller gasformiga radioaktiva ämnen i avklingat använt bränsle med undantag för ädelgasen krypton-85, som är tämligen harmlös.

4.6 Beredskap för transportolycka

Om en olycka skulle inträffa i samband med transport av använt kärnbränsle utnyttjas samhällets vanliga räddningstjänst kompletterad med specialistresurser från den nationella strålskyddsberedskapen. Med olycka menas här, och i den statistik som redovisas från olika länder, en avvikelse från normalt beteende. Det kan vara en kollision, en dikeskörning eller motsvarande. Händelsen behöver inte alls leda till något läckage eller några stråldoser för att i statistik och utredningssammanhang kallas för olycka.

SOS-centralerna har uppgifter om hur man når tjänstgörande strålskyddsinspektör (TSI), en resurs som Statens strålskyddsinstitut (SSI) håller i beredskap dygnet runt. TSI kan ge råd om lämpliga skyddsåtgärder och kan ordna med kontakter för strålskyddsmätningar på olycksplatsen. Sådana mätningar kan utföras av de laboratorier som SSI har kontrakterat i sin beredskapsorganisation och som finns på flera platser i landet. Skulle behov uppstå av dekontaminering, d.v.s. rengöring från radioaktivt material, på olycksplatsen kan detta utföras av existerande specialistorganisationer efter samråd med SSI. En sådan utveckling av en transportolycka med typ B-behållare, som utnyttjas för använt bränsle, är mycket osannolik och har, så vitt känt, inte inträffat. Mer om detta i senare avsnitt. Alla transporter av använt kärnbränsle meddelas i förväg till berörda myndigheter.

Transporterna med Sigyn är omgärdade med omfattande säkerhetsåtgärder. Sigyn själv uppfyller internationella krav på flytbarhet för fartyg avsedda för farligt gods. Om Sigyn ändå skulle sjunka finns utrustning i form av flera flytbojar som markerar platsen för förlisningen. Särskilda lyftöglor finns tillgängliga för att underlätta bärgning. På varje B-behållare finns sonder för positionssigna-

lering, som underlättar att bärga behållare som eventuellt hamnar utanför fartyget vid en förlisning (SKB 1992).

4.7 Svenska erfarenheter av transport av använt kärnbränsle

I Sverige och även utomlands finns mångårig erfarenhet av transporter av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall. Det svenska sjötransportsystemet med SKBs fartyg Sigyn är väl beprövat (Dybeck och Gustafsson 1992). Det har varit i drift sedan 1983 och transporterar bl. a. använt kärnbränsle från de kustförlagda kärnkraftverken till CLAB. Under perioden 1985-97 transporterades nära 1000 behållare med använt kärnbränsle, motsvarande mer än 2700 ton bränsle.

Transporter per landsväg av behållare med använt kärnbränsle har skett från den nu nedlagda Ågestareaktorn söder om Stockholm till Studsvik. Därifrån har bränsebehållarna vidaretransporterats med bil till CLAB. Alla dessa transporter har genomförts utan missöden.

4.8 Utländska erfarenheter

Vid internationella konferenser inom transportområdet rapporteras om erfarenheter, säkerhetsåtgärder och riskanalyser från flera länder. Här ska några typiska och för det aktuella ämnet relevanta bidrag refereras.

USA

Omkring 2000 transporter har skett av använt bränsle under de senaste 30 åren utan att något läckage inträffat eller att någon person bland allmänheten blivit exponerad, trots att åtta transportolyckor med B-behållare för använt kärnbränsle skett (Pope 1992). Med transportolycka i detta sammanhang menas att händelsen rapporterats till och registrerats av ansvariga myndigheter enligt vissa kriterier. Det behöver således inte ha lett till någon skada på behållaren eller något läckage. Behållarna är som tidigare beskrivits konstruerade att hålla för svåra haverier. Realistiska tester vid Sandia National Laboratory i USA med järnvägsvagnar och lastbilar lastade med B-behållare som körts antingen rakt mot en betongvägg eller kolliderat med varandra i hög fart har visat att behållarna håller

för dessa svåra påfrestningar.

Av de åtta transportolyckorna med B-behållare för använt bränsle som skett i USA inträffade hälften på järnväg och hälften på motorväg. Vid hälften av dessa händelser var behållarna tomma. Endast i ett fall uppstod skada som inte var trivial (Chashwell och McClure 1992).

Den olyckan skedde vid en dikeskörning med lastbil. Händelsen inträffade 1971 på en av USAs motorvägar och har beskrivits av SKB i en faktarapport om transporter av använt bränsle utgiven i juli förra året och finns också rapporterad vid PATRAM '85. Den omnämndes även vid förra årets panelmöte med NWTRB. Olyckan orsakades av att föraren av den radioaktiva transporten tvingades väja för ett mötande fordon och körde i diket. Ekipaget välte och behållaren kastades av trailern. Föraren omkom när förarhytten bröts sönder. Efter några timmar och kontroll av strålskyddsexperter kunde dessa konstatera att behållaren var intakt och att något läckage inte skett.

Planerna att transportera använt kärnbränsle, som för närvarande lagras vid kärnkraftverken, till ett slutförvar finns utarbetade och granskas som tidigare nämnts bl.a. av NWTRB. Ett grundläggande federalt kriterium är att transportrutten ska vara utvärderad och funnen lämplig.

Vid panelen ifråga påtalades betydelsen av god dokumentation och kvalitetskontroll vid tillverkningen av transportbehållarna och som underlag för licensieringen.

Storbritannien

Vid 90-talets början hade man i Storbritannien transporterat omkring 13 000 behållare med använt bränsle under en trettioårsperiod. Ingen transportbehållare hade skadats under dessa år. En enda urspårning vid en bangård hade inträffat utan att skada behållaren eller omgivningen.

Under 1984 genomförde CEGB, som var det statliga kraftföretaget som på den tiden drev alla kärnkraftverk i landet, en realistisk test i full skala för att demonstrera B-behållarnas hållfasthet genom att man lät ett lokomotiv med farten 160 km i timmen köra på en transportbehållare, som användes för transport av använt bränsle (Mummery och Pannett 1989). Lokomotivet krossades helt och B-behållaren fick yttre mekaniska skador men förblev intakt.

Tyskland

Omfattande demonstrationer har stört transporter av använt bränsle och radioak-

tivt avfall i Tyskland vid ett flertal tillfällen och medfört stora polispådrag. Den radiologiska säkerheten har emellertid hela tiden varit hög. Använt bränsle transporteras på järnväg från de tyska kärnkraftverken till anläggningar för upparbetning i Frankrike och Storbritannien. Under den första hälften av 90-talet transporterades årligen 70-170 vagnslaster med använt bränsle. Återtransport av förglasat avfall efter upparbetning beräknas ske i 15 transporter per år fram till år 2003. Detta sker också i huvudsak per järnväg (Alter 1995).

Frankrike

Detaljerade statistiska uppgifter om radioaktiva transporter har publicerats av de franska myndigheterna för perioden 1981-1990 (Hamard m.fl. 1992). Mängden använt bränsle som transporterades ökade från 900 till 1800 ton per år under perioden. Maximala stråldosen per år till någon bland transportpersonalen under perioden var 6 mSv vid transport av använt kärnbränsle. Den sammanlagda årliga stråldosen till transportpersonalen var hela tiden lägre än 0,01 manSv per år, vilket motsvarar att 10 personer får en extra stråldos på 1 mSv. För alla transporter av radioaktivt material uppmättes den sammanlagda årliga stråldosen under perioden till 0,3-0,4 manSv för transportpersonalen. Man har i tidigare studier bedömt att totala stråldosen till allmänheten var betydligt lägre än vad transportpersonalen utsattes för.

4.9 Konsekvens- och riskanalyser

Konsekvensstudie i Kanada vid transporthaveri med använt kärnbränsle

I en konsekvensstudie från Kanada (Kempe 1995) valdes två representativa haveriscenarier som avsåg använt kärnbränsle. Det ena scenariet täckte svår kollision kombinerad med läckage. Det andra täckte brand kombinerad med läckage.

Det första scenariet innebar ett läckage av en del av själva bränslematerialet i en omfattning som ungefär motsvarade vad konstruktionskriterierna maximalt tillåter. Det material som antogs läcka ut bedömdes spridas på marken över en yta av storleksordningen 1000 kvadratmeter, vilket motsvarar en à två ordinära villatomter. De direkta stråldoserna, för personer vid eller nära olycksplatsen beräknades till nivåer som motsvarar den naturliga bakgrundsstrålningen under ett år. Konsekvenserna bedömdes således bli mycket små. Föroreningen av radioaktivt material efter det antagna läckaget ligger ytligt på marken, är svårlös-

ligt och kan lätt avlägsnas. Sannnolikheten för detta scenario bedömdes vara så låg som 1 på 10 000 att det överhuvudtaget skulle inträffa under hela transportperioden på säg 10 år.

Det andra scenariet avsåg en frigörelse av cesium från bränslet i samband med en brand. Cesium, som är ett fast ämne vid normal temperatur, kan förflyktigas en del vid de temperaturer som uppnås efter långvarig brand eftersom typiskt 1-5% har ansamlats i kapslingsspalten under reaktordriften. Det allra mesta av cesiet ligger emellertid inneslutet i det keramiska bränslematerialet och kan inte frigöras vid så låga temperaturer som är aktuella vid en brand (upp emot 1000° C). För att cesium skall frigöras i större omfattning krävs minst 1600° C.

Såväl stråldoser som sannolikhet beräknades vara lägre i det andra scenariet än i det första.

Många kommer säkert ihåg från Tjernobylnedfallet att just cesium med sina två isotoper Cs 137 och Cs 134 tillhör de mest dominerande i konsekvensavseende. I inkapslat äldre bränsle som skall transporteras till slutförvar finns dock inte något cesium-134 kvar eftersom det klingat av genom radioaktivt sönderfall. Vidare behöver man inte befara problem med kortlivade jodisotoper, som vi fick efter Tjernobylolyckan, eftersom dessa i praktiken försvunnit redan innan bränslet transporterats från kärnkraftverket till CLAB.

Konsekvensstudie för haveri med Sigyn

Konsekvensanalyser av potentiella haverier genomförs också i Sverige och redan i slutet av 70-talet (Appelgren m.fl. 1978) och i början av 80-talet (Olsson m.fl. 1982) studerades detta för sjötransport av använt bränsle inför etableringen av SKBs sjötransportsystem. Olika haveriscenarier analyserades, t.ex. att en skadad och läckande transportbehållare med använt bränsle förlorades i Östersjön på 100 m djup och inte bärgades. Stråldoserna, som domineras av konsumtion av fisk, beräknades med pessimistiska antaganden och blev högst 0,03 mSv över en 50-årsperiod för mest belastad grupp. Den normala bakgrundsstrålningen under samma tid ger omkring 100 mSv.

Riskstudier

En litteraturgenomgång av publicerade studier av transportrisker rapporterades (Blenkin m.fl. 1995) vid PATRAM '95. Arton studier hade analyserats i detalj. Flera studier uttryckte riskmåttet i form av dödsfall per transportkilometer och jämförde några olika typer av farligt gods. En av slutsatserna var att risken gene-

rellt var lägre vid transport av radioaktivt material än för övrigt farligt gods. Man fann inte någon generell skillnad i risk mellan att transportera farligt gods på landsväg jämfört med järnväg. En diskussion om för- resp. nackdelar med transport av använt kärnbränsle på landsväg eller järnväg återfinns i NWTRB 1997.

I en tidig amerikansk (NRC 1977) riskstudie visas att de icke radiologiska skadorna, d.v.s. vanliga kroppsskador, brännskador och dödsfall som kan inträffa vid alla typer av transporter, vida översteg risken med det radioaktiva innehållet.

4.10 Sammanfattning

Transport av använt kärnbränsle har skett i ökande utsträckning under mer än 30 år i flera länder utan att varken personal eller allmänhet exponerats för någon strålning av betydelse. Denna höga grad av säkerhet har uppnåtts genom de rigorösa säkerhetskrav som gäller internationellt för denna typ av transporter. Kravet på skärmning med en flera decimeter tjock yttre stålmantel på transportbehållaren, som behövs för att skydda mot direkt exponering från den kraftiga strålningen från bränslet, ger även ett naturligt skydd mot skador vid kollisioner och bränder under transporterna.

Förutsättningarna för spridning av radioaktivt material efter transportolycka med använt kärnbränsle är mycket begränsade. Förutom av den tjocka yttre barriären med bultade lock och tätningsringar i transportbehållaren, begränsas eventuellt läckage dels av bränslekapslingen dels av själva det keramiska bränslematerialet vid brand eller kollisioner. Är bränslet dessutom inneslutet i en kapsel avsedd för djupförvaring erhålles ytterligare en, eller snarare två barriärer mot frigörelse till omgivningen. Erfarenhetsmässigt har heller aldrig, så vitt känt, något läckage inträffat vid transport av använt bränsle. Vid studier av möjliga konsekvenser efter kollision och brand antas emellertid att läckage uppstår på transportbehållaren.

Även extrema och hypotetiska haverier har analyserats. Studier i olika länder visar att transporter av radioaktivt material, inklusive använt bränsle, är mycket säkrare än transporter av annat farligt gods. Även vid extremt svåra transportolyckor blir de radiologiska konsekvenserna små eller inga alls.

Referenser

Alter U.
Summary of nuclear material transport in the Federal Republic of Germany 1990-94
PATRAM '95 p 584-591

Ammerman D.J., Bobbe J.G.
Testing of the structural evaluation test unit
PATRAM '95 p 1123-1130

Appelgren A., Bergström U., Devell L.
Stråldoser vid haveri under sjötransport av kärnbränsle
KBS TR 57 (1978)

Blenkin J.J. et al.
A literature survey and review of transport risk assessments
PATRAM '95 p 893-901

Chashwell C.E., McClure J.D.
Transportation accidents/incidents involving radioactive materials 1971-1991
PATRAM ' 92 p 1076-1082

Dybeck P. , Gustafsson B.
A decade of successful domestic sea transports of radioactive waste in Sweden 1982-1992
PATRAM '92 p 211-218

Hamard J. et al.
Estimation of the individual and collective doses received by workers and the public during the transport of radioactive materials in France between 1981 and 1990.
PATRAM '92 p 67-73

IAEA
Regulations for the safe transport of radioactive material. 1985 Edition (As amended 1990)
IAEA Safety Series No 6 (1990)

IAEA
Regulations for the safe transport of radioactive material. 1996 Edition
IAEA Safety Standards Series No ST-1 (1996)

Kempe T.F.
An examination of environmental contamination following a hypothetical used-fuel transportation accident
PATRAM '95 p 931-938

Mummery C.B., Pannett R.F.
Ten thousand movements of irradiated fuel from CEGB power stations - Review of recent experience.
PATRAM '89 p 1109-1114

NWTRB. US NUCLEAR WASTE TECHNICAL REVIEW BOARD
Meeting of the panel on the waste management system, spent fuel transportation safety
NWTRB November 19-20, 1997. Transcripts by e-mail.

Olsson G., Sundblad B., Devell L., Edlund O.
Radiologiska konsekvenser vid förlust av behållare med använt kärnbränsle vid sjötransport
Studsvik NW-82/348, 1982

PATRAM '92
The 10th International Symposium on the Packaging and Transportation of Radioactive Material. September 13-18, 1992 Yokohama City, Japan

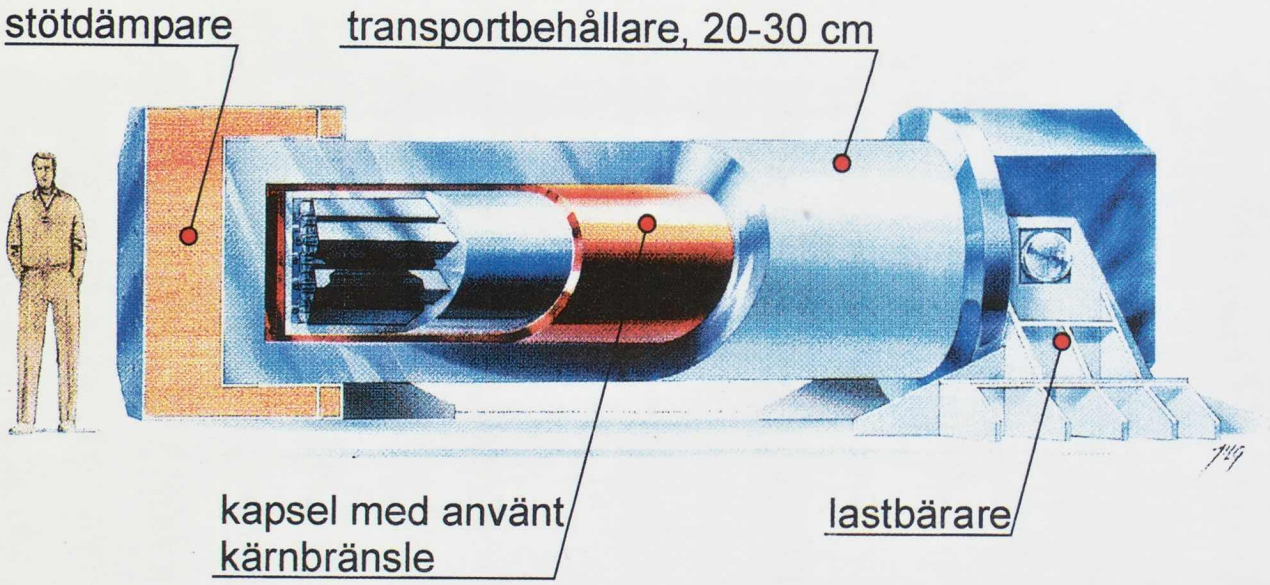
PATRAM '95
The 11th International Symposium on the Packaging and Transportation of Radioactive Material. December 3-8, 1995 Las Vegas, USA

Pope R.B. et al.
Historical overview of domestic spent nuclear fuel shipments in the United States.
PATRAM '92 p 121-128

SKB
Transportsystem för använt kärnbränsle och radioaktivt avfall.
Systembeskrivningar
SKB 1992

SKB
Förstudie Malå. Transportmöjligheter till ett djupförvar i Malå kommun
SKB PR D-95-004 (mars 1995)

SKB
Förstudie Nyköping. Anläggningsutformning, bemanning och transportmässiga förutsättningar
SKB PR D-96-022 (sept 1996)



Figur 4.1: Djupförvar, transportsystemet. Principskiss av transportbehållare. Källa SKB.

5. Säkerhetsanalysen av slutförvaringen

5.1 Bakgrund

Regeringen uttalade sig om säkerhetsanalyser för slutförvaringssystemet i sitt beslut efter SKBs komplettering av FUD-Program 92. Regeringen konstaterade bl.a. att "beslut om uppförande av den planerade inkapslingsanläggningen kan komma att innebära stora bindningar med avseende på fortsatta hanterings- och förvaringsmetoder. Dessa beslut bör därför såvitt nu kan bedömas inte fattas innan en säkerhetsanalys av slutförvarssystemet i sin helhet redovisats och den planerade slutförvaringsmetoden kunnat visas lämplig." Regeringen fann att en samlad säkerhetsanalys bör ingå som underlag i eventuella ansökningar att få uppföra den planerade inkapslingsanläggningen.

Medborgarna i de kommuner där SKB planerat eller genomfört förstudier för slutförvaringen har fäst stort avseende vid frågan om en slutförvaring är säker eller kan innebära allvarliga risker för dem själva eller framtida generationer. Frågan om det går att slutförvara det använda kärnbränslet har också tagits upp i diskussioner om det är ansvarsfullt att fortsätta att driva de nuvarande kärnkraftaggregaten en begränsad tid eller på obestämd tid. Säkerhetsanalyser av slutförvaringen har alltså betydelse på flera nivåer, för statsmakten, för de centrala och lokala myndigheterna, för medborgare i kommuner som berörs av lokaliseringen av olika anläggningar och för medborgare som i övrigt engagerar sig i frågor om kärnkraftens framtid.

Säkerhetsanalyser av slutförvaring av kärnbränsle på stort djup i den svenska berggrunden har också gjorts i flera omgångar och av såväl SKB som SKI. De har redovisats som tekniska rapporter med utförliga beskrivningar av kunskapsunderlaget, beräkningsmetoder och beräkningsresultat. Dessa rapporter har av många uppfattats som svårbegripliga.

KASAM arrangerade under 1997 två seminarier med särskild inriktning på att överbrygga klyftan mellan kravet på fullständighet och vetenskaplig korrekthet i redovisningen av säkerhetsanalyserna inför fackmyndigheternas prövning av tillståndsansökningar, och kravet på begriplighet för dem som utan egna fackkunskaper vill bilda sig en egen uppfattning om slutförvaringens säkerhet. Detta kapitel utgår från material som redovisades vid dessa seminarier och intryck från diskussionerna, som upptog den största delen av tidsprogrammet. Debattörerna ägnade den mesta tiden åt frågor som gäller kraven på, förutsättningarna för och

möjligheten att förstå säkerhetsanalysen snarare än åt frågor om radionuklidspeciering, fördelningskoefficienter och darcyflöden. Även dessa senare har dock sin plats i säkerhetsanalysen. Därför beskrivs även delar av pågående arbeten med säkerhetsanalyser, som bakgrund till dagsläget.

5.2 Säkerhetsanalysens uppgift - att visa om det som är farligt också utgör en risk

Använt kärnbränsle är farligt. Det innehåller radioaktiva ämnen som avger joniserande strålning. Man kan inte hantera eller uppehålla sig i närheten av ett bränsleelement som tagits ut ur en reaktor, om inte bränsleelementet är inneslutet i en tjockväggig behållare eller har placerats djupt under ytan av en vattenfylld bassäng. Radioaktiva ämnen blir särskilt farliga om de ansamlas i våra kroppar genom att vi äter, dricker eller inandas dem. Men att radioaktiva ämnen i använt kärnbränsle är farliga betyder inte nödvändigtvis att använt kärnbränsle utgör någon fara för människor och miljö. Om bränslet omges av så tjocka strålskärmar att dess strålning inte når ut och om de radioaktiva ämnena är så väl inneslutna att de inte kan slippa ut i vår livsmiljö så utgör bränslet inte någon risk för människor eller andra varelser i något av hanteringsleden.

Det är säkerhetsanalysens uppgift att visa hur effektivt vi kan avskärma och innesluta de radioaktiva ämnena i bränslet, och hur robust och varaktigt detta skydd kan förväntas bli. Den måste också visa vilka risker det blir, om skyddsbarriärerna skadas. Är risken med slutförvaringen att omgivningen kring förvaret blir radioaktivt förorenad i lika stor omfattning som de mest utsatta områdena efter Tjernobyl? Eller är risken ungefär densamma som den risk biosfären i vårt land alltid utsatts för genom att radioaktiva ämnen frigjorts från berggrunden genom erosion och vittring?

5.3 Säkerhetsanalysens användning

Såväl SKB som tillsynsmyndigheterna behöver analysera hur slutförvaret fungerar och hur säkert det är.

SKB behöver göra analyser i flera omgångar, från de första konstruktionsförslagen genom det fortsatta forsknings- och utvecklingsprogrammet och fram till driften och förslutningen av anläggningen. I ett första skede används analysen för att ge konstruktören en uppfattning om egenskaperna hos det planerade för-

varet, hur delarna samverkar och vilken förmåga kombinationen av spridningsbarriärer har att isolera de radioaktiva ämnena från vår livsmiljö.

På detta tidiga stadium är naturligtvis kunskaperna i många avseenden ofullständiga. Man har fått göra rimliga antaganden snarare än säkra utredningar om barriärernas egenskaper. Man har utgått från tidigare erfarenheter av berggrunden och av material i de tillverkade barriärerna, men dessa har gällt för andra användningsområden. Analyserna blir vägledande för forskningsprogrammet genom att de visar inom vilka områden befintlig kunskap i första hand behöver kompletteras.

Under utvecklingsarbetets gång behöver varianter och alternativ till ursprungskonstruktionen analyseras för jämförelse mellan olika lösningar. SKB måste på så sätt känna sig för om den väg de följer kan leda ända fram till målet.

När utvecklingsarbetet närmar sig verkställighet, platsundersökningar och prototyptillverkning av enskilda barriärer, behövs analyserna som underlag för kravspecifikationer på berggrunden och på de tillverkade barriärerna.

I ansökan om att få uppföra anläggningar måste ingå en komplett säkerhetsanalys av hela förvaringssystemet eftersom de olika hanteringsstegen inkapsling, eventuell mellanlagring, transporter och deponering var för sig ställer krav som måste tillgodoses, samtidigt som de leder fram till en långsiktigt säker slutförvaring.

Även SKI måste i god tid starta arbeten med säkerhetsanalyser för att kunna bilda sig en egen uppfattning om vilka krav som behöver ställas på förvaret i sin helhet och på enskilda barriärer, och för att ha egna bedömningsunderlag när tillståndsansökningar från SKB skall prövas vid olika tillfällen.

5.4 Hur analyserar man framtiden? Scenariemetodik

Säkerhetsanalysen av ett slutförvar måste behandla dels deponeringsskedet när det använda kärnbränslet placeras tillsammans med buffertmaterialet i förberedda positioner i berget dels den fortsatta utvecklingen av slutförvaret efter förslutningen. Deponeringen av bränslet kan prövas i full skala i den prototypanläggning som SKB kommer att inrätta i anslutning till Äspölaboratoriet. Detta arbete kommer att göras med kapslar och buffert av samma utseende som i det verkliga förvaret. Kapslarna kommer inte att innehålla radioaktivt bränsle, men analysen av säkerheten vid deponeringen kommer ändå att bygga på ett gott erfarenhetsunderlag.

Den fortsatta utvecklingen av förvaret kan inte studeras i förväg på samma

sätt. SKB planerar att bygga slutförvaret i två steg. I det första deponeras 5-10 % av bränslet. Förvaret kommer att hållas öppet för inspektion och mätningar under en tidsperiod som ännu inte är bestämd, kanske några årtionden. Värdet av en sådan observationsperiod skall inte förringas. Den kan ge en värdefull bekräftelse av den beräknade temperaturutvecklingen i den närmaste omgivningen av bränslekapslarna, eftersom temperaturen ändras snabbast den första tiden efter deponeringen. Den ger också möjlighet att stickprovsvis kontrollerahur bufferten påverkas av värmen från bränslet och av det tillrinnande grundvattnet. Men en observationsperiod kan naturligtvis aldrig sträckas ut så långt i tiden att den ger någon avgörande information om utvecklingen under årtusenden.

Analysen av säkerheten på lång sikt görs med hjälp av antaganden om den framtida utvecklingen av barriärernas tillstånd och av yttre förhållanden, framförallt klimatet. Ett sådant antagande, som kallas *scenario*, beskrivs så utförligt som behövs för beräkningar av konsekvenserna av antagandet för säkerheten. Ingen kan göra anspråk på att kunna förutse den framtida utvecklingen i dess helhet, men en omsorgsfull inventering av tänkbara utvecklingar och händelser är ändå befogad. Med hjälp av scenarieanalyser kan ett slutförvar konstrueras så robust, att det tål de framtida påfrestningar vi kan förutse, i den utsträckning vi anser befogad. Det går dock inte att fastställa med hjälp av en säkerhetsanalys hur stora resurser vår generation skall lägga ner på att förebygga skador, som hypotetiskt kan drabba framtida generationer. Hur försiktighetsprincipen skall tillämpas på säkerhetsanalysens resultat är ytterst ett politiskt avgörande.

Det närmast tillhands liggande antagandet om framtiden är att berggrunden och klimatet förblir som de är idag. Detta antagande används av både SKI och SKB som en utgångspunkt för den långsiktiga analysen. Antagandet kommer att stämma med verkligheten under någon tid efter förslutningen dock allra högst några tusen år. Berggrunden förändras visserligen mycket långsamt men klimatet kommer att förändras avsevärt inom årtusenden.

Klimatforskare och kvartärgeologer tvekar inte om klimatutvecklingen under de närmaste hundratusen åren. Vårt klimat är på väg mot en ny istid. Om den utvecklas enligt ett liknande mönster som den senaste, så börjar den med en långsam avkylning tills sibiriska förhållanden med djup tjäle och tundravegetation inträtt om 5- 10 000 år. Glaciärerna kommer att växa till inlandsisar med kulminationer om ca 20 000 år, 60 000 år och 110 000 år. Mellan kulminationerna kan istäckena dra sig tillbaka men klimatet kommer ändå att vara betydligt kallare än nu. Först om ca 120 000 år förväntas en värmeperiod lik den vi lever i för närvarande.

I en säkerhetsanalys med längre tidshorisont än några tusen år måste därför

ingå minst ett istidsscenario. SKBs Tekniska Rapport 91-32, SKB/TVO Ice age scenario, och SKI Site-94, kapitel 9.3.2 ger två exempel. Istidsscenariot måste ge en utförlig beskrivning av hur "evig" tjäle breder ut sig över landet, hur den följs av en framryckande isfront, hur landytor pressas ned av istäcket och höjer sig igen när isen drar sig tillbaka, kortvarigt eller slutgiltigt, samt hur alla dessa förändringar kan påverka bildningen och omsättningen av grundvatten i berggrunden. Tidsskalan behöver inte vara riktig. Det viktiga är att kunna beskriva de stora förändringar som kan uppkomma i berggrunden under en istidsperiod. Precis när de uppkommer har mindre betydelse.

Det finns ett rikt underlag till en sådan beskrivning av nästa istid. Istid råder i vår nutid på Grönland och den antarktiska kontinenten. Den senaste istiden har efterlämnat många spår i Skandinavien och på havsbottnarna runt om i världen. Dessa spår går att tolka med olika metoder, så att forskarna kan redogöra för de viktigaste huvuddragen i den senaste istidens förlopp. Den kommande istiden antas i huvudsak likna den senaste, som för Sveriges del tog slut för ca 10 000 år sedan.

Nuvarande förhållanden avlösta av ett istidsscenario utgör centralscenariet, enligt SKIs terminologi, i den långtida säkerhetsanalysen. Till detta fogas ett antal scenarier, som snarare är illustrationer av vad som kan tänkas hända än prognoser om vad som kommer att ske. Dessa kan vara att en jordbävning inträffar på större eller mindre avstånd från förvaret eller att någon borrar eller spränger i förvaringsberget i en framtid, när ingen längre minns eller kan ta reda på vad som finns därnere. Sådana, närmast spekulativa, scenarier kan inte väljas utifrån vad vi vet om framtiden utan vad vi anser skäligt att ta med i beräkningarna.

Under rubriken scenarier analyseras också konsekvenserna av möjliga fel som, trots tillverkningskontrollen, kan förekomma i enstaka exemplar av serietillverkade produkter som bränslekapslar och bentonitblock.

Inom varje scenario, exempelvis jordbävningsscenariet, kan man behöva analysera olika beräkningsfall. Med beräkningsfall menas då ett antagande bland flera möjliga, exempelvis om jordbävningens styrka och närhet till förvaret.

5.5 Myndigheternas krav på en säkerhetsanalys

SKI har redovisat sina utgångspunkter för föreskrifter om säkerhet vid slutförvaring av använt kärnbränsle i SKI Promemoria 97017. I dessa ingår bl.a. "Allmänna krav på säkerhetsanalys av slutförvarets långtidsfunktion." Kraven

gäller bl.a.
- tidsperspektiv och allmän inriktning av analysen,
- scenarier och modeller samt
- hur olika typer av osäkerheter skall hanteras i säkerhetsanalysen.

SKI hävdar att slutförvarets funktion behöver analyseras för tider som sträcker sig över hundratusentals år och mer.

Funktionen hos barriärerna i slutförvaret skall analyseras utifrån hur de påverkas av två grupper av faktorer - dels yttre betingelser såsom klimatförändringar och deras följdverkningar, dels inre betingelser såsom egenskaper hos de tillverkade barriärerna inklusive rimliga antaganden om tillverkningsfel och andra ofullkomligheter.

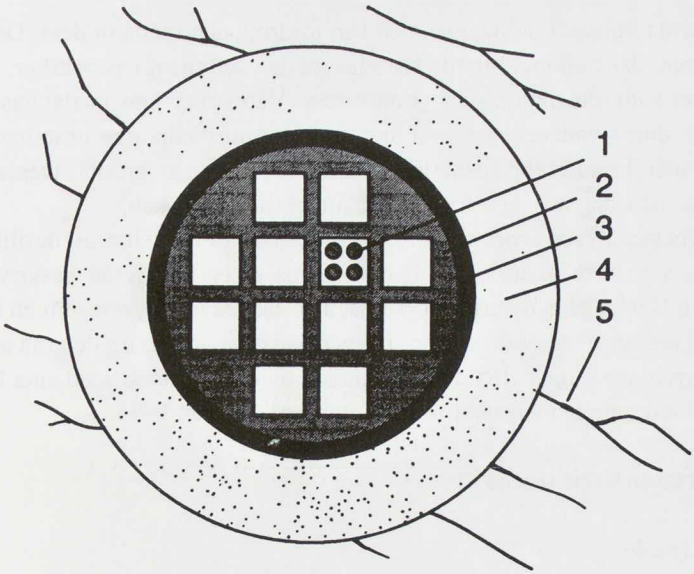
I säkerhetsanalysen skall man ta hänsyn till osäkerheter och variationer i yttre och inre betingelser.

En säkerhetsanalys skall redovisa en uppsättning scenarier som så långt som möjligt täcker in alla yttre händelser som kan påverka slutförvarets framtida funktion. Till detta kommer att ha modeller som tillräckligt väl beskriver processerna, t.ex. bränsleupplösning och radionuklidtransport. Flera olika angreppssätt bör om möjligt användas för att ge en så allsidig bild av risk och säkerhet som möjligt.

5.6 Säkerhetsanalysens innehåll

Översikt

Slutförvaret skall isolera de radioaktiva ämnena i det använda kärnbränslet från vår livsmiljö. Den första åtgärden för att åstadkomma detta är att placera bränslet på stort djup i berggrunden. Därifrån kan radioaktiva ämnen endast lyftas till markytan genom stora förkastningar i berggrunden, genom att transporteras med grundvatten eller genom att människor hämtar upp dem. Förkastningar på hundratals meter förekommer inte i vår berggrund i den nu pågående geologiska epoken. Mänskliga intrång är en risk som inte går att konstruera bort, eftersom ett förvar som går att bygga också går att tömma. Men transport med grundvatten kan fördröjas eller förhindras genom att bränslet omges av barriärer som spärrar vägen för grundvattnet (se figur 5.1).



1. Urandioxidkutsar inkapslade i höljerör av zirkalloy, svårlösliga. Fördröjer urlakningen av radionuklider om bränslekapseln vattenfylls.
2. Bränslestativ av massivt gjutjärn. Fördröjer inträngningen av vatten om det går hål på kopparmanteln.
3. Kopparmantel. Förhindrar inträngning av vatten så länge den förblir tät.
4. Bentonitbuffert. Förhindrar grundvattenströmning fram till kopparmanteln. Begränsar och fördröjer utläckage av radionuklider.
5. Berggrunden. Transporterar radionuklider i sprickor med rörligt grundvatten. Flertalet radionuklider fördröjs under transporten genom att de häftar vid sprickväggarna under längre eller kortare tid. Alla radionuklider späds ut.

Figur 5.1: Barriärerna i KBS3-systemet

Säkerhetsanalysen är därför till största delen inriktad på beskrivning och beräkning av grundvattnets förmåga att tränga igenom barriärerna, och att därefter transportera radioaktiva ämnen från bränslet till biosfären. Dessa förlopp beskrivs enklast och mest överskådligt, om man indelar förvaret och dess omgivande miljö i tre delar, som fungerar på olika sätt. Den första är de tillverkade barriärerna. Deras uppgift är att innesluta radionukliderna så att de inte kommer ut till berget. Den andra är berggrunden omkring förvaret. Berggrunden kan inte innesluta radionukliderna, eftersom den innehåller rörligt grundvatten som kan

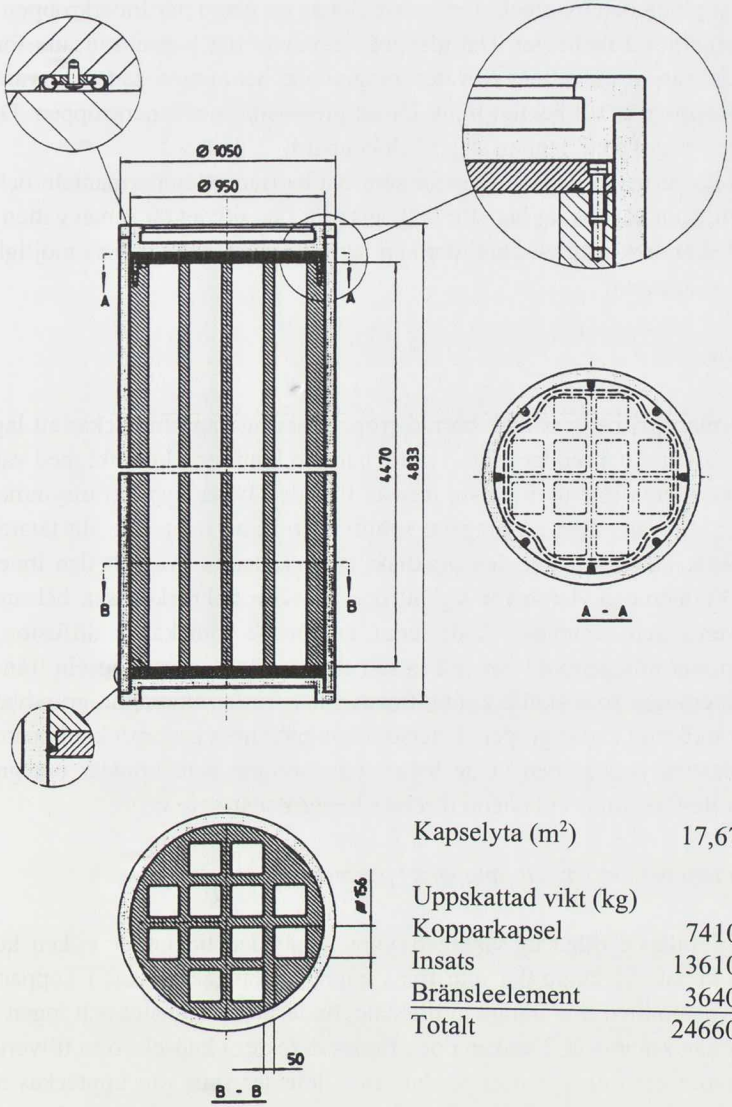
transportera radionukliderna, men den kan fördröja och späda ut dem. Den tredje är biosfären, där radionukliderna fördelas mellan sediment i våtmarker, ytvatten med havet som slutstation och grundvatten. Våtmarker kan torrläggas och bli åkermark, djur i vattendragen kan ingå i vår näringskedja och grundvatten kan avtappas med brunnar för hushållsbruk eller bevattning av grödor. Dessa är några av radionuklidernas vägar från grundvattnet till människan.

I säkerhetsanalysen arbetar man med matematiska modeller av de olika händelseförloppen men underlaget till modellerna är en detaljerad beskrivning av förloppen. Därför görs denna redogörelse för säkerhetsanalysen som en beskrivning med redovisning av de viktigaste egenskaperna hos de tre delarna av förvaret. Beskrivningen utgår från den utformning av ett slutförvar med sina barriärer som SKB redovisade i sin senaste FUD-rapport, den från 1995.

De tillverkade barriärerna

Bränslekapseln

Den innersta barriären är den vattentäta bränslekapseln, figur 5.2 (SKB SR 95 fig 5.3-2), tillverkad av material som är motståndskraftiga mot påverkan av grundvatten vid de förhållanden som råder djupt nere i berggrunden. Som den har beskrivits på senare tid består den av en gjuten och svetsad, cylindrisk innerkropp av stål med längsgående, kvadratiska fickor där bränsleknippena placeras. Sedan bränslet satts dit försluts innerkroppen med ett platt lock som bultas fast.



Kapselyta (m^2)	17,67
Uppskattad vikt (kg)	
Kopparkapsel	7410
Insats	13610
Bränsleelement	3640
Totalt	24660

Figur 5.2: En möjlig utformning av kapselns hölje och insats. (Källa SKB).

Innerkroppen av stål omsluts av en 5 cm tjock mantel av koppar med fastsvetsad bottenplatta och topplock. Det måste finnas ett glapp när innerkroppen sänks ner i manteln vid montaget. Det glappet försvinner när kapseln utsätts för yttre övertryck från grundvattnet och den omgivande bentoniten sedan förvaret tillslutits. Kopparn är tillräckligt mjuk för att pressas in mot innerkroppen. Det blir inte längre något spalt mellan stålet och kopparn.

En så konstruerad kapsel fungerar som två barriärer, kopparmanteln och stålcylindern, som var för sig har stor betydelse för den tid det tar innan vatten fyller bränslefickorna så att radionuklider kan lakas ut ur bränslet och få möjlighet att läcka ut ur kapseln.

Bentoniten

Kapseln placeras i en vertikal, borrad grop. Omkring kapseln packas ett lager av bentonit. Bentonit är en lera som sväller när den kommer i kontakt med vatten. I gropen kan leran inte utvidga sig mer än tills den fyller upp sitt utrymme. Den fortsätter att svälla men nu fungerar svällningen så att leran blir allt tätare sammanpackad. På så sätt blir den praktiskt taget vattentät trots att den innehåller vatten. Vattenmolekylerna rör sig hit och dit i de mikroskopiska hålrum som finns även i den sammanpackade leran, en rörelse som kallas diffusion, men vattnet rinner inte genom leran. På så sätt skyddar bentoniten kapseln från skadliga föroreningar som skulle kunna finnas i det fritt strömmande grundvattnet i sprickor omkring kapselgropen. Eftersom kompakt men genomfuktad bentonit är något plastisk jämnar den ut de lokala påkänningar som uppstår om gropens vägg skulle förskjutas vid någon rörelse i berggrunden.

Kapseln och bentoniten, ett långvarigt partnerskap

Den värdefullaste tiden ur säkerhetssynpunkt är den tid under vilken kopparmanteln är tät. Så länge det inte finns några genomgående hål i kopparn kan vattnet i bentoniten inte tränga in till stålcylindern och bränslet och ingen radioaktivitet kan komma ut. Det kan dock finnas defekter i kapseln från tillverkningen, eftersom det finns gränser för hur små defekter som kan upptäckas när de färdiga kapslarna kontrolleras. Det finns också en möjlighet att koppar kan spricka när den krymps ihop mot innerkroppen.

Om det av någon sådan orsak blir ett måttligt stort hål genom kopparn kommer vatten att sippra in till stålkroppen. Vatten reagerar kemiskt med stål, stålet korroderar eller, i vardagstal, rostar. Vid korrosionen förbrukas vatten och bildas

vätgas. Vätgasen bygger upp ett tryck inne i kapseln. Vatten pressas genom bentoniten så länge grundvattentrycket utanför är högre än gastrycket innanför. Den fortsatta insippringen av vatten sker genom diffusion som är ett långsamt förlopp. Vätgasproduktionen fortsätter så länge det finns vatten eller vattenånga inne i kapseln. Korrosionen leder förr eller senare till att det går hål även på innerkroppen så att vatten kan tränga in till bränsleutrymmet. Men eftersom korrosionen samtidigt förbrukar vatten kan det ta lång tid innan bränsleutrymmet fyllts.

Hur lång den tiden blir beror av hur stort hålet i kapseln är, hur mycket vatten som sipprar in mot hålet genom bentoniten, hur snabbt stålet rostar, i vilken grad rosten täpper igen passagerna för vattnet och därmed bromsar den fortsatta korrosionen och längs vilka vägar vätgasen och vattnet tränger in till bränsleutrymmet. Slutligen kommer rosten, som tar större plats än det stål som den bildats av, att få innerkroppen att svälla, kopparmanteln att töjas ut och passagerna ut till bentoniten att vidgas. Arbeten, som bl.a. redovisats i SKBs Tekniska Rapport 97-19, pågår med att göra beräkningsmodeller av alla dessa förlopp, så att de kan tas med i säkerhetsanalysen.

Radionuklidema kan, precis som vattnet, inte rinna genom bentoniten. De rör sig, diffunderar, mycket långsamt i alla riktningar i det vatten som finns i nätverket av mikroskopiska porer i leran. Vissa radionuklider fastnar kortare eller längre tid på lerpartiklarna, andra rör sig tämligen obehindrat i vattnet eller längs lerpartiklarna, men eftersom de sprider sig åt alla håll breder de ut sig i bentonitvolymen som ett moln, innan de når fram till utsidan. Det finns goda beräkningsmodeller för denna diffusiva rörelse genom bentoniten i dess ursprungliga skick, exempelvis i SKBs Tekniska Rapport 91-33.

Den nya kapselkonstruktionen innebär dock att de tidigare beräkningsmodellerna av samfunktionen mellan kapsel och bentonit inte längre är användbara. Vätgastrycket inne i kapseln fortsätter att stiga tills det blir lika högt som porvattentrycket i bentoniten, som i sin tur är lika med grundvattentrycket plus bentonitens svälltryck. Därefter kommer vätgasen att pressas ut genom bentoniten och denna transport kommer att pågå så länge vätgas fortsätter att produceras. Hur passagen kommer att se ut och hur gastransporten påverkar radionuklidläckaget är ännu inte klarlagt..

Läckaget av radionuklider från bentoniten till den omgivande berggrunden kan redovisas som gram per år eller Becquerel per år, olika för olika radionuklider. Dessa kvantiteter kan ses som ett mått på den risk förvaret skulle innebära om radionuklidema, utan att fördröjas eller fastna i berggrunden, samlades upp i en enda vattenåder som försörjer en eller flera hushållsbrunnar. Detta ger ett

mått på hur väl de tillverkade barriärerna fyller sin uppgift att isolera de radioaktiva ämnena.

Berget

Väl utanför bentoniten kommer radionukliderna in i sprickor i det omgivande berget (eller upp i det porösare fyllnadsmaterialet överst i gropen). I sprickorna kommer radionukliderna växelvis att vara lösta i vattnet och att häfta fast på sprickväggarna. Det finns också mikroskopiska sprickor i sprickväggarna där någon bråkdel av radionukliderna tränger in för att aldrig komma ut igen eller komma ut så sent att deras aktivitet blivit väsentligt reducerad. De radioaktiva ämnena rör sig därför långsammare än grundvattnet genom berget. Hur mycket långsammare? Detta är svårt att mäta eftersom transporttiderna mäts i tusentals år medan direkta mätningar för att finna svaret högst kan pågå i något tiotal år. Försök pågår dock i Äspölaboratoriet för att få säkrare besked i denna viktiga fråga.

Förutom att radionukliderna sönderfaller under tiden de transporteras så späds de ut efterhand som grundvatten från sprickor nära kapslarna sipprar in i större grundvattenådror.

Analysen av berggrundens bidrag till säkerheten kan inte göras med samma tillförlitlighet som analysen av kapseln och bufferten, eftersom det inte går att mäta de olika sprickornas längd, bredd och vidd på samma sätt som man kan mäta och kontrollera kapslarna och bufferten. Istället gör man mätningar på sprickor i ett begränsat antal punkter i berggrunden. I samband med en platsundersökning borras hålen från markytan, vid en detaljundersökning borras de även från tunnlar på förvaringsdjup. Med hjälp av dessa mätdata och andra iakttagelser skapar man sig en föreställning, modell, av sprickorna i berggrunden, deras längder och lutningar, och av variationen i sprickornas egenskaper. Det går inte att göra en helt riktig modell. För att göra det skulle man behöva borra överallt för att ta reda på hur sprickorna ser ut överallt, men efter en sådan undersökning kan man inte gärna använda berget för slutförvaring längre. Modellen behöver inte heller vara helt naturtrogen för att kunna användas för en säkerhetsanalys.

SKB kan förvissa sig om att ingen kapsel hamnar mitt i eller mycket nära en vattenförande spricka, när man bygger förvaret, men man kommer inte att veta hur långt det är från varje kapsel till dess närmaste spricka. Det viktiga är att säkerhetsanalysen täcker in den variation i avstånden mellan kapslar och sprickor som kommer att finnas i verkligheten samt den variation i sprickornas egenska-

per som också kommer att finnas i verkligheten. Detaljundersökningarna ger stickprovsvis data om detta som bearbetas med statistiska metoder. Man kan med hjälp av sådana metoder bedöma hur stora variationer i avstånd och sprickegenskaper man behöver ta med i beräkningarna för att vara på den säkra sidan. Därefter gör man upprepade beräkningar så att man täcker in dessa variationer. I SKI Site 94 redovisas resultat av en omfattande analys enligt denna princip av radionuklidtransport genom berggrunden.

På så sätt kan berggrundens bidrag till förvarets funktion och säkerhet beräknas trots att berggrunden inte kan mätas, kontrolleras och beskrivas på ett i detalj korrekt sätt.

Biosfären

Nära markytan blir grundvattnet en del av biosfären. Grundvatten som kommer från stora djup strömmar normalt ut i lågpunkter i terrängen eller i ett vattendrag eller direkt i havet. I vårt land med sin höga grundvattennivå är lågpunkter i terrängen ofta våtmarker, sjö eller myr. De radioaktiva ämnena kan fastna i bottensediment eller följa med vattendrag till hav. De kan på vägen tas upp av vattenväxter eller djur som ingår i våra näringskedjor. Innan grundvattnet når markytan kan det också avtappas av brunnar för hushållsbruk eller bevattning. Tillförseln av radionuklider till biosfären kan omräknas till stråldoser, om vi utgår från att framtidens människor äter och dricker som vi gör nu, och om vi har tillgång till data om näringsväxters och fiskars upptag av olika radioaktiva ämnen i naturen.

SKI redovisar i rapporten Site 94, kapitel 14 sådana beräkningar av biosfärsfaktorer, uttryckta i Sv/Bq, för alla de viktiga radionukliderna i kärnbränslet. Analysen har gjorts av SSI i samarbete med SKI och gäller den förläggning av förvaret på Äspö, som SKI valde som underlag för Site 94, därför att det fanns omfattande berggrundsdata från den platsen. Beräkningarna visar att den största delen av stråldosen fås av dricksvatten från en brunn som avtappar den vattenåder som transporterar utsläppet från slutförvaret. Det är lätt att avfärda som meningslös en stråldosberäkning, som använder vår nutida livsstil som grund för beräkningar av stråldoser om tusentals år, men när det är dricksvatten som ger stråldosen så kan beräkningen inte påstås vara helt utan prognosvärde.

Som komplement till dosgränser, som förutsätter en biosfärsanalys, har SSI övervägt att uppställa gränser för den beräknade tillförseln till biosfären av radionuklider av olika karaktär, alfastrålare och betastrålare. Sådana radioaktiva ämnen tillförs biosfären på naturlig väg genom att mineral i berggrunden vittrar. Den över långa tider genomsnittliga storleken av denna tillförsel är känd. Om

tillförseln av radionuklider från ett slutförvar är någon bråkdel av den naturliga tillförseln, bör livsbetingelserna för organismer i biosfären, inklusive människan, inte påverkas på något betydelsefullt sätt.

5.7 Vad behöver göras i det fortsatta arbetet med säkerhetsanalysen?

En utgångspunkt för det fortsatta arbetet är SKIs krav på säkerhetsanalysen, som dock ännu endast föreligger som ett diskussionsunderlag. Kraven gäller bl.a. tidsperspektivet, scenarierna, modellerna och osäkerheterna.

Tidsperspektivet. Skall vi ha mera av samtid och mindre av istid? Har vi rätt att begränsa beslutsunderlaget?

SKI hävdar att slutförvarets funktion behöver analyseras för tider som sträcker sig över hundratusentals år och mer, även upp till miljontals år. Det går att göra en analys av ett slutförvars innehåll av radioaktiva ämnen över en så lång tid, eftersom radioaktivitet, till skillnad från nästan alla andra förlopp i och på jordskorpan, inte påverkas av några yttre faktorer som tryck, temperatur eller kemiska förändringar. Man kan sedan bestämma sig för att bränslet inte längre utgör någon risk, när dess innehåll av radionuklider klingat av till något gränsvärde, som nås om hundratusen år eller en kvarts miljon år eller en miljon år, beroende på vilka riskjämförelser man gör.

Detta är inte enbart en fråga om beslutsunderlagets fullständighet. En lika viktig fråga är hur långt in i framtiden vi vill sträcka ut vårt ansvar för vad vi gör i vår tid? Vårt land kommer enligt all klimatexpertis att drabbas av en ny istid, som kommer att sopa bort alla spår av det nuvarande samhället, utom möjligen deponier för riskavfall. Har vi ansvar för alla konsekvenser av våra handlingar fram till nästa istid? Behöver vi känna ansvar inför dem som återkoloniserar landet efter nästa istid? Om vi anser att beräkningar av eventuella radionuklidutsläpp efter nästa istid eller ännu mera avlägset skall ingå i beslutsunderlaget, blir beslutet bättre av det? Skall vi låta våra val av teknik och plats och kostnader för ett slutförvar för använt kärnbränsle påverkas av skillnader i beräknade men ändå hypotetiska risker efter en ny istid? Samma frågor kan ställas om andra giftiga grundämnen, som vi utvinner ur berget, använder i samhället och slutligen måste göra oss kvitt på något sätt. En etisk diskussionen kring denna fråga om vårt långtida ansvar måste föras, men den har ett bredare tillämpningsområde än

enbart slutförvaringen av det använda kärnbränslet, se även kapitel 1 i denna kunskapslägesrapport.

Scenarier

SKI hävdar att en säkerhetsanalys skall redovisa en uppsättning scenarier som så långt som möjligt täcker in sådana inre och yttre händelser som kan påverka slutförvarets framtida funktion. Behovet av scenarieanalyser är odiskutabelt. Inre händelser av typen kvarlämnade eller kvarglömda material i förvaret behöver analyseras på grund av sin betydelse för föreskrifterna för anläggningsarbetena. Yttre händelser av typen en ny istid eller rörelser i berggrunden behöver analyseras för att ge underlag för dimensioneringen av de tillverkade barriärerna, så att de blir tillräckligt robusta mot påkänningar som vi förväntar skall uppkomma. Andra yttre händelser av typ mänskligt intrång i förvaringsberget av något skäl är mer spekulativa. Vilket värde har analyser av sådana spekulativa händelser som beslutsunderlag?

Ett mindre spekulativt scenario diskuterades vid seminariet. Det kan bjuda emot att fatta ett beslut utan återvändo om deponeringen av det använda bränslet, allrahelst om vi i Sverige skulle bli ett av de första länderna att fatta ett sådant beslut. Det kan också finnas förhoppningar om att något annat och mycket bättre handlingsalternativ skall uppenbara sig om vi väntar ett tag till med att bestämma oss. Då måste den pågående lagringen förlängas. Detta kan göras som en fortsättning av mellanlagringen i CLAB, eller som en mellanlagring i ett djupförvar. I det senare fallet skulle alltså djupförvaret inredas, och bränslet deponeras i demonstrationsskala eller i full omfattning, men förvaret skulle inte tillslutas. Ett öppet djupförvar ger andra förutsättningar för grundvattnets kemi och strömning och för bentonitbuffertens vattenupptag än det tillslutna. Det ger också större risker för intrång och förorening av förvaret. Det kommer att behövas en säkerhetsanalys av den förlängda mellanlagringen, oavsett lagringsmetod, för att belysa om vi skall lita mer på samhällets och människornas stabilitet i ett hundraårsperspektiv än på berggrundens och kapslarnas stabilitet i ett hundratusenårsperspektiv.

Modeller

Det måste finnas modeller som tillräckligt väl beskriver processerna i slutförvaret. Den allvarligaste begränsningen i de säkerhetsanalyser som gjorts hittills är att det inte funnits någon slutgiltig kapselkonstruktion att modellera. Därför har

analyserna börjat med att det vid någon antagen tidpunkt uppstått ett hål av någon antagen storlek på kapseln och att vattnet fyll kapseln inom kort tid. Detta har varit utgångspunkten för beräkningar av urlakning av radionuklider, diffusion av vattenburna radionuklider genom bentonitbufferten, transport med rörligt grundvatten genom berget och överföring av radionuklider till människan via olika vägar genom biosfären. Startsträckan, de förlopp som kan leda fram till att det går hål på kapseln och till att vattnet fyller bränsleutrymmet så att radionuklider kan lakas ut, har inte ingått i analysen.

Som beskrivits i avsnittet "De tillverkade barriärerna" ger den senaste kapselkonstruktionen helt nya förutsättningar för analysen. Ett genomgående hål i kopparmanteln får inte i första hand till följd att kapseln vattenfylls utan att stålcylindern innanför börjar korrodera. Korrosionen påverkar den fortsatta vatteninträngningen på flera sätt. Vatten förbrukas och vätgas bildas vid korrosionen. Vattenfyllningen av bränsleutrymmet i kapseln kommer att fördröjas. Vätgasen kommer att läcka ut genom bentoniten när dess tryck blivit tillräckligt högt. Dessa processer får stor betydelse för radionuklidernas urlakning ur bränslet samt läckage ut till och genom bentoniten, men dagens kunskaper om allt detta räcker knappast som underlag för en ny beräkningsmodell. Det kommer att behövas experiment med och mätningar på någon modell eller prototyp av kapseln och bentoniten i sin deponeringsgrop innan en ny säkerhetsanalys görs.

Osäkerheter i säkerhetsanalysen

Säkerhetsanalysen skall täcka in osäkerheter och variationer, vad gäller de framtida förhållandena i slutförvarets omgivning och egenskaperna hos de tillverkade barriärerna och berggrunden. Osäkerheter finns i analysen, och de har getts en så framträdande plats när säkerhetsanalysen redovisats, att detta kan ge intrycket att säkerhetsanalysen mest består av osäkerheter. Det är viktigt för förståelsen av säkerheten att gå närmare in på vad ordet osäkerhet har för innebörd i olika sammanhang.

Osäkerheter om de framtida utsläppen eller stråldoserna från förvaret kan, litet förenklat, sorteras i två fack, osäkerheter på grund av att det vetenskapliga underlaget inte är gott nog för analyser och beräkningar av möjliga händelseförlopp samt osäkerheter i dataunderlaget för beräkningarna.

Osäkerheter i beräkningarna på grund av att det finns brister i dataunderlaget kan hanteras med väl beprövade metoder. Betydelsen av sådana osäkerheter kan beräknas och redovisas som felmarginaler eller som gränser mellan vilka de framtida utsläppen eller stråldoserna med stor sannolikhet kommer att hamna.

Betydelsen av osäkerheter i analysen på grund av händelseförlopp som vi har dåliga kunskaper om, kan begränsas genom byggnadsmässiga åtgärder. Förläggningen av förvaret till stort djup i berggrunden, som reducerar inverkan av framtida klimatförändringar, är en sådan åtgärd.

Varje händelseförlopp eller kemisk eller fysikalisk process som inte kan beräknas med tillförlitliga osäkerhetsmarginaler måste värderas särskilt med avseende på deras betydelse för analysen i sin helhet. Vissa processer kan kanske lämnas utan avseende därför att de rimligen inte kan påverka resultaten av analysen utöver de felmarginaler som ändå finns i analysen. Fortsatt forskning kan ge möjligheter att göra andra processer beräkningsbara så att de kan tas med i analysen, men det kan kvarstå processer och framförallt framtida händelseförlopp som vi inte kan få tillräcklig kunskap om och som inte kan sorteras bort på grund av att de är relativt betydelselösa.

En sådan restpost av osäkerheter kan fresta aktörerna och beslutsfattarna inom området att uppskjuta beslut om slutförvaringen i förhoppning att restposten skall minska med tiden genom nya forskningsrön. Men de måste då väga ett uppskjutet beslut mot de osäkerheter, som en fortsatt mellanlagring på obestämd tid kan föra med sig vad gäller vidmakthållandet av en allsidig kompetens om slutförvaringens praktiska problem, och om kommande generationers engagemang och villighet att sätta av resurser för att lösa de problem som vi lämnar över till dem. Det ges ju ingen garanti för att restposten av osäkerheter minskar bara för att man ser tiden an.

5.8 Sammanfattning

Säkerhetsanalysens uppgift är att visa hur effektivt de radioaktiva ämnena i det använda kärnbränslet kan avskärmas och inneslutas, och hur robust och varaktigt detta skydd kan förväntas bli. Den skall också visa vilka riskerna med slutförvaringen kan bli om skyddsbarriärerna skadas.

Analysen måste sträcka sig långt in i framtiden. Ingen kan göra anspråk på att kunna förutse den framtida utvecklingen i dess helhet, men en omsorgsfull inventering av tänkbara utvecklingar och händelser är ändå befogad som underlag för förvarets konstruktion och lokalisering. Analysen görs som en s.k. scenarieanalys. Olika antaganden görs om den framtida utvecklingen av barriärerna i förvaret och av yttre förhållanden, framförallt klimatet.

En viktig fråga är hur långt in i framtiden vårt ansvar för slutförvaringen sträcker sig. Vårt land kommer att drabbas av en ny istid som kommer att sopa

bort alla spår av det nuvarande samhället. Behöver vi känna ansvar för dem som kan komma att återkolonisera vårt land efter nästa istid? Måste slutförvarets funktion analyseras hundratusentals år in i framtiden och skall vi låta våra val av teknik och plats för ett slutförvar påverkas av skillnader i beräknade men ändå hypotetiska risker i en avlägsen framtid? Samma frågor kan ställas om andra giftiga grundämnen, som vi utvinner ur berggrunden, använder i samhället och slutligen måste göra oss kvitt på något sätt. En diskussion behöver föras om vårt etiska ansvars räckvidd i tiden (se särskilt kapitel om detta), men en sådan diskussion har ett bredare tillämpningsområde än enbart slutförvaringen av det använda kärnbränslet.

Beskrivningen av säkerhetsanalysen utgår från den utformning av barriärsystemet som SKB redovisade i sin senaste FUD-rapport från 1995. Kapseln skiljer sig från tidigare utföranden på så sätt att den, mer än tidigare konstruktioner, fungerar som två barriärer - kopparmanteln och den innerkropp av stålgjutgods som håller bränslet på plats. Kopparmanteln förhindrar grundvatten från att tränga in till bränslet så länge den är tät. Om det går hål på kopparmanteln kommer stålgjutgodset att fördröja vattenfyllningen av bränsleutrymmet genom att stålet förbrukar vatten när det korroderar (rostar).

Eftersom grundvatten inte kan rinna genom bentoniten utan endast kan diffundera in i och genom bentoniten kommer tillförseln av vatten till ett hål i kopparmanteln att bli obetydlig. Korrosionen går motsvarande långsamt. Det kan därför komma att ta mycket lång tid innan kapseln fylls med vatten även om det tidigt skulle bli något hål av måttlig storlek genom kopparn.

Denna nya kapselkonstruktion innebär att de tidigare analyserna av de tillverkade barriärerna inte längre är användbara. Samfunktionen mellan kapseln och bentoniten måste kunna beskrivas i form av en beräkningsmodell men dagens kunskaper räcker knappast som underlag för en sådan modell. Innan en ny säkerhetsanalys kan göras behövs experiment med och mätningar på någon prototyp av kapseln och bentoniten i sin deponeringsgrop för att få ett tillförlitligt underlag för en ny beräkningsmodell.

Referenser

1. SKI Projekt-90. Vol I och II. SKI Technical Report 91:23

2. SKB 91. Slutlig förvaring av använt kärnbränsle. Berggrundens betydelse för säkerheten Maj 1992.

3. SKB SR 95. Mall för säkerhetsrapporter med beskrivande exempel. December 1995.

4. SKI Site-94. SKI Report 97:5.

5. SKB Technical Report 97-19. Assessment studies for a copper canister with cast steel inner component. Alex E Bond m.fl. AEA Technology, Harwell, UK. Maj 1997.

6. Sprickor i berg

6.1 Inledning

I sökandet efter lämplig slutförvaringsplats för använt kärnbränsle i Sverige, presenterades i mitten av 70-talet tankar om att använda det svenska urberget. Alltsedan dess har stora forskningsinsatser gjorts för att karaktärisera bergets egenskaper som barriär runt ett tänkt förvar. I detta avseende har förekomsten av och egenskaperna hos enskilda sprickor och sprickzoner varit av central betydelse.

Idéerna om hur en lämplig förvaringsplats bör se ut, med avseende på geografiskt läge, topografiskt läge, berggrund, djup, samt läge i förhållande till omgivande sprick- och deformationszoner etc., har successivt vuxit fram under de år som gått. Målsättningen i början var att finna en tillräckligt stor volym av "sprickfri" berggrund. Efterhand växte "plintmodellen" fram, d.v.s. målet blev att hitta en homogen bergplint, skyddad av omgivande svaghetszoner, där eventuella framtida rörelser i jordskorpan kan tänkas tas upp.

6.2 Sprickors uppkomst

Den övre delen av jordskorpan kan betraktas som spröd, men på ca. 15-20 kilometers djup i den typ av jordskorpa vi har i Sverige (vid ca. 200-400°C), beter sig delar av berggrunden som en mjuk trögflytande massa. I en spröd jordskorpa leder deformation utöver bergets elastiska gräns till mekaniska brott, som skapar dislokationer, det vill säga sprickor. Jordskorpans egenskaper förändras mot djupet, då ingående mineral successivt blir mer formbara. Denna typ av"mjukare" deformation av berggrunden leder till att mekaniska brott ej uppstår lika lätt och att porutrymmen ej skapas. Bergarter är sammansatta av olika mineral i varierande proportioner, med helt olika fysikaliska egenskaper. Därför varierar avgränsningen mellan ett sprött och ett plastiskt beteende från bergart till bergart. Tidsfaktorn spelar också en avgörande roll för om sprickor bildas eller ej. En snabb spänningsuppbyggnad kan sålunda leda till brott även på större djup. Registrerade jordskalv, vilka kan ses som oberoende bevis på att en rörelse ägt rum, har dock skett i den övre delen av jordskorpan i modern tid i Sverige.

Så länge en isotrop (lika i alla riktningar) spänningsbild uppträder i berggrunden, eller så länge som bergets elastiska gräns inte överskrides, kommer inga sprickor att bildas. När däremot spänningsfältet i berggrunden är anisotropt,

d.v.s. då spänningen (tryck- eller dragspänning) i en viss riktning är större än i en annan, deformeras berggrunden för att försöka återskapa ett isotropt spänningsfält. Om den elastiska gränsen överskrids kommer en permanent deformation av berggrunden att ske genom plastisk deformation och spröda brott. Hur berggrunden deformeras är beroende på omgivande fysikaliska parametrar, såsom tryck, temperatur och på de fysikaliska egenskaper hos bergarten som deformeras.

Vid initieringen av en spricka i homogen, isotrop berggrund har troligen mikroskopiska sprickor stor betydelse. De bergspänningar som orsakar uppspräckningen lokaliseras och ökar lokalt runt spetsen av mikrosprickorna, som sammanlänkas och bildar en synlig spricka. Hydraulisk uppspräckning kan vara en annan viktig faktor vid uppkomsten av sprickor. Detta sker då vätska (eller gas) sätts under sådant tryck att bergets hållfasthet överskrids. Vätskan kan ha existerat i form av miksoskopiska inneslutningar eller i slutna spricksystem, men kan också bildas i samband med omvandling av berggrundens mineral. Varmt vatten som tillförs från värmekällor i jordskorpan kan vara ytterligare ett ursprung.

En rad geologiska situationer kan skapa förutsättningar för brott i berggrunden. Några av de viktigaste är: 1) spänningsförändringar på grund av rörelser i litosfärens (jordklotets ytskikt) plattor; 2) förändringar i belastning från överlagrande berggrund, på grund av erosion eller deposition; 3) Spänningar orsakade av volymsförändringar i samband med temperaturvariationer; 4) förhöjt vätsketryck, på grund av förändringar i temperatur eller andra fysikaliska förändringar av litosfären.

Utöver geologiska faktorer kan sprickor uppkomma vid spänningsförändringar i samband med mänsklig aktivitet, t.ex. gruvdift, tunneldrivning, eller sprängning.

6.3 Några definitioner

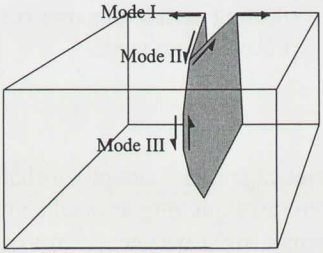
Med den generella termen *spricka* menas vanligen ett sprött brott i berggrunden. En *sprickzon* är flera tätt liggande sprickor, där både "flera" och "tätt" är relativa begrepp som kan variera beroende på sprickfrekvensen i omgivande berggund. En mer allmän term är *deformationszon*, vilken innebär att man inte uttalar vilken typ av deformation som ägt rum. Deformation i zonen kan ha varit både plastisk och/eller spröd och har inte sällan ägt rum vid flera olika geologiska tidsperioder. Termen *skjuvzon* betecknar en zon där skjuvning ägt rum. Termen används vanligen enbart då en ansenlig del av skjuvningen skett genom mjuk, plastisk deformation.

Mikrosprickor är inte synliga med blotta ögat, men har troligen stor betydelse för de mekaniska egenskaperna i en homogen berggrund, både avseende uppkomsten av synliga sprickor (se ovan) och för elementransport. Mikrosprickor

kan ha uppstått i samband med att berggrunden bildades, eller i samband med senare geologiska händelser på grund av lokala spänningsvariationer. I en större skala har denna typ av sprickor dock liten betydelse, eftersom en större bergmassas fysikaliska egenskaper (med avseende på hållfasthet och vatten/elementtransport) är helt beroende av befintliga svaghetszoner (såsom sprickor, bergartskontakter, deformationszoner etc.). Av denna anledning har internationell forskning avseende kärnavfallsförvar koncentrerats på synliga sprickor.

Enskilda sprickor kan indelas i tre huvudgrupper efter deras bildningsbetingelser (se figur 6.1), nämligen:

- Extensionssprickor (dragsprickor); sprickväggarna har då dragits isär från det bildade sprickplanet, med minimala rörelser parallellt sprickplanet.
- Skjuvsprickor; rörelse har skett parallellt med sprickplanet. Denna typ av spricka kallas även förkastning.
- Kompressionssprickor (tryckssprickor); fyllda, taggiga sprickor. Sprickfyllnaden består av svårlösliga mineral som utgör restprodukterna då sammantryckningen orsakade upplösning och borttransport av mer lättlösliga komponenter. Denna typ av spricka förutsätter en volymsminskning och förekommer normalt bara i sedimentära bergarter.



Figur 6.1: Skiss över tre huvudtyper av sprickor baserat på deras bildningssätt. (efter figur i "Rock fractures and fluid flow", 1996)

I ingenjörsgeologiska och bergmekaniska sammanhang brukar sprickor beskrivas med utgångspunkt från hur sprickan fortplantar sig, d.v.s. hur sprickväggarna rör sig i förhållande till varandra enligt figur 6.1."Mode I fractures" är liktydigt med dragsprickor och"mode II eller mode III fractures" är skjuvsprickor. Tryckssprickor (sprickväggarna rör sig mot varandra) kan beskrivas som mode 1, fast med negativ riktning. De flesta sprickor är inte renodlade mode I, II eller III, utan har komponenter av samtliga tre.

Det är viktigt att påpeka att sprickor ofta reaktiveras vid senare spänningsuppbyggnad i jordskorpan. När en spricka väl har bildats, så utgör den ett svaghetsplan i berggrunden i samband med fortsatt och/eller förnyad deformation av berggrunden. Detta är fallet oavsett om spänningsfältet som orsakar deformationen förändras eller ej. När vinkeln mellan sprickplanet och den största huvudspänningen under sammantryckning blir för stor, kommer friktionen mellan sprickytorna förhindra att rörelse sker. Detta skapar förutsättningar för att nya sprickor bildas.

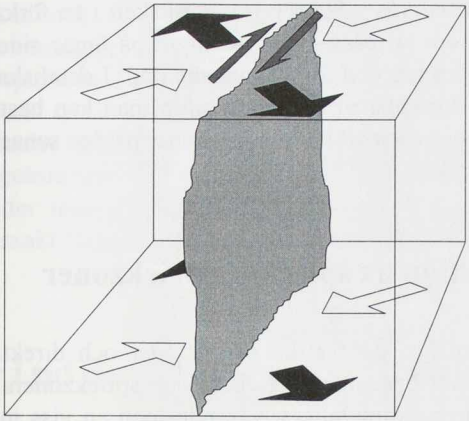
Dragsprickor

Dragsprickor är ofta öppna eller fyllda med sprickmineral och vatten. På den rena sprickytan förekommer ofta en speciell plymstruktur, som uppstår i samband med själva uppspräckningen. Sprickorna kan bildas under en enda händelse eller som ett resultat av en rad händelser.

Sprickmineral växer vanligen från väggen och in mot centrum av sprickan. Det är inte ovanligt att man enbart genom att studera ett tvärsnitt av sprickan kan utläsa mer i detalj i vilken riktning sprickväggarna rört sig i förhållande till varandra och om mineraltillväxt skett i flera steg.

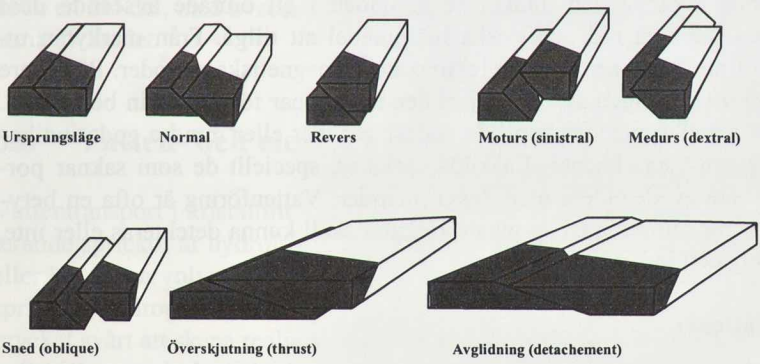
Skjuvsprickor

Vid skjuvning rör sig sprickväggarna i sidled i förhållande till varandra och en *"förkastning"* bildas. Även om skjuvning är orsaken till att en förkastning bildas och fortplantas, så är normalt vissa partier av en skjuvspricka utsatta för sammantryckande krafter, medan andra är utsatta för isärdragande krafter. Anledningen är att ett sprickplan är en ojämn yta. Hur stor del av en sprickyta som står under respektive tryck är, förutom graden av ojämnhet, beroende av hur berget på ömse sidor av sprickan förkastas i förhållande till varandra (figur 6.2). Termen *förkastning* används vanligen endast i samband med markanta relativa rörelser och omfattar ofta rörelser i fler än ett sprickplan.



Figur 6.2: En skjuvspricka med medurs rotationsrörelse mellan blocken kan vara orsakad av olika lokala spänningsmönster. Svarta och vita pilar illustrerar två olika huvudspänningar lokalt runt en spricka, som båda skulle kunna orsaka samma skjuvriktning i sprickan. Friktionen mellan sprickplanen är dock helt olika i de två fallen.

Förkastningar klassificeras på grundval av de relativa rörelserna mellan berget på ömse sidor och på hur förkastningsplanet förhåller sig till horisontalplanet. Figur 6.3 illustrerar några huvudtyper av förkastningar som förekommer.



Figur 6.3: Huvudtyper av förkastningar.

Hur kan man då bestämma vilka rörelser som skett i en förkastning? I en större skala kan man genom att passa ihop geologin på ömse sidor av förkastningen bestämma relativ riktning och förkastningsbelopp. I detaljskala finns ofta specifika strukturer på skjuvplanen med vars hjälp man kan bestämma den relativa rörelsen. Metoden ger normalt bara indikationer på den senaste rörelsen i reaktiverade förkastningar.

6.4 Detektion av sprickor/sprickzoner

Genom bl.a. fjärranalys, geofysiska mätmetoder och direkta fältobservationer har man möjlighet att bestämma sprickors och sprickzoners existens, läge och omfattning. Metoderna kompletterar varandra och en viss metod kan vara mer lämpad att använda för en kategori sprickor/sprickzoner, men helt olämplig för en annan. Sprickor som man kartlägger vid direkta fältobservationer t.ex. ses normalt inte alls i samband med fjärranalys, där man i stället kan identifiera zoner och sprickor i större skala (tiotal meter och uppåt).

Fjärranalys/Bildanalys

I ett tidigt stadium är fjärranalys ett viktigt hjälpmedel i samband med identifieringen av sprickmönster och större sprickzoner i ett område. Man använder sig då av satellit- och flygbilder, men även av topografiska kartor och digitala topografiska databaser.

Geofysiska metoder

För att kunna bedöma den intakta berggrunden i ett område avseende dess spricksystem finns en rad geofysiska hjälpmedel att tillgå. Från markytan utnyttjar man framförallt seismiska, elektriska och magnetiska metoder. På senare år har också utvecklingen av radar gjort den användbar för kristallin berggrund. Gemensamt för alla metoder är att de endast ger mer eller mindre goda indikationer på läge av sprickzoner. Enskilda sprickor, speciellt de som saknar porvolym, är svåra att detektera med dessa metoder. Vattenföring är ofta en betydande faktor för huruvida en spricka/sprickzon skall kunna detekteras eller inte, likaså vittring och viss mineralogi.

Fältobservationer

Direkta fältobservationer på markytan, i tunnlar och i borrhål/borrkärnor ger naturligtvis bäst möjlighet till en säker, tredimensionell lokalisering och karakte-

risering av sprickor och sprickzoner. Genom att noggrant mäta sprickor/sprickzoners orienteringen har man goda förutsättningar att korrelera sprickor mellan observationspunkter. Karaktären av en spricka/sprickzon, med avseende på dess geometri och sprickmineralogi, kan ge ytterligare belägg för sådana samband. När avståndet mellan observationspunkterna ökar, ökar också osäkerhetsfaktorn. En begränsande faktor på ytan (förutom tid/kostnad) kan vara låg blottningsgrad. Under markytan är observationerna av naturliga skäl glesare. Orienteringen och exakt läge på observationer i borrhål är ytterligare en begränsande faktor.

6.5 Sprickor i tid och rum

Med få undantag beter sig alla bergartsbyggande mineral sprött vid de fysikaliska förhållanden som råder vid jordytan. Däremot skiljer mineralens elastiska egenskaper ganska avsevärt (d.v.s. deras förmåga att motstå belastning med hjälp av reversibel formförändring), vilket gör att (mineral och) bergarter kan ha olika sprickfrekvens och sprickmönster även om de utsätts för en och samma deformationshändelse. En del bergarter kan därför helt undgå sprickbildning, då deformation sker i kringliggande bergarter med lägre hållfasthet.

Sveriges urberg har sedan det bildades, för mellan drygt 2 miljarder år och 0,9 miljarder år sedan varit utsatt för stora variationer i spänningsfältet. Bl.a. har minst fyra bergskedjebildningar och ett stort antal gravsänke-relaterade rörelser ägt rum. Det regionala sprickmönster är förvånansvärt kontinuerligt och konsekvent över stora avstånd (tiotals mil), även över geologiskt viktiga gränser. Detta tyder på att större delen av de regionala spricksystemen anlades efter den senaste bergskedjebildningen i respektive region. Det storskaliga sprickmönstret varierar dock en hel del, med avseende på riktning och frekvens, från norra till södra delarna av landet.

6.6 Vatten- och elementtransport

Vattentransport i kristallint berg sker i sprickor, men endast en liten del av existerande sprickor är hydrologiskt aktiva. Många sprickor är mer eller mindre täta eller har en porvolym som inte står i kontakt med ett grundvattenflöde. Eftersom sprickors hydrogeologiska egenskaper är så heterogena har det visat sig att det är mycket svårt att skapa realistiska modeller av grundvattenflödet i berg.

Sprickor med identiska hydrologiska egenskaper utmed hela porvolymen existerar förmodligen inte. Vanligen är huvuddelen av ett lokalt grundvattenflöde

lokaliserat till kanaler i en eller flera större sprickor. Kanalvägarna är komplexa och följer inte nödvändigtvis en enda specifik sprickriktning/ sprickgrupp. Flödet är också variabelt i tid och rum, beroende på variationer i vattentryck och variationer i kanalernas geometri, mineralogi, volym etc. Vattentrycket ändras ständigt i ett fritt flödande grundvatten, dels beroende på hur mycket vatten som tillförs från nederbörden via infiltration från de övre marklagren genom jord/berg-kontakten och dels på hur mycket vatten som försvinner ut ur systemet. Även variationer vid "flod" och "ebb" spelar roll. I ett djupt liggande grundvatten är tryckgradienterna normalt små och därför grundvattenflödet litet. Vad som drastiskt kan förändra situationen är jordskalv. Rörelser i jordskorpan kan då plötsligt ändra sprickgeometrin i berget och därmed också grundvattenflödet. Sådana plötsliga händelser orsakar inte bara förändringar i tryckgradienter utan skapar också nya flödesvägar för grundvattnet. Detta kan i sin tur leda till förändingar i grundvattnets kemi och sprickmineralogi i de aktuella sprickorna.

En betydande faktor som påverkar vatten- och transport av olika grundämnen i sprickor är sprickväggarnas karaktär och sammansättning, inkluderande eventuell sprickmineralogi. Grundämnen transporteras med vattnet huvudsakligen i form av lösta joner och i viss mån som suspenderade partiklar.
Vattenflödet har varierande hastighet i en spricka från centrum ut mot sprickväggen, och även beroende av sprickytornas struktur. Flödets hastighet har i sin tur betydelse för partiklar och joners möjlighet att sorberas och ackumuleras på och i sprickväggarna, samt till viss del även i värdbergarten .

Sorption och diffusion av partiklar och element i omgivande berggrund förhindras normalt inte av om det finns sprickmineral eller annat material på sprickväggarna. Diffusiviteten är snarare högre i denna typ av material än i värdbergarten, bl.a. beroende på att porositeten kan vara tio gånger högre. Sorptionen ökar ju större yta som finns tillgänglig. Det har visat sig att olika grundämnen och radioaktiva isotoper sorberas i varierande grad. Processen ("kemisk retardation") gör att transporthastigheten därför är långsammare än vad som kunde förväntas enbart utgående från vattnets flödeshastighet. En lång rad studier av halterna av olika grundämnen (inklusive radioaktiva isotoper) har gjorts, dels på mindre prover i laboratorieskala och dels i olika typer av fältbaserade tester med mätningar under naturliga förhållanden. Svårigheter föreligger vid de olika metoderna. När man t.ex. mäter halter av grundämne i sprickors omgivning, kan variationer bero på olika processer utan att man alltid kan säkerställa vilken som dominerat. Hur olika grundämnen beter sig under olika förhållanden i ett grundvattenflöde i sprickor är därför fortfarande långt ifrån klart.

6.7 Djupförvar och sprickor

Berggrunden utgör en naturlig barriär runt ett tänkt slutförvar. Hur bra en sådan barriär fungerar beror av berggrundens förutsättningar att hålla kvar eller transportera bort radionuklider i samband med ett eventuellt läckage, med olika tidsperspektiv i beaktande.

Eftersom markanta förändringar av de geologiska förhållandena normalt sker mycket långsamt, är det viktigt att bedöma olika framtidsscenarier utgående från sannolikheten för att de inträffar. Tänkbara geologiska scenarier som kan inträffa inom ett tidsperspektiv på 100 000 år är t.ex. jordskalvsaktivitet, aseismisk neotektonism (d.v.s. ytnära rörelser i jordskorpan utan att egentliga jordskalv sker) eller att en inlandsis bildas. I alla dessa fall är berggrundens hållfasthet och dess respons på inträffade spänningsförändringar av avgörande betydelse för hur dessa händelser påverkar den naturliga bufferten runt ett tänkt förvar. Hur berggrunden beter sig vid olika tänkta scenarier kan modelleras med hjälp av matematiska beräkningar baserade på geologiska modeller och uppmätta parametrar. Geologiska studier är en annan, mer direkt metod som kan beskriva vad som skett i samband med liknande händelser bakåt i den geologiska historien. Till exempel kan man ibland göra en ungefärlig åldersbestämning av rörelser i deformationszoner och finner då att ofta har stora rörelser skett i en och samma zon vid ett flertal tillfällen, trots att omgivande berggrund kan vara mer eller mindre ostörd.

Nuvarande spänningar i det svenska urberget orsakar årligen jordskalv av mindre magnitud. Rörelsen mellan berggrundsblock i samband med dessa skalv beräknas understiga 1 centimeter. Orsaken till att spänningarna byggs upp är omtvistad, men lokaliseringen av skalv varierar markant och man talar om seismiska och aseismiska områden. Att i detalj lokalisera skalvens fokus (exakt var i jordskorpan som skalvet skett) är svårt, men vanligen sker skalven nära sprick- och deformationszoner, identifierade vid markytan. Det är därför troligt att den spänningsuppbyggnad som skett inom en viss del av jordskorpan, under en viss tid, neutraliseras i samband med en viss förskjutning av berggrundsblock utmed befintliga svaghetsplan.

I stor skala bör berggrunden runt ett tänkt förvar ta upp och fördela eventuella framtida spänningsförändringar utan att skapa helt nya spricksystem. Man har konstaterat att en stor del av de sprickor och deformationszoner man finner i berggrunden i dag är reaktiverade, d.v.s. det har skett en rörelse i dem vid olika tillfällen. Dagens storskaliga system av sprick- och deformationszoner är bildat för 100-tals miljoner år sedan. Det yngsta urberget med större utbredning i Sverige bildades för ca 900 miljoner år sedan, bl.a. i form av den så kallade Bohusgraniten. Denna har ett delvis annorlunda spricksystem än omgivande berggrund. Detta visar att regionala spänningar, som orsakar uppsprickning i en viss

bergart *utan* befintliga spricksystem (ex. Bohusgraniten), kan tas upp av befintliga svaghetssystem i en annan, redan uppsprucken berggrund. En svårighet ligger i att förutse i vilken utsträckning detta*inte* sker. Generellt kan sägas att de större spricksystemen är relativt kontinuerliga över stora områden och många sprickzoner övertvärar gränser mellan geologiskt olikåldriga regioner.

Spricksystemen i mindre skala runt ett tänkt förvar styr det lokala grundvattenflödet och hållfastheten på bergmassan som helhet. Alla modeller av spricksystem (och av geologi i övrigt) i denna skala förbättras ju mer ingångsdata som finns tillgängliga. SKB:s förvaringsmodell bygger på att anläggningen sker i en bergplint utan större sprickzoner och heterogeniteter, men omgiven av svaghetszoner som kan ta upp framtida rörelser i jordskorpan. Med hjälp av ingående lokala undersökningar runt ett tänkt förvar kan man skapa modeller över spricksystem och grundvattenflöde. I Sverige har omfattande forskningsarbeten angående vatten- och elementtransport genomförts, framförallt vid fältlaboratorierna i Stråssa, Stripa och Äspö. På uppdrag av SKI har också en hypotetiskt projektering av lokaliseringen av ett djupförvar genomförts (SITE-94). Denna pekade bl.a. på behovet av att integrera olika typer av fältdata inom geologi, hydrogeologi, geokemi och bergmekanik för att öka tillförlitligheten i prognoser gjorda utifrån de modeller av naturen som skapas.

Referenser

National Research Council, 1996: Rock fractures and fluid flow. National Academy Press.

Price, N.J. and Cosgrove, J.W., 1990: Analysis of Geological Structures. Cambridge University Press.

Ramsay, J.G. and Huber, M.I., 1987: Modern Structural Geology, volume 2: Folds and Fractures. Academic Press.

Scholtz, C.H., 1990: The mechanics of earthquakes and faulting. Cambridge University Press.

SKI-rapporter

SKB-rapporter

7. Mikroorganismernas inverkan på ett djupförvar för använt kärnbränsle

Mikroorganismer är per definition encelliga organismer vilka endast kan upptäckas med hjälp av mikroskop, därav namnet. Gruppen inkluderar bakterier men också encelliga djur och alger samt jäst och mögelsvampar. Bakterier tillhör gruppen encelliga prokaryota organismer, d.v.s. de saknar en väl avgränsad cellkärna. Bakteriernas storlek är starkt varierande, från några µm ner till ca. 0.2 µm, beroende på art och näringstillförsel (1µm = en tusendels millimeter). De mikroorganismer som kan leva och fortplanta sig under de betingelser som finns i vattenförande sprickor djupt nere i berggrunden är huvudsakligen olika arter av bakterier. Ett exempel på hur sådana bakterier kan se ut ges i figur 7.1.

7.1 Introduktion

Att bakterier har en stor inverkan på vattenkemin i ytliga system som sjö- och havsvatten har varit känt sedan länge. Att löst syre i vattnet konsumeras vid infiltration av grundvatten i mark och att denna konsumtion huvudsakligen är ett resultat av biogena processer, där organiskt material bryts ned av mikroorganismer och bildar koldioxid, är också gammal kunskap. Men att bakterier finns i signifikanta mängder i grundvatten på stort djup i kristallin berggrund är ny kunskap som vuxit fram under de sista 10-15 åren. Detta har delvis att göra med att prover av djupt grundvatten blivit tillgängliga. Det är framförallt inom forskningen för djupförvar av använt kärnbränsle som borrning och provtagning i kristallint "gråberg" (d.v.s. berg som saknar mineraltillgångar av ekonomiskt intresse) har ägt rum. Identifikationen av biogena processer på stort djup i berggrunden leder till en definitionsmässigt diffus övergång mellan det som traditionellt kallats för biosfären och geosfären.

Sverige ligger internationellt sett långt framme då det gäller undersökningar av djupa biosfärer (Karsten Pedersen och hans grupp vid Göteborgs Universitet) men även i t.ex. Storbritannien (Julie West och medarbetare på Brittish Geological Survey) och Kanada (Simcha Stroes-Gascoyne m fl, AECL) har man bedrivit aktiv forskning inom området.

I oktobernumret av tidningen New Scientist 1997, beskriver Julie West och Ian McKinley resultat från forskningen av kapsel- och buffertstabilitet i relation

till bakteriell aktivitet. Deras slutsatser, baserade på laboratoriestudier och modellering, är att den bakteriella aktivitet som förväntas, sannolikt har en liten påverkan på kapselns livstid. De beräkningar som är gjorda, utgår från det koncept som planeras för det schweiziska och kanadensiska avfallet. West och McKinley konstaterar också att "Trots alla ansträngningar som gjorts för att förstå hur mikroorganismerna kommer att uppföra sig i ett avfallsförvar, återstår att fastställa deras reella påverkan".

De olika ländernas koncept för förvaring av högaktivt avfall skiljer sig åt beträffande kapselmaterial, buffertsammansättning, m.m., och den kristallina miljön (vår berggrund) skiljer sig i många avseenden starkt från andra geologiska miljöer (t.ex. sedimentär berggrund eller saltdomer) vad beträffar vattenflöde, vattenkemi och tillgång på organiskt material. Därför är denna sammanfattning av kunskapsläget koncentrerad på svenska förhållanden och därmed i huvudsak på material framtaget av Karsten Pedersen och hans medarbetare.

7.2 Vad behövs för att bakterierna skall kunna leva?

För att bakterier skall kunna leva och vara aktiva krävs det tillgång på vatten, energi och sist men inte minst kol (organisk eller oorganisk) för deras uppbyggnad. Detta är de grundläggande krav som måste tillgodoses. Hur är det då med miljön djupt nere i berget i termer av temperatur, pH, hydrostatiskt tryck, grundvattnets salthalt etc? Bakterier förekommer i många olika miljöer. Det finns bakterier som kan klara temperaturer mellan −5 °C och +110 °C, pH mellan 2 och 10, och salthalter upp till 30% NaCl. Det är givetvis så att de mest extrema miljöerna har starkt anpassade bakterier och artfloran är således starkt varierande. Det hydrostatiska trycket på 500 meters djup i berget (förvarsdjup) förväntas inte ha någon avgörande betydelse för bakteriepopulationen. Radioaktiv strålning kan ha en inverkan på bakteriefloran så att resistenta arter gynnas.

Undersökningar visar också att även om bakterierna behöver vatten för att leva så föredrar de att sitta på en yta, istället för att röra sig i vattnet. Detta innebär att det antal bakterier som påträffas i ett grundvattenprov är lägre än antalet bakterier som sitter på sprickväggarna.

Bakterier som lever i vattenförande sprickor djupt nere i berget är anaeroba. De lever alltså i syrefri miljö och använder oxidationsmedel som sulfat, trevärt järn och koldioxid istället för syre.

I grundvattenmiljöer på flera hundra meters djup i kristallint berg antas tillgången på organiskt material vara den begränsande faktorn för bakterie-

populationens storlek. Det finns dock många tecken som tyder på att gaser som koldioxid, metan och vätgas kan användas av bakterier, och att dessa gaser kan finnas på stort djup i berget och ha ett oorganiskt ursprung (figur 7.2). Omfattningen av den bakteriella aktiviteten och tillgängliga halter av ovan nämnda gaser är i fokus för den pågående och planerade forskningen.

7.3 Hur provtar och analyserar man bakterierna?

För att kunna provta såväl grundvatten som bakterier på stort djup krävs tillgång till borrhål. Tyvärr medför ofta borrningen, och existensen av borrhålet i sig, risk för en rad olika kontamineringar av grundvattnet. Det är därför viktigt att t.ex. veta vilket vatten som använts som spolvatten vid borrningen, och vilka aktiviteter i form av andra undersökningar (hydrauliska mätningar, temperaturmätningar, etc) som genomförts i borrhålet. Det är vidare möjligt att borrhålet i sig sammanbinder vattenförande sprickor i berget och det kan därför finnas risk att det vatten som provtas på ett visst djup inte ursprungligen hörde hemma där. Stora ansträngningar har gjorts för att göra så bra provtagningar som möjligt. Vanligen tas vattenprover i djupa borrhål på så sätt att man med hjälp av gummimanschetter avgränsar ett intervall av borrhålet där en vattenförande spricka finns. Vatten pumpas därefter försiktigt bort från sprickan och upp till ytan. Det har ibland ifrågasatts om bakterier i prover från stora djup verkligen hör hemma där de provtagits eller om de härrör från annat håll på grund av att flera borrhål har borrats i området och att vattenflödet på så sätt har störts. Detta är en svår fråga, men mycket tyder på att det finns en aktiv bakteriepopulation även på stora djup. Till exempel har bakterieliknande fossil kunnat påvisas i karbonatbelagda sprickor på två hundra meters djup i kristallint berg.

Eftersom bakterierna ofta bildar en matta, s.k. biofilm på sprickytor, så kan även fasta prover vara av stort värde. Dessa måste i så fall provtas på ett sådant sätt att de inte torkar ut.

För att man skall erhålla så rättvisande resultat som möjligt är det av största vikt att proverna hålls under stabila och naturliga förhållanden under transport mellan provtagningsplats och laboratorium samt att de analyseras så snabbt som möjligt.

De analyser som utförs ger information om antal bakterier/ml för vatten och antalet bakterier/g om fast material provtagits. Man kan också mäta vilka olika typer av bakterier som finns i provet. Ett annat mått är bakteriernas aktivitet. Eftersom de flesta prover innehåller flera arter av bakterier, är det inte säkert att

alla typer är aktiva, åtminstone inte lika aktiva. Många arter av bakterier i djupa grundvatten är hittills okända men ofta kan de ändå delas in i olika familjer eller grupper med hjälp av DNA-teknik.

Antalet bakterier/ml grundvatten som har detekterats på de två platser i Sverige där de djupa biosfärerna har undersökts ligger mellan 10^3 och 10^6. Det högsta antalet bakterier fanns i prover från de översta hundra metrarna.

7.4 Vilka bakterie-relaterade processer är av intresse för ett djupförvar?

Två olika situationer kan identifieras. Den ena är rådande under den period som förvaret är i drift d.v.s., när tunnlarna står öppna, luftens syre har tillträde och vattenomsättningen i berget är kraftigt påverkad av de öppna tunnlarna. Efter förslutningen av förvaret förväntas förhållandena successivt återgå till det ursprungliga ostörda, d.v.s. en syrefri miljö och en lägre vattenomsättning än under tunneldriften.

Att stora delar av Sverige kommer att täckas av en inlandsis inom de närmaste 50 000 åren är de flesta forskare överens om. Detta kommer givetvis att påverka även den djupa biosfären. Senare års forskning tyder på att man under en icke bottenfrusen inlandsis kan få ett kraftigt ökat hydrauliskt tryck och att ett syremättat vatten under vissa perioder av en glaciation relativt snabbt skulle kunna nå ner till större djup. Under dessa perioder förväntas den organiska produktionen vara mycket låg och den bakteriella aktiviteten blir följaktligen reducerad. Under dessa perioder kan den oorganiska syrekonsumtionen bli den dominerande.

De processer som kommer att dominera under tunneldriften har studerats i Äspö-tunneln av Karsten Pedersen och hans grupp vid Göteborgs Universitet. Eftersom grundvattnet i berggrunden vanligen är reducerande uppstår en markerad kemisk gradient i gränsskiktet där grundvattnet når den luftade tunneln. Detta gränskikt är ytterst gynnsamt för bakterierna. Järn, mangan, sulfid och metan kan här oxideras bakteriellt medan koldioxid reduceras och kan övergå till organiskt kol. Detta ger förutsättningar för de mattor av järnutfällningar som man ofta ser på tunnelväggar där grundvattnet rinner ut på bergväggarna. Om förvaret kommer att stå öppet under en längre tid kommer mer av dessa utfällningar att hinna bildas.

En fråga som diskuteras är hur lång tid efter förslutningen som molekylärt syre kommer att finnas kvar i förvaret och tunnlarna. Detta syre kommer att

kunna konsumeras på två sätt antingen genom bakteriell aktivitet eller genom oxidation av t.ex tvåvärt järn i grundvattnet och mineralen. Att syret kommer att konsumeras effektivt förefaller alla vara överens om. Hur snabbt detta kommer att gå är dock svårare att visa, men forskning pågår.

Kan bakterier leva i bentonitbufferten? Rådande uppfattning är att de åtminstone kommer att ha en mycket låg aktivitet och den begränsande faktorn verkar vara tillgången på vatten.

Kan bakterier klara av den temperaturhöjning som förväntas runt ett förvar? Inte alla - och bakteriefloran kommer att variera med temperaturen, men termofila bakterier kommer att klara de 60 - 80°C som förväntas vara den maximala temperaturhöjningen i närområdet.

De processer som kan komma att ha betydelse på längre sikt, efter stängningen av förvaret är relaterade till hur bakteriell aktivitet påverkar grundvattnets kemi som helhet, till exempel i termer av pH, halt organiskt material, vätekarbonathalt etc.

Ett antal delområden kan antas vara speciellt intressanta.

a) Bakteriell aktivitet har en påtaglig inverkan på vattnets vätekarbonathalt. Detta är av stor betydelse för komplexbildning och eventuell transport av U och andra aktinider med grundvattenet. Samma sak gäller för halten löst organiskt material (eftersom bakterier kan konsumera organiskt material). Många radionuklider sorberar starkt på organiska partiklar och kan på det sättet transporteras med vattnet om dessa partiklar finns att tillgå.

b) Bakterierna är aktiva i redoxprocesser, vilka i sin tur är av intresse för bedömningen av kopparkapselns stabilitet, och mobiliteten hos vissa radionuklider vid ett eventuellt läckage. I båda fallen bör oxiderande förhållanden undvikas. Å andra sidan bör också alltför höga sulfidhalter (t.ex. orsakade av sulfatreducerande bakterier) undvikas för att garantera maximal stabilitet hos kopparkapseln. Detta gör att speciellt sulfat- reducerande bakterier och deras aktivitet är av intresse och studier i Äspölaboratoriet har speciellt koncentrerats på detta (se nedan).

c) Möjligheten att radionuklider sorberar direkt på bakterierna och därmed får en större rörlighet har också diskuterats, men för närvarande finns inget som tyder på att detta skulle vara av större betydelse. Däremot kan t.ex. de mattor av järnutfällningar och mikrober som bildas längs tunnelväggarna i ett öppet bergrum ha hög kapacitet att sorbera radionuklider.

7.5 Sulfatreducerande bakterier – resultat från Äspö

Sulfatreducerande bakterier reducerar sulfat till sulfid genom att oxidera organiskt material och producera koldioxid. Sulfid är ett ämne som orsakar korrosion av koppar. Att bedöma potentialen för sulfidproduktion i slutförvarets närhet är därför av stort intresse.

De sulfatreducerande bakterierna tycks föredra en salthalt mellan 6-8 g/l Cl för optimal aktivitet förutom tillgång på organiskt material och sulfat. En del sulfatreducerande bakterier kan använda vätgas som reduktionsmedel istället för organiskt kol. Laboratorieundersökningar tyder dock på att sulfidproduktionen i så fall blir ganska låg. Resultaten från Äspö ger sammanfattningsvis följande bild av de sulfatreducerande bakteriernas förekomst och aktivitet: Bakteriell sulfatreduktionen äger företrädesvis rum i de marina bottensedimenten runt Äspö. Där finns tillgång på såväl organiskt material som sulfat. När Äspötunneln byggdes förändrades grundvattenflödet, så att detta vatten drogs ner i de sprickor som tunneln kortsluter, huvudsakligen där tunneln passerar under Östersjön. De sulfatreducerande bakterierna har sannolikt anpassat sig till det ändrade flödet och deras aktivitet fortsätter. Mycket av den sulfid som bildas faller ut som järnsulfider. På större djup (>200 m) där tunneln går under land, syns betydligt mindre effekter av de sulfatreducerande bakteriernas aktivitet. Även om sulfatreducerare har påträffats i vattenprov så djupt som 600 meter, tyder de tillgängliga resultaten på att deras aktivitet är relativt låg, d.v.s. masstransporten (flödet) har en avgörande betydelse för bakteriernas aktivitet.

7.6 Sammanfattning

Den tidigare rådande uppfattningen att bakterier endast existerar i de ytligare delarna av marklagret har visat sig felaktig. Mikrober existerar till stora djup i jordskorpan. Detta ger förutsättningar för att de även kan delta i fler geokemiska processer än man tidigare känt till.

Endast ett fåtal av de bakterier som identifierats på stora djup är tidigare kända arter. Detta är ett starkt argument för att dessa ej härrör från ytan genom kontaminering vid borrningsförfarandet. I stället indikerar detta att bakterier anpassat sig till dessa speciella förhållanden, kanske redan för mycket länge sedan.

Artsammansättningen varierar starkt mellan olika närliggande borrhål. Detta innebär att lokala förhållanden styr sammansättningen och att förutsägelser om vilka arter som dominerar i berggrunden inom ett område är svåra att göra.

Metan och väte löst i grundvatten på stora djup kan tjäna som energikälla till ekosystem. Detta innebär att ekosystemet i berggrunden på stora djup delvis kan vara oberoende av ekosystemet på ytan.

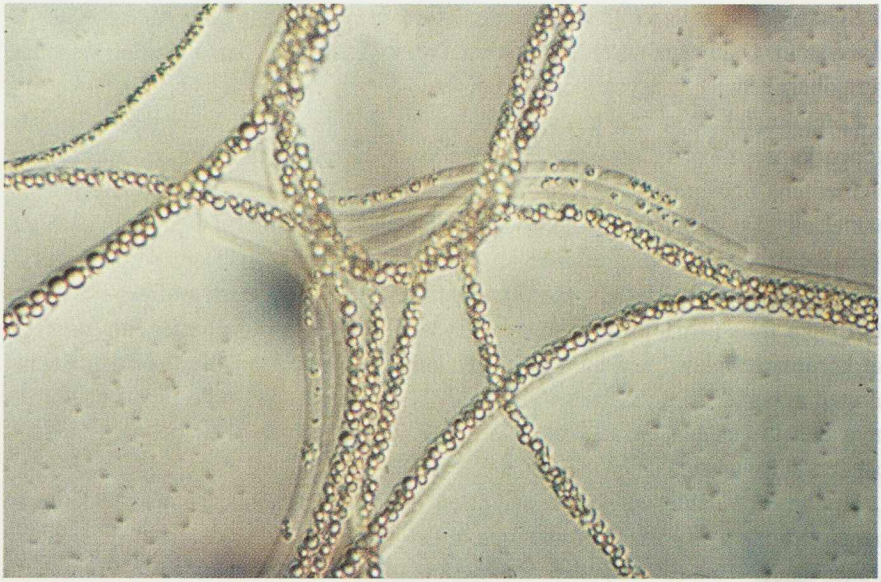
Förekomsten av molekylärt syre och sulfid på förvarsnivå är av betydelse för kopparkapselns korrosion och i händelse av ett läckage också för de radioaktiva elementens mobilitet. Förekomsten av båda dessa ämnen är delvis relaterad till bakteriell aktivitet. Syre i grundvattnet konsumeras under nuvarande ostörda förhållanden i marklagret eller relativt ytligt i berggrunden. Denna konsumtion är huvudsakligen bakteriell, men det finns även en oorganisk buffert i tvåvärt järn, som finns tillgängligt i mineral. Under förvarets drift kommer luftens syre att komma i kontakt med kapsel, buffert och berget på stort djup. Efter förslutningen antas det att detta syre förbrukas. Vilka processer som kommer att dominera och hur snabbt dessa verkar kommer förhoppningsvis att besvaras av nu pågående forskning.

Hur mycket bakteriell syrekonsumtion man kan påräkna vid en ökad djuppenetration av ett syresatt grundvatten under en glaciation är däremot en svårare fråga. Under dessa förhållanden dominerar kanske den oorganiska bufferten.

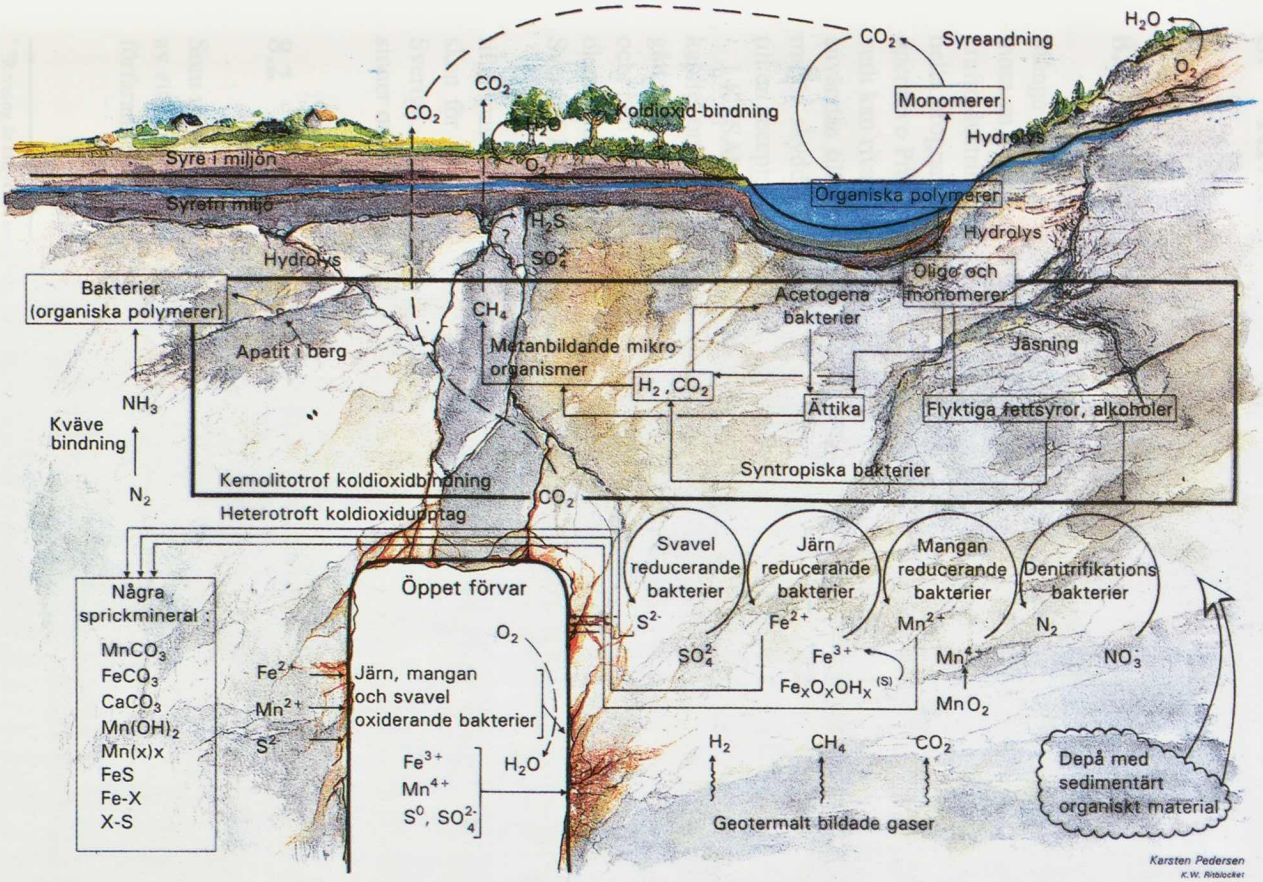
Två viktiga bakteriella processer som oxiderar organiskt material i syrefri miljö har identifierats:

- Reduktion av trevärt järn, som finns som hämatit eller järnoxyhydroxider längs sprickväggarna.
- Reduktionen av sulfat och svavel till sulfid genom medverkan av svavelreducerande bakterier.

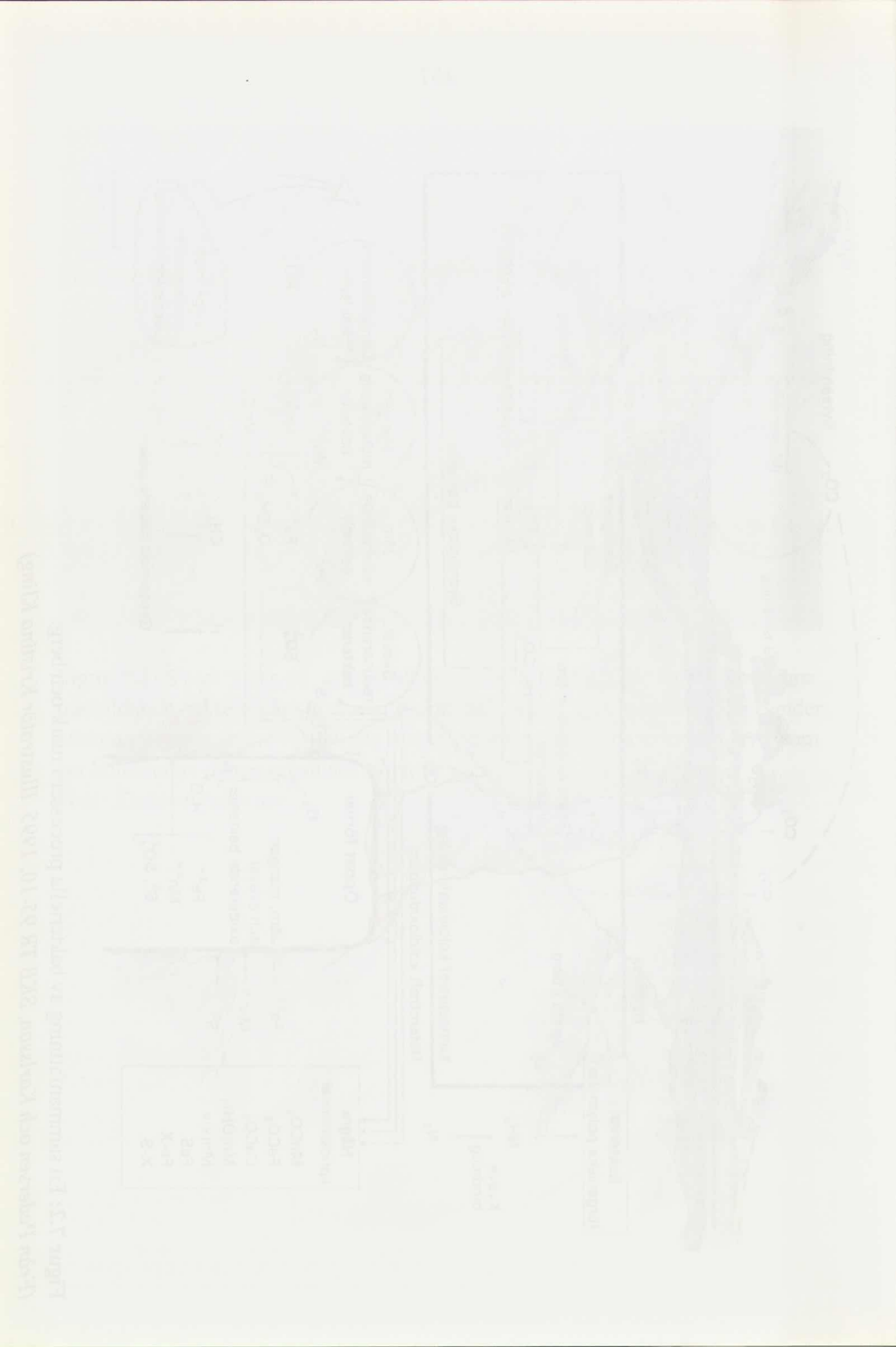
Höga sulfidhalter i kapselns omedelbara närhet ökar korrosionsrisken och bör därför undvikas. De tillgängliga forskningsresultaten tyder dock på att den bakteriella aktiviteten, och därmed den eventuella sulfidproduktionen i bentonitbufferten kommer att vara mycket låg, på grund av liten tillgång på vatten och ett mycket begränsat flöde.



Figur 7.1: Fotot visar en svavelbakterie som tillhör släktet *Thiohrix*. Denna trådbildande bakterie får sin energi genom att reagera syre med svavelväte under bildning av elementärt svavel. De runda "pärlorna" inuti trådarna är svavel som ger kolonier av denna organism en vit färg.
Foto: Karsten Pedersen



Figur 7.2: En sammanfattning av bakteriella processer i mark och berg.
(Från Pedersen och Karlsson, SKB TR 95-10, 1995. Illustratör Kristina Kling)



8. Rivning* av kärntekniska anläggningar

8.1 Inledning

Många länder har kärnkraftverk som är avställda eller kommer att vara avställda inom en snar framtid. Från många håll har det uttryckts en osäkerhet om kärnkraftindustrins förmåga att riva dessa anläggningar på ett säkert sätt. Internationella program har startats, exempelvis OECD Nuclear Energy Agency's "Co-operative Programme on Decommissioning", för att visa att nedlagda kärnkraftverk kan rivas till s.k. "green field conditions" (d.v.s. så att området därefter kan användas till vad som helst) på ett sådant sätt att arbetarna, allmänheten och miljön skyddas mot oacceptabel påverkan av strålning samt att detta kan göras till en acceptabel kostnad [1].

I KASAMs rapport om kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1987 ingick ett kapitel om nedläggning av kärntekniska anläggningar. Under de elva år som har gått sedan dess har många kärnkraftverk och kärnbränsleanläggningar avställts och, i en del fall, rivits. Erfarenheterna från dessa projekt har gett oss väsentligt ökade kunskaper på detta område, vilket är särskilt aktuellt mot bakgrund av Sveriges Riksdags beslut 1997 om avställning av en reaktor.

I detta kapitel beskrivs några nu pågående rivningsprojekt och den teknik som tillämpas därvid. En översikt görs över situationen i Sverige beträffande beredskap för att kunna riva kärnkraftverk samt lagar och förordningar som gäller i Sverige. Slutligen sammanfattas aktuella inhemska och internationella diskussioner om rivningskostnader och friklassningsfrågor.

8.2 Bakgrund

Som nämndes i KASAMs 1987-års kunskapsrapport, kan en fullständig rivning av ett kärnkraftverk ske i flera etapper. IAEA har definierat tre stadier i rivningsförfarande enligt följande:

* "Rivning är uttrycket som används av Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) för det engelska ordet "decommissioning" vilket dock kan täcka hela processen av avställning av drift, demontering/borttransport av system och komponenter samt demolering av byggnader.

Stadium 1: "Säker avställning" med övervakning och periodisk inspektion

Stadium 2: Koncentration av radioaktivitet i minsta möjliga utrymme. Mindre övervakning och mindre tätt periodisk inspektion än för stadium 1

Stadium 3: Allt radioaktivt material (över friklassningsgränser) avlägsnas. Området friklassas (s.k. "green field conditions").

(Se figur 8.1 som hämtats från referens [7]).

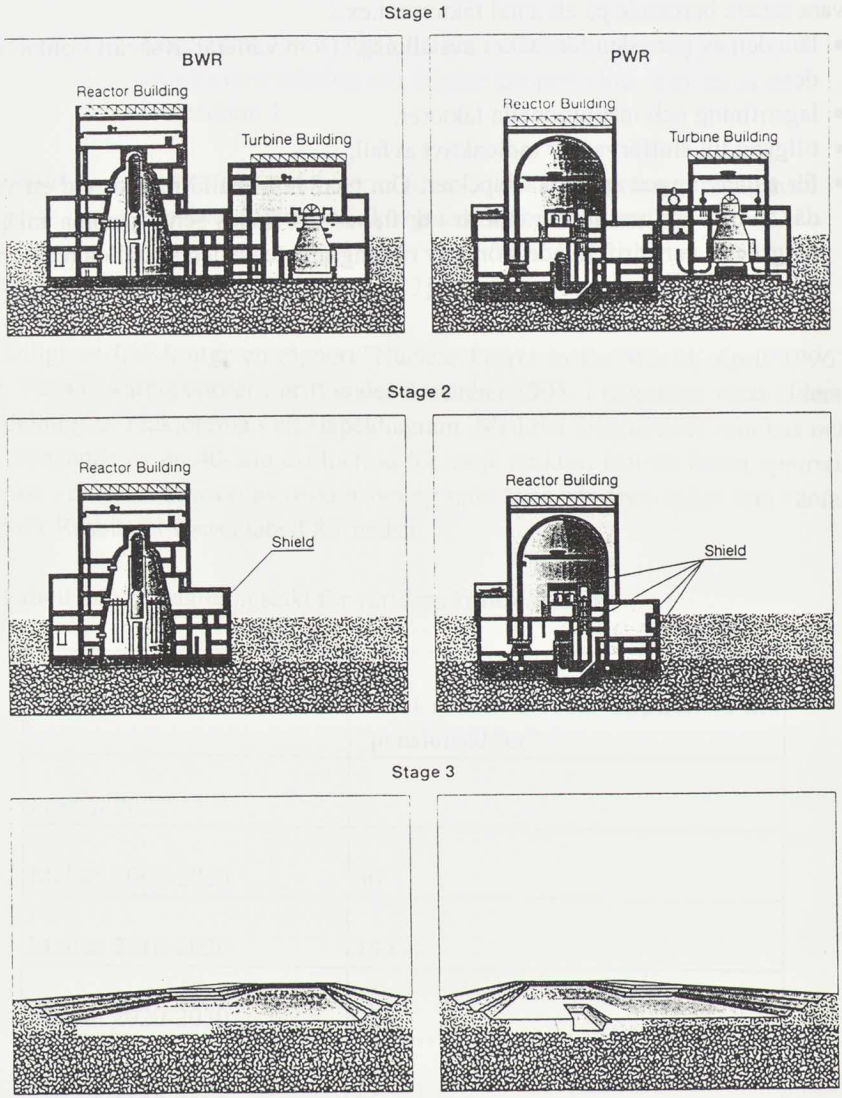
Enligt av IAEA utgiven rapport "Nuclear Power in the World, April 1996" [2], var 437 kärnreaktorer i drift under december 1995. I rapporten visas åldersfördelning av reaktorerna i ett stapeldiagram. Med det diagrammet som bas och ett antagande av en 40-årig driftperiod för varje reaktor, kan en första approximation göras om behovet av reaktorrivning samt även när detta behov kan väntas uppstå. Resultatet visas i tabell 8.1 nedan.

Tabell 8.1: Avställningstakt för världens kraftreaktorer

Period	**Antal reaktorer som uppnår 40-års "pensionsålder"**
Före år 2000	8
Mellan 2000-2010	30
Mellan 2010-2020	159
Mellan 2020-2030	211
Mellan 2030-2035	29

Det ska noteras att ovanstående tabell gäller avställning av reaktorer, dvs. när reaktorer kan väntas tas ur drift efter en 40-års driftperiod. Själva rivningen kan vara senare beroende på ett antal faktorer, t.ex.:

- längden av perioden för "säker avställning" (som varierar avsevärt i olika länder),
- lagstiftning och institutionella faktorer,
- tillgång till slutförvar för radioaktivt avfall,
- för anläggningen specifika aspekter. Om t.ex. en avställd reaktor vid ett verk där andra reaktorer fortfarande är i drift, kan det finnas gemensamma anläggningsdelar vars drift kunde störas av rivningsarbete på den avställda reaktorn.



Figur 8.1: Schematisk beskrivning av de tre rivningsstadierna för kärnkraftverk (inklusive demolering av byggnader). Från referens 7.

Vid många kraftverk i en rad länder pågår intensivt arbete på"life extension" (förlängning av driftperioden) för reaktoranläggningar, vilket på ett signifikant sätt kan påverka det grundläggande antagandet om en 40-årig driftperiod.

Förutom kraftreaktorer, var det över 320 forskningsreaktorer i drift år 1991, vilka kan väntas ställas av före kraftreaktorerna. De flesta kommer att rivas, relativt snart efter avställning, av personal från forskningsinstitutet i fråga.

Utrednings- och utvecklingsarbete inom området rivning av kärntekniska anläggningar pågår både nationellt och inom internationella organisationer som

- International Atomic Energy Agency (IAEA), Wien,
- EU-kommissionen (EU), Bryssel,
- OECD Nuclear Energy Agency (OECD/NEA), Paris.

IAEA:s arbete riktar sig i huvudsak mot att utarbeta internationellt accepterade riktlinjer för olika aspekter av rivningsarbete och att sammanställa kunskapslägesrapporter om teknologier som utnyttjas. Två tekniska rapporter under bearbetning är:

- Rivning av kärntekniska anläggningar, som ej är reaktorer,
- Metoder för att minimera det radioaktiva avfallet från rengöring och rivning av kärntekniska anläggningar.

EU har, mellan 1979 och 1994, genomfört tre stycken femåriga program som gav stöd till forsknings- och utvecklingsarbete på rivningsteknik i de olika medlemsländerna. Programmen inkluderade även delfinansiering av demonstrationsprojekt på reaktorer och en bränsleupparbetningsanläggning. Sedan slutet av det tredje femårsprogrammet har EU-finansierade FoU-insatser minskat betydligt och begränsas till småprojekt,såsom insamling av data om olika rivningstekniker, m.m. Detta kan tas som ett tecken på att tekniken för rivning av kärnkraftverk numera anses vara känd och etablerad.

OECD/NEA's Co-operative Programme on Decommissioning startades år 1985 för att utbyta erfarenheter och information om pågående rivningsprojekt. Målet med programmet var att samla sådana data, som sedan kan användas för att planera den framtida industriella fasen för rivning av kommersiella kärnkraftverk. Efter två femårsperioder förnyades programavtalet år 1995 för ytterligare fem år. Sverige har, genom Svensk Kärnbränslehantering AB, svarat för programmets koordineringsfunktion från dess start.

Programmet, som omfattade 10 projekt 1985, har för närvarande (1998) 35 deltagande projekt från 13 länder. Utöver informationsutbyte, har programmet inrättat speciella arbetsgrupper för att studera viktigare centrala frågor av gemensamt intresse. Bland de frågor som analyseras för närvarande är rivningskostnader och återanvändning av material från rivningsprojekt.

8.3 Översikt över pågående projekt utomlands

Projekten i NEAs program representerar ett brett urval av rivningsprojekt som omfattar allt från experimentreaktorer till kommersiella reaktorer och upparbetningsanläggningar från pilot- till fullskala. Listan över deltagande projekt framgår av tabell 8.2, som även ger viss information om rivningsstadium, kostnader, mm. Det bör noteras att listan endast omfattar projekt som ingår i NEA-programmet. Rivningsarbete pågår på många flera projekt i många länder. I de länder som deltar i NEA-programmet rivs även många andra anläggningar, speciellt laboratorier och fabriker som uppfördes i samband med kärnvapentillverkning.

Av de 35 projekten i tabell 8.2, har 8 anläggningar rivits till stadium 3 och respektive områden friklassats, dvs. förklarats fria från radiologiska restriktioner. Ytterligare 13 projekt ska drivas till stadium 3. Fyra anläggningar har placerats i olika grader av "säker avställning" (stadium 1 eller 2). På resten av projekten pågår aktivt arbete.

Planering och genomförande av rivning skiljer sig från land till land, även från projekt till projekt i samma land. Förutom skillnader i anläggningstyper, kan även skillnader i organisatoriska och ekonomiska faktorer samt lagar starkt påverka uppläggningen och förloppet av ett rivningsprojekt.

I det följande ges korta beskrivningar av några projekt som belyser detta.

Tabell 8.2: Projects in the OECD/NEA Co-operative Programme [Referens 1]

Facility	Type	Operation	Decommissioning	Power or throughput	Project timescale	Cost estimate	Entry into Programme	Remarks
1. Eurochemic Reprocessing plant, Dessel, Belgium	Reprocessing of fuel	1966-74	Stage 3	300 kg/d	1989-2004	MBEF 5750 (1987)	1988	Execution by in-house staff
2. BR-3, Mol, Belgium	PWR	1962-87	Stage 3 (partial)	41 MWt	1989-2010	------	1988	EC pilot project
3. Gentilly-1, Canada	Heavy-water moderated/boiling light-water-cooled prototype	1967-82	Variant of Stage 1	250 MWe	1984-1986	MCAD 25 (1986)	1985	In dormancy
4. NPD, Canada	PHWR CANDU prototype	1967-87	Variant of Stage 1	25 MWe	1987-1988	MCAD 25.3	1988	In dormancy
5. Tunney's Pasture Facility, Ottawa, Canada	Isotope handling facility	1952-83	Stage 3	------	1990-1994	MCAD 13 (1991)	1990	Stage 3 achieved
6. 204 A/B Bays project, Canada	Storage & transfer pond	1947-94	Stage 1		1995-2003	MCAD 15 (1997)	1997	Part of the NRX Complex
7. Paldiski Decommissioning project, Estonia	Submarine reactors	1968-89 1983-89	Stage 1 Stage 1	70 MWt 90 MWt	1995-	------	1996	Ex-Soviet submarine Training Center
8. Rapsodie, Cadarache, France	Experimental sodium-cooled fast-breeder reactor	1967-82	Stage 2	20 MWt	1983-1994	MFRF 131.7 (1989)	1985	In dormancy

Tabell 8.2 (Forts.): Projects in the OECD/NEA Co-operative Programme [Referens 1]

9. G2/G3, Marcoule, France	GCR, Electricity and nuclear materials production	1958-80	Stage 2	250 MWt each	1982-1993	MFRF 150 (1990)	1985	Stage 2 achieved
10.AT-1, La Hague, France	Pilot reprocessing plant for FBR	1969-79	Stage 3	2 kg/d	1982-1998	MFRF 220 (1989)	1985	Stage 3 achieved, EC pilot project
11.EL4, France	Gas-cooled/heavy-water-moderated	1966-85	Stage 2	70 MWe	1989-1999	MFRF 550 (1995)	1993	------
12.Building 211, Marcoule, France	Reprocessing workshop	1963-94	Stage 3	5 t/a	1995-2010	MFRF 1000 (1994)	1993	Including shut down operations
13.KKN, Niederaichbach, Germany	Gas-cooled/heavy-water-moderated	1972-74	Stage 3	106 MWe	-1995	MDEM 190	1985	Fixed-price contract, Stage 3 achieved
14.MZFR, Karsruhe, Germany	PHWR	1965-84	Stage 3	50 MWe	1984-2001	MDEM 370	1989	------
15.KWL, Lingen, Germany	BWR (with superheater)	1968-77	Stage 1	520 MWt	1985-1988	------	1985	In dormancy
16.Greifswald Decommissioning project, Germany	VVER	1973-90	Stage 3	8 x 440 MWe	------	------	1992	------

Tabell 8.2 (Forts.): Projects in the OECD/NEA Co-operative Programme [Referens 1]

17.HDR, Germany	BWR, nuclear superheater	1969-71	Stage 3	------	------	------	1993	------
18.WAK, Germany	Prototype re-processing plant	1971-90	Stage 3	------	------	------	1993	------
19.AVR, Germany	Pebble bed HTGR	1967-88	Stage 1	15 MWe	------	------	1994	Stage 3 being planned
20.KNK Reactor, Germany	Sodium Cooled Fast Breeder	1971-91	Stage 3	58 MWt	1993-2003		1997	
21.Garigliano, Italy	BWR (dual cycle)	1964-78	Stage 1 for main con-tainment	160 MWe	1985-1995	MITL 65 000	1985	------
22.JPDR, Tokai, Japan	BWR	1963-76	Stage 3	90 MWt	1986-1996	MJPY 22 500	1985	1981-1986 R & D, Stage 3 achieved
23.JRTF, Tokai, Japan	Reprocessing test facility	1968-70	Stage 3	------	1991-2004	MJPY 8 600	1991	------
24.KAERI Research Reactors, Republic of Korea	Triga Mark II & III	1962-95	Stage 3	250 kWt 2 MWt	1997-2000		1997	
25. Bohunice A1 project, Slovak Republic	Gas-cooled, heavy-water-moderated	1972-79	Stage 1	150 MWe	------	------	1992	Decommissio-ning after fuel accident
26.Vandellos 1, Spain	GCR	1972-89	Stage 2	500 MWe	1992-2000	MESP 10 000	1993	------

Tabell 8.2 (Forts.): Projects in the OECD/NEA Co-operative Programme [Referens 1]

27.WAGR, Sellafield, United Kingdom	AGR	1962-81	Stage 3	100 MWt	1983-1998	MGBP 58	1985	EC Pilot project
28.BNFL, Co-precipitation Plant, Sellafield, United Kingdom	Production of mixed pluto-nium and UO_2 fuel	1969-76	Stage 3	50 kg/d	1986-1990	KGBP 2 245 (1990)	1987	Stage 3 achieved
29.BNFL B204 Primary Separation Plant, Sellafield, United Kingdom	Reprocessing facility	1952-73	Stage 2	Metal = 500 t/a oxide = 140 t/a	1990-2010	MGBP 90	1990	------
30.PFR, United Kingdom	Sodium Cooled Fast Breeder	1975-94	Stage 1	250 MWe 600 MWt	1994-2005		1997	
31.Shippingport, United States	PWR	1957-82	Stage 3	72 MWe	1985-1989	MUSD 91.3 (1990)	1985	Fixed-price contract, Stage 3 achieved
32.West Valley Dem-onstration Project, United States	Reprocessing plant for LWR fuel	1966-72	Stage 3	100 t/a	1982-2024	MUSD 1 400	1986	------
33.EBWR, United States	BWR	1956-67	Stage 3	100 MWt	1986-1996	MUSD 19.4	1990	------
34.Fort St Vrain, United States	HTGR	1976-89	Stage 3	330 MWe	1972-1995	MUSD 174	1993	Fixed-price contract
35.FEMP, United States	Hexaflouride reduction plant	1954-56	Stage 3	------	------	------	1993	------

Notes: 1. The decommissioning options are defined according to the IAEA Classification.

2. The cost data given in this table are not directly comparable owing to the fact that they refer to plants of different types, sizes and characteristics, to different decommissioning stages and to different time schedules for the execution of the projects.

Eurochemic upparbetningsanläggning (Belgien)

Eurochemic ägdes ursprungligen av ett konsortium av 13 länder men överfördes stegvis till belgiskt ägarskap efter avställning år 1975. Platsen har byggts om till en central (kärn)-avfallshanteringsanläggning och utnyttjas även som ett centralt mellanlager för behandlat kärnavfall. Företaget Belgoprocess etablerades för att ta hand om alla aktiviteter på platsen, inklusive rivningsprojektet.

Några av kännetecknen för projektet är:

- Det planeras och genomförs med egen personal under en relativt lång tid.
- Ett pilotprojekt utfördes på två små byggnader för att kontrollera teknik och kostnader samt träna personal.
- Det pågår ett målinriktat utvecklingsarbete på tekniksidan för att lösa problem inom projektet. Signifikanta framsteg har uppnåtts såsom
  - *Dekontaminering av betongytor:* En "raknings"-teknik har utvecklats med ett diamantborrhuvud som ger en jämn yta (förenklar mätning för friklassning), mindre sekundärt avfall och som är bekvämt att hantera för arbetarna.
  - *Dekontaminering av metalliska komponenter* med torr blästring. Omkring 85% av alla metalliska delar väntas kunna rengöras från radioaktivitet till friklassningsnivåer.
  - *Ventilerade andningsmasker* och tillhörande utrustning har utvecklats för arbete i alfakontaminerade zoner.

BR3 (Belgien)

BR3 var den första (väst)europeiska tryckvattenreaktorn. Reaktorn avställdes år 1987. Rivningsprojektet har fått stöd från EUs forskningsfonder. Projektets första fas bestod av

- kemisk dekontaminering av primärkretsen (rengöring från beläggning med radioaktivt material) för reduktion av stråldos,
- jämförelse av tre olika kaptekniker på termiska skyddet i reaktorkärlet.

Primärkretsen dekontaminerades i april 1991. Metoden som tillämpades var Siemens CORD-process, som applicerades i tre omgångar. Totalt minskades strålningens dosrat med en faktor 10 (i medeltal).

De tre kapningsmetoderna som testades var

- mekaniska metoder (sågning),
- "electro-discharge" bearbetning (EDM),
- Plasmaskärning (i undervattenskammare).

Mekanisk sågning visade sig vara överlägsen de andra metoderna genom att det blev mindre sekundärt avfall och tidsåtgången var acceptabel jämfört med de andra metoderna.

Således användes olika typer av mekanisk sågning under projektets andra fas, då de invändiga delarna i reaktorkärlet lyftes ut och segmenterades för placering i avfallsbehållare. Under fas 2 segmenterades också en sats invändiga delar, som hade bytts ut från reaktorkärlet för 30 år sedan, detta för att få erfarenhet av hantering av aktivt material efter 30 års "säker avställning".

Projektet håller på att utveckla metoder för dekontaminering av metallkomponenter till friklassningsnivå. Både blöta och torra blästringsmetoder har provats.

G2/G3 (Frankrike)

G2 och G3 var två gaskylda grafitmodererade reaktorer som var i drift mellan 1958 och 1980. Rivningsprojektet har resulterat i ett stadium 2 för anläggningen, med härddetaljer och andra interna delar inkapslade i reaktorkärlet av förspänd betong. De externa kretsarna inklusive ånggeneratorerna har demonterats.

Projektets huvudaktivitet var borttagandet av de externa kretsarna, som bestod av 1500 - 2000 t kolstål i varje reaktor. En smältanläggning (INFANTE) byggdes på plats för att smälta det kontaminerade materialet från kretsarna. Totalt smältes ca 4600 t vid INFANTE mellan April 1992 och Juni 1994 (även material från andra kärntekniska anläggningar ingick i denna mängd). Göten som uppkom förvaras i väntan på ett slutförvar för mycket lågaktivt avfall eller för ett projekt för återanvändning av material inom kärnkraftindustrin.

Själva anläggningen INFANTE rivs för närvarande. En ny större smältanläggning håller på att byggas i närheten.

AT-1 (Frankrike)

AT-1 var pilotanläggningen för upparbetning av bridreaktorbränsle från reaktorerna Rapsodie och Phénix. Anläggningen avställdes år 1979. Rivningsprojektet, som delvis är finansierat av EU, startades år 1982 och väntas vara färdigt år 1999.

Projektets mest intressanta del var användningen av den fjärrkontrollerade rivningsmaskinen ATENA för arbete i de högaktiva cellerna. ATENA installerades på golvet i de åtkomliga rensade cellerna och dess 6 m långa ledade arm sträcktes för rivning av komponenter i annars icke åtkomliga högaktiva celler

medelst lämpliga manipulatorer. Detta arbete utfördes mellan 1990 och 1992 och efterföljdes av rivning av förrådsceller, verkstad, mm.

Sedan 1995 har slutstädning pågått i cellerna, inklusive dekontaminering av betongytorna. Man har varit tvungen att ta borrprov för att kontrollera hur djupt in i väggarna radioaktivt material förekom.

KKN Niederaichbach (Tyskland)

Anläggningen vid KKN Niederaichbach var en 100 MWe gaskyld tungvattenmodererad reaktor. Den togs i drift 1972, avställdes 1974 och sattes i"säker avställning" status (stadium 1) år 1981. Tillståndet för rivning till stadium 3 beviljades 1987, efter utdragna utfrågningar och domstolsprocesser.

Ett huvuddrag i projektet var användningen av en specialkonstruerad, fjärrmanövrerad rivningsmaskin för att ta bort av de aktiverade komponenterna i reaktorkärlet. Denna högprecisions, roterande masttyp-maskin med manipulator utnyttjade många tekniker för demontering av de vertikalt orienterade invändiga detaljerna i trycktubsreaktorn. Bland annat användes

- slipning,
- plasmaskärning,
- rörkniv,
- skruvborttagning,
- dammsugning.

Fjärrmanövrerad nedmontering och segmentering av KKNs härdkomponenter ägde rum under 1990-93. 522 t material togs ut med ett totalt radioaktivitetsinnehåll på 8.6 x 10^{12} Bq. Material har packats i 139 st avfallsbehållare, som skall transporteras till Konrad slutförvar. Omkring 20 % av det uttagna materialet innehöll mindre än 200 Bq/g. Denna fraktion har skickats till smältanläggningen Siempelkamp i Krefeld för återanvändning, efter smälting, inom kärnkraftindustrin (t.ex. för att tillverka avfallsbehållare).

Nästa åtgärd var borttagning av all aktiverad betong under april-november 1993. Därefter dekontaminerades alla ytor i byggnaden och ca 200 000 "friklassnings"-mätningar gjordes, med efterföljande kontrollmätningar utförda av kärnkrafts- och miljömyndigheter. Anläggningen befriades från att lyda under "atomenergilagen", byggnaden demolerades och"green field" status åstadkoms i juli 1995. Figur 8.2 visar bilder av KKN-anläggningen i drift och minnesstenen där anläggningen stod.

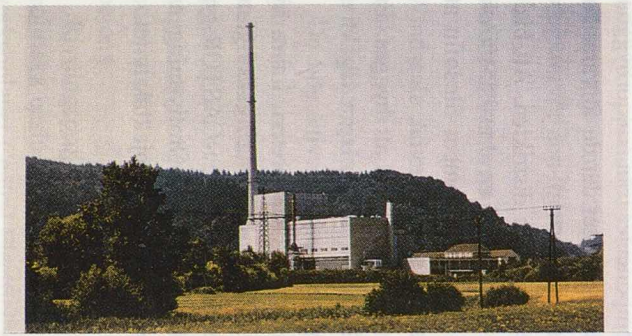
Ett intressant särdrag av KKN-rivningsprojektet var att det utfördes under ett fastpriskontrakt med en huvudentreprenör.

MZFR (Tyskland)

MZFR var en 200 MWt tungvattenmodererad tryckvattenreaktor som var i drift i Karlsruhe från 1965 till 1984. Anläggningen håller på att rivas till ett Stadium 3 i flera steg efter varandra, med ett separat tillstånd för varje steg. Anläggningens rivning kommer att innebära att man tar bort 72 000 t betong och 7200 t metall. Ungefär 1000 t av betongen och 1680 t av metallen kommer att deponeras som radioaktivt avfall.

Rivningen har börjat med nedmontering av den konventionella delen. Turbinen (150 t) och generatorn (130 t) kommer att återanvändas vid andra verk.

De första fem stegen av projektet har avverkats. Bland annat har sekundärsystemet rivits och primärkretsen dekontaminerats. Målet med dekontaminering-en var att få så mycket som möjligt av det kontaminerade materialet under 200 Bq/g, vilket värde för närvarande är det högsta som tillåts vid Siempelkamps smältanläggning. Material under denna gräns kan återanvändas inom kärnkraftindustrin.



Figur 8.2: KKN Niederaichbach, Tyskland
Reaktorn i drift/Anläggningsplats och minnessten efter rivning

Tillståndet för det sjätte steget gavs i april 1997. Vid slutet av steg 6 kommer reaktorkärlet och dess interna delar vara de enda aktiva komponenterna vid verket. Steg 7 kommer att bestå av segmentering och borttagning av dessa komponenter och projektets sista steg kommer att bestå av rumsdekontaminering, friklassningsmätningar samt demontering av byggnaderna.

Greifswald (Tyskland)

Det finns åtta ryska tryckvattenreaktorer typ VVER vid Greifswaldverket i nordöstra Tyskland (ca 15 mil S om Trelleborg). Fyra hade varit i drift, en höll på att tas i drift, en var färdig att startas och två höll på att byggas år 1990, när det fattades ett beslut att ställa av och riva hela anläggningen.

Rivningsprojekt vid Greifswald är förmodligen det största reaktorrivningsprojektet i världen och är viktigt även av flera andra orsaker bl.a.:

- Det gäller rivning av ett kärnkraftverk som har levererat omkring 17 000 MWår av elkraft genom åren. Anläggningen ska rivas fullständigt på ett sådant sätt att platsen kan återanvändas utan radiologiska begränsningar.
- Det finns ett antal liknande reaktorer (VVER) i Ryssland och annorstädes som är färdiga för rivning.
- En central idé i projektet är att kapa ut stora komponenter från reaktorbyggnader. De uttagna komponenterna flyttas till ett mellanlager där de förvaras för senare behandling (dekontaminering och/eller segmentering).
- Kraftverket har tidigare varit den största arbetsgivaren i distrikten. Att både byggverksamhet och kraftproduktion upphört har lett till en drastisk minskning av personalstyrkan. Som en konsekvens har man tillämpat filosofin att utföra så mycket som möjligt av rivningsarbete med egen personal.

Mellanlagret för bränsle och uttagna komponenter håller på att byggas. En färdigställd hall i lagret har redan tagits i bruk för att mellanlagra lågaktiva (<100 Bq/g) metall- komponenter från anläggningarna.

När reaktorerna avställdes fanns det bränsle i tre av reaktorerna, i fyra av bränslebassängerna samt i den centrala bassängen för bränsleförvaring. Enligt nu gällande tillstånd ska alla bränsleelement flyttas till torrförvar i CASTOR-typ kärl och kärlen ska placeras i mellanlagret före juni 2000. Omflyttning av bränsleelement till CASTOR-kärlen är alltså en högprioriterad projektaktivitet.

JPDR (Japan)

Japan Power Demonstration Reactor (JPDR) var en 90 MWt kokarreaktor som var i drift mellan 1963 och 1976. Målen med rivningsprojektet, som sattes igång 1981, var att

- få handgripliga erfarenheter om rivning,
- utveckla/demonstrera lämpliga teknologier,
- samla projektbaserade data om personaldos, avfall, kostnader, m.m.

Projektet började med ett femårs forsknings- och utvecklingsprogram på olika tekniker av intresse samt förberedelse av en rivningsplan. Utvecklingsarbetet fortsatte även efter att själva rivningsarbetet startades 1986, med storskaliga prov på olika tekniker.

JPDR-projektet kännetecknas av det stora antal tekniker som utnyttjats och demonstrerats i de olika projektaktiviteterna. Reaktorns interna delar kapades med plasmaskärning. Röranslutningar till reaktorkärlet avlägsnades med sprängteknik eller med kapskivor. En s.k."arc saw" användes för att segmentera reaktorkärlet. Demolering av biologiska skyddet av betong gjordes med diamantsågning och borrning, vattenstrålar med slipmedel eller sprängteknik. Flera metoder användes vid dekontaminering av betongytor.

JPDR uppnådde stadium 3 "green field" status under 1996. De data som samlades under projektets gång håller nu på att analyseras och utnyttjas i ett FoU-program för den framtida rivningen av kommersiella kärnkraftverk.

WAGR (Storbritannien)

Windscale Advanced Gas-cooled Reactor (WAGR) var en 100 MWt prototypreaktor som togs i drift 1962 och avställdes 1981. Rivningsprojektet, som delvis är EU-finansierat, körs som ett demonstrationsprojekt för brittiska reaktorer.

De högaktiva interna delarna av reaktorn håller på att demonteras med en fjärrmanövrerad, centralt placerad rivningsmaskin. Tidigt under rivningsarbetet etablerades en rutt för avfallstransport ur reaktorkärlet till en specialbyggd anläggning för avfallspaketering, genom att två av ånggeneratorerna hissades upp några meter. Sedan har alla 4 ånggeneratorerna lyfts helt ut ur kärlet och transporterats till slutförvar vid Drigg (c:a 40 km från WAGR), där de har gjutits in i betong.

Rivningsprojektet vid WAGR har varit mycket påverkat av finansiella och politiska beslut som var svåra att förutse vid projektets start. Det statliga kraftverksbolaget Central Electricity Generating Board drog sig ut ur projektet två år

efter projektets start, vilket tvingade till minskning av den årliga budgeten. Projektet måste då drivas långsammare, med förlängd tidsplan och högre totalkostnad som resultat. Senare omorganiserades hela United Kingdom Atomic Energy Authority (UKAEA) som är WAGRs ägare. En stor del, AEA-Technology, bröts ut, privatiserades och är nu ett börs-noterat företag.

Fort St Vrain (USA)

Fort St Vrain anläggningen i Colorado var en 330 MWe högtemperatur gaskyld reaktor och var den enda reaktor av den typen som togs i kommersiell drift. Den levererade elström till nätet mellan 1976 och 1989. Verkets ägare, Public Service Company of Colorado, beslöt att totalriva anläggningen till ett stadium 3 efter en utredning som jämförde omedelbar rivning med alternativet att "säkert förvara" i 55 till 60 år.

Bränslet flyttades till en tillfällig specialbyggd torr förvaringsanläggning på plats. Därefter startades rivningsprojektet i Juli 1992. Några av de mest intressanta aspekterna som kännetecknade Fort St Vrains rivningsprojekt är:

- Fastpriskontrakt baserade på anbud,
- Sågning med diamanttråd användes för att skära loss locket på reaktortryckkärlet av förspänd betong,
- Alla genomföringar i reaktorkärlet avtätades, varefter kärlet fylldes med vatten (unikt för ett gaskylt reaktorprojekt). De interna delarna segmenterades under vatten,
- Mycket kort rivningsperiod (39 månader),
- Bra relation med allmänheten tack vare mycket väl fungerande kommunikationer med kommunen, delstats- och federala myndigheter samt med media. Ett gaseldat kraftverk har sedan byggts på platsen.

Andra projekt

NEAs program omfattar för närvarande 35 projekt. Några karakteristiska drag hos 10 av dessa har beskrivits kortfattat ovan. De beskrivna projekten har valts för att belysa hur omständigheter och problem kan variera från projekt till projekt. Även de andra projekten, som inte har beskrivits här har, vart och ett, sina speciella drag som påverkar dess utförande.

8.4 Den svenska situationen

Som syns ovan deltar inte något svenskt projekt i NEA-programmet. Sverige har dock, jämfört med många andra länder, en hög beredskap för rivning av kärnkraftverk, vad gäller infrastruktur, teknisk kunskap och fonderade pengar. Bland annat kan följande utpekas:

- Sverige har ett sedan många år väl fungerande slutförvar (SFR) för låg- och medelaktivt radioaktivt avfall. SFR är dock för närvarande enbart licensierat för att ta emot driftavfall.
- Sverige har också ett mellanlager för använt kärnbränsle (CLAB) vilket gör att bränslet från en avställd reaktor, utan avsevärt dröjsmål, kan transporteras bort från reaktoranläggningen.
- Dessutom finns ett utprovat transportsystem som kan föra bränsle och avfall sjövägen från de olika kärnkraftverken till CLAB respektive SFR.
- Det har samlats erfarenheter från rivning och teknik som används vid rivning, bl.a. genom
  - rivning av forskningsreaktorn R1 i Stockholm och experimentanläggningar i Studsvik
  - byte av ånggeneratorer vid Ringhals
  - projekt FENIX vid Oskarshamn (renovering av Oskarshamn 1 reaktorn) och andra större moderniseringsarbeten.
- Koordineringsfunktion av NEA-programmet har gjort det möjligt att hålla sig à jour med den tekniska utvecklingen i omvärlden.
- År 2010 beräknas det finnas tillräckliga medel i kärnavfallsfonden för att täcka kostnader för rivning av kärnkraftverken och för att ta hand om bränsle och övrigt radioaktivt avfall.
- Även svenska myndigheter har en framförhållning för rivning av kärnkraftverk. Statens Strålskyddsinstitut har utkommit med preliminära överväganden och ställningstaganden vad avser avveckling av kärntekniska anläggningar [3].

För att komplettera denna beredskapsbild ges nedan en beskrivning av den lagstiftning som gäller för rivning av kärntekniska anläggningar i Sverige samt en jämförelse mellan kostnadsuppskattningar för rivning i Sverige, Tyskland och USA.

Lagstiftning

De lagar som styr rivning av kärnkraftverk i Sverige är i huvudsak

- Lagen om kärnteknisk verksamhet (SFS 1984:3) som bl.a. ålägger den som har tillstånd för sådan verksamhet att svara för att
  - kärnavfall som uppkommit i verksamheten hanteras och slutförvaras på ett säkert sätt,
  - anläggningarna avvecklas och rivs på ett säkert sätt vid slutet av verksamheten.
- Strålskyddslagen (SFS 1988:220) som bl.a. kräver att den som har bedrivit verksamhet med strålning är ansvarig för att det radioaktiva avfall som uppkommit i verksamheten hanteras, och när det behövs, slutförvaras på ett från strålskyddssynpunkt tillfredsställande sätt.
- Lagen om finansiering av framtida utgifter för använt kärnbränsle m.m. (SFS 1992:1537) som ålägger att kärnkraftverksinnehavarna att varje år för Statens Kärnkraftinspektion redovisa en kostnadsberäkning för alla åtgärder för omhändertagande av allt använt kärnbränsle och radioaktivt avfall samt för rivning av kärnkraftverken.
- Lagen om kärnkraftens avveckling (1997:1320).

Dessutom kommer flertalet föreskrifter, som gäller under verkens driftperiod, att vara tillämpbara även under dess avveckling och rivning. Bland dessa finns föreskrifter om dosgränser och personalstrålskydd för verksamhet med joniserande strålning, föreskrifter om utsläppsgränser för radioaktiva ämnen, m.m. SKIs allmänna föreskrift, som träder i kraft 1999, täcker även det operativa skedet av avveckling s.k. avställningsdrift, lagring och hantering av använt kärnbränsle och kärnavfall inklusive själva rivningsfasen). SKI överväger om en speciell föreskrift för avveckling/rivning behövs (t.ex. avseende alla steg i kedjan, planering, rivning, behandling/hantering och slutförvaring etc). SKI kan alltid meddela villkor för den enskilda anläggningen (t.ex. Barsebäck 1) om detta anses nödvändigt från säkerhetssynpunkt.

Kostnadsuppskattningar för rivning

Kostnader för rivning av kärnkraftverk har varit en omdiskuterad fråga under många år både nationellt och internationellt. Redan år 1989 etablerades, inom NEA-programmet, en specialgrupp för att identifiera möjliga orsaker till de stora kostnadsskillnader som rapporterades för de olika projekten inom programmet.

Stora skillnader noterades även av Statens Kärnkraftinspektion (SKI) mellan SKBs kostnadsuppskattningar för rivning av svenska kärnkraftverk och uppskattningar gjorda utomlands på rivning av likadana anläggningar. En konsult anlitades för att jämföra de svenska uppskattningarna med dem som gjorts för tyska och amerikanska anläggningar.

I följande stycken sammanfattas resultaten av de två utredningarna.

NEA-programmets kostnadsgrupp [4]

Kostnaderna jämfördes från 12 projekt. För att i möjligaste mån göra direkta jämförelser, förbereddes en kostnadsmatris, med kostnadsgrupper finfördelade i kostnadsposter samt perioden under vilket de uppkom. Dessutom delades varje kostnadspost upp under rubrikerna: arbete, kapitalkostnader och övrigt.

Inkomna data måste raffineras och omarbetas i flera omgångar i en dialog mellan gruppen och projektledarna för att man skulle kunna göra jämförelserna.

De två viktigaste lärdomarna från kostnadsgruppens arbete var att

- det är mycket vanskligt att göra direkta jämförelser mellan kostnadsuppskattningar från olika länder. Angivna siffror, utan mycket noggranna definitioner av kostnadspostsinnehåll, kan lätt missförstås och missbrukas;
- det fanns ingen internationellt standardiserad lista över kostnadsposter eller metodologi för kostnadsuppskattning för rivningsprojekt.

Den sistnämnda bristen håller på att åtgärdas idag, Ett samarbete har etablerats, under NEA-programmets kostnadsgrupp, för att ta fram en enhetlig, standardiserad lista över kostnadsposter och definitioner mellan programmets kostnadsgrupp, International Atomic Energy Agency (IAEA) och EU-kommissionen (EU). Det är till stor nytta att detta arbete koordineras med pågående arbete i USA på "Harzardous, Toxic and Radioactive Waste Remedial Action" inom Energidepartementet, Försvarsdepartementet och Environmental Protection Agency (motsvarigheten till Naturvårdsverket).

Jämförelse mellan svenska och utländska kostnadsuppskattningar

Vanskligheten med direkta kostnadsjämförelser mellan rivningsprojekt demonstrerades mycket tydligt när kostnadsuppskattningar gjorda av SKB för rivning av de 12 svenska kraftreaktorerna jämfördes med liknande uppskattningar gjorda av kraftföretag i Tyskland respektive USA. Då den direkta jämförelsen visade att de svenska uppskattningarna var signifikant lägre än de utländska, anlitades det

schweiziska företaget NAC International av Statens Kärnkraftinspektion (SKI) för att undersöka vilka orsaker som kunde ligga bakom skillnaderna. NAC International presenterade sin analys i två rapporter till SKI [5, 6].

De nominella skillnaderna i uppskattningarna, efter viss "normalisering" för att möjliggöra en meningsfull kostnadsjämförelse, framgår av tabell 8.3:

Tabell 8.3: Referensreaktorer och normaliserade kostnadsuppskattningar [6]

Land	Reaktor	Typ	Effekt MW	Startår	Kostnad * MSEK
Sverige	Oskarshamn 3	BWR	1160	1985	1258
	Ringhals 2	PWR	875	1975	902
Tyskland	Brunsbüttel	BWR	770	1975	3225
	Biblis A	PWR	1146	1977	2631
USA	WNP-2	BWR	1095	1984	1763
	Trojan	PWR	1095	1976	1425

* Beräknade efter växelkurs 1994-01-01: 1 DEM = 4.8 SEK 1 USD = 8.3 SEK

Det framgår av NAC Internationals analys att

- Tidsåtgången och maninsatserna för vissa av huvudaktiviteterna såsom avställningsdrift och rivningsarbete varierar med upp till en faktor 4 mellan de olika länderna. Detta kan förklaras av institutionella eller infrastrukturella orsaker såsom
  - Storleksbegränsningar i kollistorlek till det tyska slutförvaret gör att uttagna komponenter måste kapas ned i betydligt mindre bitar än i Sverige, där standard ISO containrar används för transport och slutförvar.
  - Bristen i USA på en CLAB-liknande anläggning som kan ta emot använt bränsle för mellanlagring medför att varje kärnkraftverksoperatör själv måste lösa sitt problem med reaktorns bränsle, och så länge det finns bränsle i reaktoranläggningen, måste det finnas en mer eller mindre komplett driftsorganisation.

- Tillgången till ett effektivt avfallshanteringssystem som redan är i drift, och inkluderar både transport och slutförvar, ger en mycket signifikant kostnadsfördel för Sverige.

Sammanfattningsvis ger NAC International följande förklaringar till de till synes stora kostnadsskillnaderna i tabell 8.3:

Tyskland/Sverige

Av de redovisade skillnaderna på **1967 MSEK** för BWR och **1729 MSEK** för PWR utgör:

	BWR	**PWR**
Högre löner/flera mantimmar	59 %	57 %
Avfallshantering/slutförvar	28 %	22 %
Försäkringar	3 %	4 %
	90 %	83 %

Resten kan förklaras av viss undervärdering av den svenska kronan i växelkursen.

USA/Sverige

Tabell 8.3 redovisar högre kostnader i USA, en skillnad på **505 MSEK** för BWR och **523 MSEK** för PWR.

I sina uppskattningar anger USA högre löner men färre mantimmar än Sverige, med totalt lägre lönekostnader för rivning. Men den fördelen vägs mer än väl upp av posterna för byggnadsrivning, avfallshantering och försäkringar. Totalt kan dessa poster tillsammans förklara 69 % av BWR-skillnaden och 63 % av den för PWR. Växelkursjusteringar kan vara förklaringen till nästan hela kvarvarande skillnaden för BWR och allt utom 10 % av den för PWR.

8.5 Rivningsavfall och friklassning

Radioaktiva ämnen i material, som har uppstått i en verksamhet under myndighetskontroll, kan friklassas om de uppfyller vissa friklassningskriterier. De internationella kriterierna för friklassning är att individdosen underskrider 10μSv/år och kollektivdosen underskrider 1 manSv/års verksamhet, alternativt att skyddet har bevisats vara optimerat.

Om villkor för användning av materialet behöver sättas av strålskyddsskäl, gäller det inte längre friklassning utan användning under myndighetskontroll (med dosgränser och optimering).

Kostnaden för omhändertagande av de stora mängder kontaminerat material som uppkommer vid rivning av kärnkraftverk utgör en betydande del (upp till 25%) av totalkostnaderna för sådana projekt. Således har minskning av mängden material som måste deponeras som radioaktivt avfall varit ett högprioriterat mål för projektledare. Återvinning av material (eller dess direkta återanvändning eller deponering) för användning utan radiologiska restriktioner är ett sätt att uppnå detta mål. Dessutom bidrar återvinning, speciellt av metaller, till bevarande av världens naturresurser samt miljövård. De kriterier som finns för friklassning av återvinningsbart material tillämpas dock på olika sätt i olika länder, vilket begränsar möjligheterna för återvinning.

Diskussioner om friklassning för återvinning pågår huvudsakligen inom

- International Commission on Radiation Protection (ICRP), som har tagit fram de grundläggande principerna för skydd mot joniserande strålning [8].
- International Atomic Energy Agency (IAEA) som har försökt översätta de allmänna principerna till rekommendationer om nuklidspecifika friklassningsnivåer.
- EU-kommissionen (EU) som håller på med egna rekommendationer till länder inom den europeiska unionen.
- NEA programmets Task Group on Recycling and Reuse, som kan betraktas som representanter för de framtida användarna av rekommendationer och kriterier som IAEA och EU håller på att ta fram. NEA-programmets grupp har studerat återvinning i sin helhet, inklusive dagens praxis, lämpliga teknologier samt har analyserat internationellt föreslagna rekommendationer och kriterier för friklassning [12].

I samband med arbete och diskussioner i detta område används ett antal uttryck för att definiera vissa specifika händelser och villkor. Några väl etablerade svenska termer finns ännu inte inom friklassningsområdet:

En typ av undantag (som på engelska kallas **Exclusion**) gäller strålkällor som inte kan regleras med lagstiftning, t.ex. K-40 i människokroppen, kosmisk strålning vid markytan m.m.

En annan typ av undantag (eng. **Exemption**) användes tidigare för att beteckna allt radioaktivt material utanför myndighetskontroll, dvs. både material som helt undantas kontroll samt även det som har varit reglerat och sedan friklassats. Senare har uttrycket begränsats till att gälla endast radioaktivt material som aldrig tas under myndighetskontroll.

Friklassning (**Clearance**) gäller material som friklassats från myndighetskontroll.

År 1988 utgav IAEA och NEA i samarbete dokumentet Safety Series 89 [9] för att styra policyn för "exemption" och "clearance". Det föreslogs att allmänheten inte borde utsättas för mer än **10 µSv/år/verksamhet** ("practice") (motsvarande en livstidsrisk för cancerfatalitet på 5 x 10^{-7}). Baserat på detta har både IAEA och EU utkommit med rekommenderade nuklidspecifika koncentrationsnivåer för friklassning ("clearance") [10, 11].

Förutom dessa dokument har både IAEA och EU utgivit var sin s.k. "Basic Safety Standards" [14, 15] för skydd mot joniserande strålning. Båda dokumenten anger listor över nuklidspecifika "exemption" nivåer. För nuklider av intresse för kärnkraftsindustrin i detta sammanhang (lågaktivt avfall) är exemptionsnivåerna en faktor 10 högre än friklassningsnivåerna.

Både IAEA och EU har i sina rekommendationer endast tagit hänsyn till radiologiska risker i samband med friklassning av material. NEAs studiegrupp har försökt betrakta återvinning i ett bredare sammanhang och tagit med både radiologiska och icke-radiologiska risker i sin analys. Gruppen jämförde återvinning av 50 000 t stålskrot, utnyttjat så att den maximala individdosen var begränsad till 10 µSv/år, med deponering av densamma som radioaktivt avfall och nyproduktion av lika mycket stål i USA. Resultatet av jämförelsen framgår av Tabell 8.4 och visar att

- de radiologiska riskerna i samband med båda alternativen är mycket små jämfört med de icke radiologiska,
- de icke radiologiska riskerna är mycket lägre för fallet med återvinning därför att produkttillverkning startar med skrot. Huvudsakligen undviks riskerna vid malmbrytning.

Strålskydd och hantering av radioaktivt material har hittills huvudsakligen gällt artificiella nuklider som uppkommer i kärnbränslecykeln (Nuclear Industry NI). Under de senaste åren har det blivit en ökande medvetenhet om naturligt förekommande radioaktivt material (Naturally Occurring Radioactive Material NORM) och dess ökade koncentration i flera industrier utanför kärnbränslecykeln (Non-nuclear Industries NNI).

Detta teknologiskt koncentrerade NORM inom NNI har samma aktivitetsnivåer som lågaktivt kärnavfall och är jämförbart med kandidatmaterial för "exemption" och "clearance" inom NI, men förekommer i mycket större mängder.

Lagar för reglering av sådant NORM är under bearbetning både i USA och Europa. I USA har ett koncept utgivits till Suggested State Regulations on Natu-

rally Occurring Radioactive Material (NORM). Som nämndes tidigare har EU i Europa givit ut ett direktiv, i maj 1996, med reviderade säkerhetsnormer (Basic Safety Standards) gällande strålskydd både för arbetare och allmänheten. Direktiven täcker radioaktivitet både i NI och NNI och måste ratificeras av EC-medlemsländerna inom 4 år (före maj 2000) [15].

Tabell 8.4: Sammanfattning av hälsorisker med olika sätt att hantera radioaktivt metallskrot.

Impact categories	**Recycle/reuse**	**Dispose and replace**
*Radiological risk**	• 10^{-7} to 10^{-6} fatal cancer risk to metal workers and public • 10^{-2} to 10^{-1} population risk per year of practice	• Potential elevated cancer risk to miners
Non-radiological risks • Accidents (workplace) • Accidents transportation) • Chemical exposure from smelting ** • Chemical exposure from coke production	• About 7 fatalities or serious injuries to workers • 10^{-2} fatality risk to workers and public • 10^{-3} fatal cancer risk to workers; 10^{-4} to public • None	• About 14 fatalities or serious injuries to workers • 10^{-2} fatality risk to workers and public • 10^{-3} fatal cancer risk to workers; 10^{-4} to public • 1 fatal cancer risk to workers; 10^{-2} to public

* Risk estimates represent maximum individual lifetime risk associated with a 50 000-t throughput, operated so that individual dose does not exceed 10 μSv/a.

** Maximum individual lifetime risk of cancer fatality resulting from one year of exposure at the maximum permissible concentration in the United States.

Det är viktigt, för allmänhetens förståelse, att all radioaktivitet måste regleras på ett begripligt konsekvent sätt. I de nyutgivna reglerna från US Nuclear Regulatory Commission för friklassning av kärnkraftanläggningsplatser, har man angivit ett kriterium av 250 μSv/år som medeldos till medlem av kritisk grupp bland allmänheten (Jfr Safety Series 89:s 10 μSv/år). Individdosnivån på 250 μSv/år är också föreslagen i koncept till regler beträffande NORM-avfall i USA.

EU:s Basic Safety Standards delar upp industrier som hanterar radioaktivitet i två olika typer:

- "practices" där radionuklider hanteras med hänsyn till deras radioaktiva, fissila eller fertila egenskaper,
- "work activities" där naturligt förekommande radioaktivitet koncentreras i produktionssystem, produkt, biprodukt eller avfall.

Som exempel kan nämnas att "practices" gäller NI och "work activities" omfattar NNI såsom fosfat- och oljeindustrier.

Dagens reglering av NORM material är mycket inkonsekvent jämfört med regler för hantering av liknande material inom NI som framgår av följande:

- De allmänna friklassningsgränserna för specifik aktivitet i Sverige för material från kärnkraftsindustrin är 500 Bq/kg för beta- och gammastrålare och 100 Bq/kg för alfastrålare (dvs. 0.5 respektive 0.1 Bq/g).
- Enligt EU:s nu gällande direktiv 84/467/Euratom (1984)* undantas radioaktivitet med koncentration lägre än 100 Bq/g eller för "Solid natural material" 500 Bq/g myndighetskontroll. Dessutom tolkas direktiven olika i olika länder:
  - I Holland används 100 Bq/g-nivån för "exemption" av avfall från olje/gasindustrin. Oxidskal från rörsystem på oljeplattform, med aktivitetsnivå understigande denna nivå, hanteras, inte som radioaktivt, men som kemiskt avfall.
  - I Tyskland däremot används 500 Bq/g-nivån för samma typ av material [13].
- Vid offshore anläggningar från många länder, mals sådant skal (med specifik aktivitet på flera hundra Bq/g) till pulver, blandas med vatten och pumpas ut i havet [13].
- Betong från rivning av kärnkraftverket MZFR, Karlsruhe, Tyskland, användes som ballastmaterial på vägarna i Karlsruhe. Friklassningsnivån var 0.5 Bq/g för beta-gamma och 0.05 Bq/g alfastrålare [1]. Nyligen gavs tillstånd till ett företag i norra Tyskland för att använda slagg från smältning av skrot från olje/gas-industrin för samma ändamål: fyllnadsmaterial för vägar. Friklassningsnivån var i detta fall 65 Bq/g (Ra 226). Det krävdes en utspädning med en faktor 4, vilket gjorde en effektiv friklassningsnivå på drygt 16 Bq/g [13].

* EU-direktivet 84/467 gäller fortfarande men skall ersättas av direktiv 96/29/Euratom (ofta kallat BSS, Basic Safety Standard) som antogs av rådet 13 maj 1996. Från detta datum har medlemsländerna fyra år på sig att implementera direktivet i nationella regelverk. Det nya direktivet, som alla i praktiken stöder sig på, har nuklidspecifika s.k. undantagsnivåer, som ersätter de nivåer som anges här.

Skillnaden i friklassningsnivåer för radioaktivitet från de två olika källorna är mycket svår att förklara från strålskyddssynpunkt, eftersom användningsområdet är detsamma.

- Exemptionnivåerna i EU-direktivet gäller endast radioaktivitet inom NI. Det finns ingen motsvarande lista för "work activities" (NNI). I vissa rapporter utgivna av EU, förekommer dock uttalanden som verkar antyda att en inkonsekvent dubbelstandard och andra kriterier skulle kunna gälla för exemption/clearance av material från NNI.
  Som exempel:
  - "The same radiological criteria as for exemption (in NI) cannot be applied" [16].
  - "The concept of triviality of individual doses does not seem to be relevant" [16].
    (Trivialitetskonceptet är grundstenen för Safety Series 89s 10μSv/a)
  - "Table A of Annex 1 (EC BSS) .... is not meant to apply to natural radioactive substances arising in bulk from oil and gas production".

Presentationer och diskussioner vid ett möte, som hölls i Amsterdam i September, 1997, om radioaktivitet i NNI, speglade också dessa åsikter.

Frågan om samma eller olika kriterier skall gälla för exemption/friklassning av material från NI respektive NNI verkar inte vara avgjord ännu. Det kommer att bli mycket svårt att, från strålskyddssynpunkt, motivera olika normer. Skillnaden beror ofta på att flertalet länder och organisationer använder individdoskriteriet 10 μSv per år och därur härleder friklassningsnivåer. Beroende på omständigheter i landet (t.ex. hur material används och vilka volymer som är aktuella) kan olika friklassningsnivåer erhållas (Bq/g). Det är givetvis eftersträvansvärt att fastställa friklassningsnivåer som så många länder som möjligt kan enas om, särskilt för material som transporteras mellan länder (t.ex. skrot). I sådana diskussioner måste acceptansen hos t.ex. allmänheten också beaktas.

8.6 Sammanfattning

Rivning av kärnkraftverk pågår i många länder. Utförda projekt, bland annat inom OECD/Nuclear Energy Agencys program, har visat att det är tekniskt möjligt att riva kärnkraftverk och avlägsna all artificiell radioaktivitet från anläggningsplatsen. Det har också demonstrerats att detta kan göras på ett sätt så att arbetar-

na, allmänheten och miljön skyddas mot oacceptabel påverkan från radiologisk strålning.

Sverige har en särskilt hög beredskap för rivning av kärnkraftverk, vad gäller teknisk kunskap, fonderade pengar och en infrastruktur för att ta hand om det rivningsavfall som uppstår. Beredskapen omfattar även myndigheterna som har börjat förbereda nödvändiga överväganden och ställningstaganden. De relativt låga kostnader som har uppskattats i Sverige, jämfört med vissa andra länder, har efter närmare analys visat sig bero mycket på den infrastruktur som är redan på plats och på andra institutionella faktorer.

Återvinning av kontaminerat material från rivning av kärntekniska anläggningar kan, på ett signifikant sätt, minska rivningskostnaderna. Friklassningsnivåer för radioaktivt material och andra kriterier för att möjliggöra återvinning diskuteras i många internationella organisationer. Under senare år har diskussionerna omfattat även radioaktivt material från icke "nukleära" industrier, där naturligt förekommande radioaktivitet teknologiskt koncentreras till ungefär samma nivåer som påträffas i lågaktivt kärnkraftsavfall, men uppstår i mycket större mängder.

Referenser

The NEA Co-operative Programme on Decommissioning
The First Ten Years 1985-1995
OECD Nuclear Energy Agency, Paris, 1996.

Nuclear Power Reactors in the World, April 1996
Reference Data Series No. 2
International Atomic Energy Agency, April 1996.

Strålskyddsöverväganden i samband med avveckling av kärntekniska anläggningar.
Statens Strålskyddsinstitut
Huvudenheten för kärnenergitillsyn.
6 Februari 1996.

OECD/NEA Co-operative Programme on Decommissioning
Report from the Task Group on Decommissioning Costs
CPD/DOC(21)4 June 1991

Comparisons of Cost Estimates of Nuclear Power Reactor Decommissioning in Sweden, Germany and the United States, Revision 1.
NAC International, Zurich September 1995

Selected Detailed Analysis of Swedish and German Decommissioning Estimates, Final Report.
NAC International, Zurich September 1995

PAUL R
Comparison of the Methodology of Decommissioning
Cost Estimations in Sweden and Germany
SKB Arbetsrapport 95-25 Mars 1995

1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP 60 Pergamon Press 1991

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY
Principles for the Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Controll.
IAEA Safety Series No 89, Vienna 1988

INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY
Clearance Levels for Radionuclides in Solid Materials
Interim Report for Comment
IAEA TECDOC-855 January 1996

Recommended Radiological Protection Criteria for the Recycling of Metals from the Dismantling of Nuclear Installations.
European Commission Draft February 1995

OECD NUCLEAR ENERGY AGENCY
Nuclear Decommissioning
Recycling and Reuse of Scrap Metals
OECD 1996

VAN VEERS A W et al
Current Practices of Dealing with Natural Radioactivity from Oil and Gas Production in EU Member States.
Nuclear Science and Technology.
European Commission EUR 17621 EN 1997

International Basic Safety Standards for Protection against Ionising Radiation and the Safety of Radiation Sources.
IAEA, FAO, ILO, OECD/NEA, WHO and PAHO, 1994

EUROPEAN COMMISSION
Council Directive 96/29/Euratom of 13 May 1996 laying down basic safety standards for the protection of workers and the general public against the dangers arising from ionising radiation.

MARTIN A et al
Materials containing natural radionuclides in enhanced concentrations.
Nuclear Science and Technology.
European Commission EUR 17625 EN 1997

9. Internationell översikt

En allmän tendens är att kärnavfallsprogrammen i olika länder lämnat stadiet av allmän kunskapsuppbyggnad och metodutveckling. I stort sett har man valt metoder för omhändertagande och djupförvaring av använt kärnbränsle och kärnavfall. Nu pågår mer tillämpad forskning och utveckling, bl.a. annat i underjordiska berglaboratorier. I några länder sker detta parallellt med program för att välja plats för ett djupförvar. Samtidigt som programmen har kommit in i ett skede av genomförande fortgår bevakningen av den tekniska och vetenskapliga utvecklingen, bl.a. om transmutation. I några länder har programmen rönt motgångar beroende på bristande stöd från allmänheten.

Här beskrivs kortfattat den senaste tidens utveckling i några länder av särskilt intresse i sammanhanget: Finland, Storbritannien, Frankrike och Kanada. Beskrivningen begränsas till använt kärnbränsle och högaktivt avfall förutom för Storbritannien, där en platsvalsprocess avseende slutförvaring av medelaktivt långlivat avfall nyligen har stoppats efter en offentlig utfrågning.

9.1 Finland

Tidigare exporterades det använda bränslet från Lovisa kärnkraftverk till Ryssland för upparbetning. Nu förbjuder Finlands kärnenergilag export och import av kärnavfall. Bränslet från de båda finska kärnkraftverken i Lovisa och Olkiluoto planeras nu att placeras i ett gemensamt förvar. I likhet med situationen i Sverige har kraftbolagen bildat ett särskilt bolag, Posiva Oy, som svarar för kärnavfallshanteringen.

Liksom i Sverige ansvarar den som producerar avfallet, d.v.s. kärnkraftbolagen, för dess omhändertagande och slutdeponering. Staten övervakar programmet. Handels- och industriministeriet har det övergripande ansvaret för tillsynen, medan Strålsäkerhetscentralen övervakar säkerheten, utfärdar föreskrifter och ger utlåtanden om säkerheten. Kraftbolagen ansvarar för alla kostnader som sammanhänger med slutförvaringen. Medel reserveras fortlöpande i en kärnavfallsfond, som administreras av ministeriet. I dagens penningvärde beräknas kostnaderna för slutförvaringen till 3.8 miljarder mark.

Även de tekniska planerna har stora likheter med de svenska. Det använda bränslet innesluts i kapslar bestående av en kärna av järn som omges av en kop-

parcylinder med en tjocklek av 5 cm. Kapslarna deponeras 400-700 meter under markytan och omges av ett lager med skyddande bentonitlera.

Platsvalsprocessen i Finland började med en omfattande inventering av berggrunden som resulterade i ett stort antal möjliga områden. Nu har undersökningarna koncentrerats till fyra platser:

- Olkiluoto vid Bottenviken
- Romuvaara i Kuhmo i östra Finland nära ryska gränsen
- Lovisa vid Finska viken
- Kivetty i Äänekoski i mellersta Finland

Två av de möjliga platserna, vid Olkiluoto och Lovisa, ligger nära de båda kärnkraftverken. Posiva har etablerat lokalkontor i de samhällen som ligger närmast de fyra potentiella slutförvarsplatserna, och bolaget bedriver där informations- och kontaktverksamhet.

Enligt statsrådets tidigare beslut om utredningsarbetet för slutdeponeringen skall valet av slutförvarsplats göras före utgången av år 2000 och slutförvaringen inledas år 2020. För slutförvarsanläggningen behövs statsrådets principbeslut som skall stadfästas av riksdagen. För att fatta principbeslut behövs:

- kommunfullmäktiges acceptans för lokaliseringen (vetorätt)
- preliminär bedömning av anläggningens säkerhet av STUK
- en miljökonsekvensbedömning

Det finska programmet har nu således konkretiserats så långt att det finns fyra kandidatplatser för ett slutförvar, och beslut om plats skall tas år 2000. Finlands Miljöministerium har nu med anledning av detta sänt ett brev med anmälan till de svenska myndigheterna om dessa planer. Denna anmälan bygger på artikel 3 i konventionen om miljökonsekvensbeskrivningar i ett gränsöverskridande sammanhang som utarbetats av FNs ekonomiska kommission för Europa, ECE, den s.k. Esbokonventionen. I brevet ber ministeriet naturvårdsverket, som är ansvarig svensk myndighet, att meddela om de svenska myndigheterna och/eller medborgarna ämnar delta i förfarandet vid bedömningen av miljökonsekvenserna och att ge sitt utlåtande om det finska programmet för miljökonsekvensbedömningar.

9.2 Storbritannien

Storbritannien har sedan länge haft inställningen att tills vidare (under en femtioårsperiod) vänta med aktiva åtgärder för djupförvaring och platsval för det högaktiva avfallet. Denna inriktning kvarstår, även om det under senare år har fram-

kommit rekommendationer att man borde ändra denna policy. Det använda bränslet förvaras vid kärnkraftverken och vid Sellafield.

Även om Storbritannien således har valt att inta en passiv hållning beträffande det högaktiva avfallet har man bedrivit ingående studier gällande djupförvaring av låg- och medelaktivt avfall. Ansvaret för detta arbete vilar på bolaget Nirex. Det bör påpekas att detta avfall , som till stor del kommer från upparbetningsanläggningen i Sellafield, innehåller betydligt större mängder av långlivade radionuklider än det avfall som deponeras i det svenska slutförvaret för driftavfall, SFR i Forsmark.

Nirex arbete har varit målinriktat på att utveckla metoder för deponering och att utse en plats för djupförvaret. År 1987 presenterades rapporten "The Way Forward" som angav principer för platsvalsprocessen. I inledningsskedet övervägdes ett stort antal olika typer av geologiska media för ett slutförvar. År 1989 angavs två kandidatplatser, och år 1995 gav man in en ansökan om att bygga ett forskningslaboratorium ("Rock Characterization Facility") på en tänkt slutförvarsplats vid Sellafield i Cumbria. Nirex hävdade formellt i den procedur som följde (se nedan) att ansökan gällde bara ett berglaboratorium. I verkligheten utgjorde anläggningen dock ett led i att undersöka om platsen var lämplig för ett slutförvar, och den kan närmast jämföras vid detaljundersökningen i det svenska programmet. Ansökan hade föregåtts av undersökningar på platsen till en kostnad av över 250 miljoner pund.

I enlighet med det engelska systemet ankom det på Cumbria County att ta ställning till denna ansökan. Ansökan avvisades. När Nirex överklagade ansökan måste den behandlas i ett "Planning Inquiry" med en procedur i domstolsliknande former. Förhandlingarna som pågick under nästan sex månader kom att handla om ett stort antal frågor, som t.ex. platsvalsprocessen, anläggningens förläggning intill gränsen för det skyddade "Lake District" och säkerheten hos ett slutförvar på platsen. Cumbria County hävdade bl.a. att platsvalsprocessen hade genomförts utan insyn från allmänheten och att den medvetet styrts till den plats som Nirex föredrog med hänsyn till dess närhet till Sellafield.

Cirka ett år efter att förhandlingarna avslutats kom en rapport från den "Inspector" som lett förhandlingarna med rekommendationer till regeringen. I enlighet med dessa rekommendationer avslogs Nirex ansökan, med hänsyn till att platsen inte bedömdes lämplig för ändamålet.

Kärnavfallsprogrammet i Storbritannien måste nu omprövas. Bland annat pågår en utvärdering av en kommitté till House of Lords. Regeringen har också ett rådgivande organ, Radioactive Waste Management Advisory Committee (RWMAC) till sitt förfogande. Det återstår att se vilka konsekvenser omprövningen kommer att få. Platsvalsprocessen som Nirex genomförde och former för

allmänhetens deltagande hör till de frågor som diskuteras. Det engelska systemet med domstolsliknande prövning uppmuntrar inte till dialog mellan olika parter på det sätt som förekommer i Sverige inom ramen för MKB-förfarandet.

9.3 Frankrike

Frankrike har ett stort kärnkraftprogram med 29 reaktorer och en upparbetningsanläggning i Le Hague. Den producerade avfallsvolymen blir i motsvarande grad omfattande med ett stort antal avfallskategorier. Inriktningen har hittills varit att upparbeta allt använt bränsle och att slutförvara förglasat högaktivt avfall. En utredning som publicerades år 1995 indikerar emellertid att Frankrike kan komma att överväga att direktdeponera en del av kärnbränslet utan upparbetning. Det statliga organet ANDRA har totalansvar för avfallsprogrammet. Det franska programmet omfattar också forskning om transmutation och ytnära förvaring. För dessa delar av programmet ansvarar det franska atomenergiorganet CEA.

Under 1980-talet valde ANDRA efter en systematisk urvalsprocedur fyra kandidatplatser för ett förvar. Planerna mötte emellertid omfattande protester i de utvalda områdena, vilket föranledde regeringen att tillfälligt stoppa platsvalsprogrammet. År 1991 beslutade parlamentet om en ny lag som innebär att två platser skall väljas för underjordiska laboratorier, varav en plats senare eventuellt skulle kunna utvecklas till ett förvar.

En medlem av parlamentet, Christian Bataille, tillsattes som medlare med syfte att dessa två platser skulle kunna identifieras. Bataille hade mandat att ge kommunerna ekonomisk kompensation med 10-15 miljoner FF per år. Efter att ha gjort en översikt över landet med avseende på geologi och andra förutsättningar kunde Bataille avge en rapport med namngivande av ett antal frivilliga kommuner.

Efter ytterligare undersökningar föreslog ANDRA tre platser. Där genomfördes utfrågningar med deltagande av lokala politiker och allmänhet, också från grannkommuner. ANDRA väntar nu på regeringsbeslut om att få börja bygga laboratorium på någon eller några av platserna. Även om lagen från år 1991 utgår från att två laboratorier ska byggas föreslår ANDRA nu att man använder alla tre platserna. Ett beslut väntas under 1998.

Programmet granskas varje år av en särskilt tillsatt kommission, National Evaluation Commission, CNE, bestående av personer med hög vetenskaplig kompetens på relevanta områden. Kommissionen har varit kritisk till delar av ANDRAs program. Kritiken gäller särskilt en av de tre platser som valts och

kommissionen föreslår att ANDRA tar fram ett alternativ till den platsen. Om ANDRA vill bygga ett förvar på någon av platserna måste man ha ansökt om detta hos Parlamentet senast år 2006. CNE har även diskuterat möjligheten till försöksdeponering under en begränsad period, något som skulle motsvara den första etappen av ett förvar i det svenska programmet.

9.4 Kanada

I Kanada avser man, liksom i Sverige, att direktdeponera det använda kärnbränslet utan upparbetning. Förvaringen planeras till 500– 1000 meters djup i kristallint berg. Programmet har varit indelat i fyra faser: forskning, metodvärdering, platsval och byggande av ett förvar. Atomic Energy of Canada Ltd, AECL har haft ansvaret för programmet som har varit mycket omfattande med bl.a. fältstudier och ett underjordiskt laboratorium.

Forskningsfasen avslutades 1992, varefter AECL skulle ta fram en miljökonsekvens-beskrivning för metoden för slutförvaring. Detta MKB-dokument lämnades in till myndigheterna år 1994. Därefter påbörjades en period med kommentarer från allmänhet och ett hearingförfarande. Det omfattade tre faser: en fas med sociopolitiska frågor, en andra fas gällande teknik och en tredje fas med lokala utfrågningar på ett stort antal platser i Kanada. Avsikten var att utvärdera AECLs koncept för slutförvar.

Dessa utfrågningar hölls av den kanadensiska myndigheten som för ändamålet hade tillsatt en panel bestående av experter inom både teknik och sociologi. Proceduren innehöll också ett system för olika organisationer och för allmänheten att ansöka om medel för att kunna ge synpunkter på AECLs redovisning.

I mars 1998 publicerades panelens rapport. I huvudsak är slutsatsen att slutförvaringen bedömdes som tekniskt godtagbar, men att den inte har den grad av acceptans som behövs för att programmet skall kunna bedrivas vidare med platsundersökningar. Panelen angav ett antal rekommendationer för att man ska kunna uppnå stöd från allmänheten. Bland rekommendationerna kan nämnas:

- Skapande av en ny myndighet för kärnavfallshantering
- Granskning av säkerhetsmyndighetens krav
- Framtagande av en plan för allmänhetens deltagande
- Utveckling av en procedur för etiska och sociala bedömningar
- Utveckling av och jämförelse med andra alternativ för att ta om hand det använda kärnbränslet.

Innan detta har gjorts och innan man har en bredare acceptans för avfallshanteringen bör man inte fortsätta med platsvalet, menade expertpanelen. Regeringen har ännu inte tagit beslut med anledning av panelens slutsatser, men dessa innebär rimligen en allvarlig motgång för kärnavfallsprogrammet i Kanada.

9.5 Sammanfattning

Denna sammanställning visar en splittrad bild av kärnavfallsprogrammen i olika länder. I Kanada och Storbritannien har programmen rönt betydande motgångar, i det ena fallet i platsvalet, i det andra fallet redan i utvärderingen av den metod som valts för förvaring. Även i Schweiz har programmet rönt liknande motgångar.

I Finland å andra sidan fortsätter programmet som det varit planerat under en längre tid. Man står nu inför val av plats för ett slutförvar år 2000, vilket innebär att Finland förutom USA är det land som ligger längst fram när det gäller att finna en lösning på avfallsproblemet. Även i Frankrike finns en pågående platsvalsprocess som dock kommer att ta mer tid genom att underjordiska laboratorier först skall byggas och vara i drift under ett antal år innan det slutliga platsvalet görs. I USA finns redan en utsedd plats, Yucca Mountain i staten Nevada, där undersökningar pågår i berget. Processen i USA är dock svår att förutse på grund av komplicerade organisatoriska förhållanden och på grund av att Nevada fortfarande motsätter sig planerna.

Ett gemensamt problem i flertalet länder är att utforma lämpliga procedurer för allmänhetens insyn och deltagande. De omvärderingar som nu måste göras i Kanada och Storbritannien måste leda till lösningar på detta problem om programmen skall kunna komma vidare. Det finns emellertid också andra erfarenheter. I Frankrike har det kraftiga motstånd som fanns på tilltänkta platser ersatts av en procedur med större inflytande från allmänheten, och som i varje fall tills vidare i stort sett accepteras av lokalbefolkningen. I Finland pågår platsvalet i enlighet med planerna och med nära kontakter med lokalbefolkningen.

Det kan finnas många orsaker till att läget är olika i skilda länder. KASAM kan dock konstatera att i de båda länder som uppvisar störst stabilitet i programmet har regering och parlament tagit ett tydligt ansvar, i Finland genom Statsrådets beslut (om utredningsarbetets mål och tidtabellen angående slutdeponeringen) och i Frankrike genom en ny lag som styr upp platsvalet. Parlamentsledamoten Batailles mandat och skickliga agerande har haft stor betydelse i Frankri-

ke. Beslutet att parlamentet år 2006 ska ta ett nytt beslut bl.a. om valet av metod bidrar sannolikt också till att öka förtroendet för det franska programmet.

De metoder som används för allmänhetens medverkan har sannolikt också stor betydelse. I Storbritannien bidrar procedurerna till att bygga upp ett polariserat förhållande mellan industri å ena sidan och lokala myndigheter och miljögrupper å andra sidan. Det kanadensiska systemet har inbjudit till medverkan, men här har granskningen kommit att handla om system- och metodfrågor vilket inte har kunnat ges verklig lokal förankring. Det nya franska platsvalsförfarandet medför aktivt lokalt deltagande. Det finska systemet uppvisar en styrd procedur för MKB som dock lämnar stor frihet till parterna för information och dialog.

10. EUs forskningsprogram

EUs forskningsprogram bedrivs med fyraåriga s.k. ramprogram. Den del av forskningen som berör kärnteknik kallas Nuclear Fission Safety och bedrivs inom ramen för Euratom-fördraget. Det fjärde ramprogrammet har pågått under perioden 1994-97, och det femte ramprogrammet är nu på väg att inledas. Sveriges medlemskap i EU inleddes år 1996, vilket innebär att Sverige inte har haft något egentligt inflytande på programmets utformning. Däremot har det varit möjligt att delta i projektverksamheten, dock i mindre omfattning än om Sverige varit medlem i EU under hela programperioden.

I praktiken överlappar programperioderna på två sätt. Dels avslutas en del projekt, som påbörjats under periodens senare del, först under 1998 och 1999, dels kommer det första ansökningstillfället för det femte ramprogrammet först sent under 1998.

10.1 Programmets struktur och genomförande

EUs forskningsprogram genomförs till största delen som s.k. ***Cost-Shared Actions***, vilket oftast innebär att EU finansierar halva kostnaden för forskningen, medan den andra hälften måste komma från nationella medel. EU-projekten måste också ha deltagare från flera länder. En forskningsorganisation som vill starta ett EU-projekt måste således göra följande:

1. Finna samarbetspartners i andra länder
2. Säkerställa att halva projektkostnaden kan betalas av finansiärer i de enskilda länderna (det behöver dock inte finnas beslut om detta innan ansökan görs)
3. Ta fram ett färdigt projektförslag med innehåll och organisation. I praktiken blir ofta initiativtagaren koordinator.

Förslaget granskas sedan av särskilda granskare som gör en rekommendation till EU-kommissionens tolfte direktorat (DGXII) innan beslut tas. Ibland framkommer på detta sätt förslag till modifieringar av projekten. Om ett projekt godtas svarar koordinatorn för redovisning till EU av såväl kostnader som tekniskt innehåll.

Det finns också möjlighet att söka medel till ***Concerted Actions,*** som innebär att EU stöder informationsutbyte mellan organisationer inom ett visst forskningsområde. Inga medel utgår i detta fall till forskning. Å andra sidan står EU

för alla kostnader som uppkommer för resor m.m. Ansöknings- och prövningsförfarandet är detsamma som för Cost-Shared Actions. Det händer att en Concerted Action används som ett sätt att ta fram underlag för förslag till ett "riktigt" projekt, d.v.s. den blir en "förstudie" till en Cost-Shared Action.

10.2 Det fjärde ramprogrammet

Inom Nuclear Fission Safety har det fjärde ramprogrammet varit indelat i områdena reaktorsäkerhet, kärnavfall, strålskydd, nya koncept och tillvaratagande av erfarenheter från händelser (i första hand Tjernobyl). Hela programmet innefattar enligt EUs databas CORDIS 148 projekt varav 45 kan hänföras till kärnavfallsområdet (april 1998).

En studie av databasen visar att en relativt stor andel (över 25 %) av projekten, som påbörjats under innevarande programperiod, handlar om kategorisering och behandling av olika avfallsformer. Rivning av kärnkraftverk och egenskaper hos lera är två andra stora områden som tillsammans också upptar över 25 % av projekten. I övrigt uppvisar databasen en relativt stor spridning på forskningsfrågor om närområdet kring ett slutförvar, geologi, förglasat avfall och naturliga analogier. Ett fåtal projekt handlar om säkerhetsanalys.

För den del av programmet som handlar om strålskydd har projekt om strålningens biologiska effekter en stor andel, ca 30 %. Dosimetri och mätmetoder är ett annat relativt stort område med ca 20 % av projekten. Andra områden på projektlistan handlar om epidemiologiska studier, ekosystem, åtgärder för strålskydd, radon och medicinsk användning av strålning.

10.3 Sveriges deltagande

KASAM har använt CORDIS med syfte att få en uppfattning om hur det svenska deltagandet varit under det fjärde ramprogrammet. För att få en jämförelse med ett annat land med liknade förutsättningar (samtidigt medlemskap i EU, samma koncept för djupförvar, mm) finns också Finland med i nedanstående tabell 10.1. Som framgår av tabellen har Sverige deltagit i åtta av de 45 avfallsprojekt som fanns med i databasen vid sökningstillfället (april 1998). Endast ett av dessa projekt har svensk koordinator.

Tabell 10.1: Statistik över projekt i Nuclear Fission Safety Programme

Område	Antal Projekt	Antal projekt med svenskt deltagande	Antal projekt med finskt deltagande
Reaktorer	43	10	14
Kärnavfall	45	8	10
Strålskydd	35	13	5
Övrigt	24	3	2
Totalt	147	34	31

De åtta projekten inom kärnavfallsområdet med svenskt deltagande gäller följande frågor:

- Oklo fas 2, studium av hur radionuklider rör sig i berget efter kärnreaktioner i en "naturlig reaktor";
- Källtermer för säkerhetsanalys avseende använt kärnbränsle;
- Beräkningar och försök avseende egenskaper hos omättad lera;
- Mikrostrukturella och kemiska parametrar hos bentonitlera av betydelse för dess egenskaper som barriär mot transport av radionuklider;
- Modeller för beräkningar av den långsiktiga säkerheten hos kärnavfallsförvar i geosfären;
- Transport av radionuklider i ett naturligt flödessystem i Palmottu i Finland (en analogi till hur nukliderna kan röra sig i närheten av ett slutförvar);
- Studium av sprickfyllnader av betydelse för hydrologin vid ett slutförvar;
- Studium av möjligheterna till hydrologiska förutsägelser av betydelse för säkerhetsanalysen för slutförvar bl.a. genom analyser av geokemiska data.

Dessutom deltar Sverige i projekt avseende separation och accelerator-baserad teknik som ger kunskaper om transmutation. Av särskilt intresse är också ett projekt om riskperception och risk-kommunikation, som i tabellen räknats in under "Övrigt". Projektet koordineras av Handelshögskolan i Stockholm.

10.4 Det femte ramprogrammet

I förslag som finns när denna rapport skrivs sägs att programmet (Nuclear Fission Safety) skall fokusera på:

- fissionsenergins säkerhet och konkurrensförmåga för att förbättra möjligheterna för europeisk industri på världsmarknaden. Nya koncept med potential för långsiktiga fördelar med avseende på ekonomi, säkerhet, hälsa och miljö,
- säkerhet och effektivitet hos annan industriell och medicinsk användning av strålning samt skydd mot naturliga strålkällor.

Samma förslag anger fem områden med specifika frågeställningar:

- Kärnteknikens säkerhet och konkurrensförmåga
  Åldrande reaktorsystem, metoder för provning och övervakning, modernisering av kontrollsystem, djupförvaring, avfallsformer, samt aktinidseparation och transmutation;
- **Riskvärdering och riskhantering**
  Integrerad riskanalys och behandling av osäkerheter, probabilistisk säkerhetsanalys, organisatoriska aspekter på säkerhet, olika parters inflytande ("stakeholder involvement"), utveckling av konsensus om kärnavfallets hantering och förvaring;
- **Förbättringar av befintlig teknik**
  Passiva säkerhetssystem, avancerade kontrollsystem, nya material som kan minska kraven på underhåll, nya bränslen, mindre och enklare reaktorer, optimering av kärnbränslecykeln;
- Innovativa koncept
  Nya koncept som kan ge fördelar med avseende på säkerhet, avfallshantering och mindre risk för spridning av klyvbart material;
- Hälsa och miljöskydd.

Enligt den budget som Kommissionen förslagit (januari 1998) förslås fissions- och fusionsprogrammen tillsammans få en budget på ca 1140 miljoner ECU. Det bör poängteras att största delen, ca 80 %, kan komma att ges till fusionsforskningen, vilket skulle ge fissionsprogrammet en budget på något under 200 miljoner ECU totalt för en fyraårsperiod.

10.5 Diskussion

Sveriges deltagande i det fjärde ramprogrammet med åtta projekt inom kärnavfallsområdet kan tyckas vara lågt, även med hänsyn till att medlemskapet i EU

inleddes under pågående programperiod. Generellt sett är det svenska avfallsprogrammet långt kommet i jämförelse med de flesta EU-länderna både med avseende på anläggningar och forskning. Just detta kan möjligen vara en orsak till att EU-forskning inte har prioriterats i Sverige. En faktor kan också vara att internationellt samarbete förekommer på många andra sätt. Bland annat finns internationell forskning vid Äspölaboratoriet.

Av särskilt intresse är att Sverige genom KTH koordinerar forskningsprojektet "Impact of the accelerator-based technologies on nuclear fission safety". I projektet deltar också CTH och Uppsala universitet. På detta sätt får Sverige medel för forskning som leder till ökade kunskaper om transmutation. Arbetet har nationell finansiering genom SKB.

Genom utformningen av det femte ramprogrammet kan förutsättningarna för ett större svenskt deltagande dock komma att bli bättre. De prioriteringar som nu kan skönjas i det nya programmet berör frågor av gemensamt intresse för alla länder med ett kärnavfallsprogram, och där internationellt utbyte kan vara särskilt fruktbart. Det finns också andra skäl till aktivt deltagande i EUs forskning. Rent generellt bör EUs medel på området komma svenska forskare till godo. Deltagande ger också möjlighet till inflytande över både program och de slutsatser som kan dras av forskningen.

Slutligen bör sägas att forskningsprogrammet som sker inom DGXII inte är den enda delen av EUs organisation där kärnavfallsfrågan behandlas. Särskilt än inom DGXI görs omfattande insatser som är mera programinriktade än forskningsintensiva. Här deltar både svenska myndigheter och svensk industri på ett aktivt sätt.

11. Kan Sverige tvingas ta emot utländskt kärnavfall för slutförvaring?

Sammanfattning

Det finns i svensk lagstiftning en principiellt grundad bestämmelse om förbud mot slutförvaring i Sverige av utländskt kärnavfall. Ingenting tyder på att det finns en opinion - inom eller utanför riksdagen - för att ändra detta principiella synsätt. Motsvarande synsätt finns i andra EU-stater med betydande kärnkraftsproduktion. I samband med Sveriges anslutning till EU har klarlagts att de svenska lagreglerna är förenliga med EUs regelsystem. En internationell konvention som undertecknades hösten 1997 erkänner entydigt varje stats rätt att själv besluta om import av utländskt använt kärnbränsle och radioaktivt avfall till sitt territorium. Samtidigt framhåller organ som företräder EU, liksom även Internationella Atomenergiorganet (IAEA), att det är önskvärt med samverkan mellan stater för att finna och genomföra lämpliga lösningar av frågor som rör slutligt omhändertagande av radioaktivt avfall.

KASAM:s slutsats är att det inte finns någon grund för farhågor att Sverige skulle kunna tvingas ta emot utländskt kärnavfall för slutförvaring mot sin vilja. Denna slutsats gäller oavsett om kärnavfallet härstammar från ett annat EU-land eller har annat utländskt ursprung.

11.1 Bakgrund

I den allmänna debatten förekommer ibland uppgifter om att Sverige, genom sitt medlemskap i Europeiska Unionen (EU)[1] , skulle kunna tvingas att ta emot utländskt kärnavfall för slutförvaring.

I maj 1997 anordnade länsstyrelsen i Västerbottens län och Malå kommun ett offentligt informationsmöte i Malå på temat"Var placeras EU-ländernas kärnavfall?". Det skedde som ett led i kommunens informationsverksamhet inför folkomröstningen den 21 september 1997 om Svensk Kärnbränslehantering AB:s undersökningsarbeten i Malå. Vid mötet medverkade tjänstemän från svenska

[1] Delar av denna framställning förutsätter att läsaren känner till den grundläggande strukturen inom vad som sedan den 1 januari 1996 är den Europeiska Unionen (EU) och före denna tidpunkt de Europeiska Gemenskaperna (EG). Olika organ benämns efter vad de kallades vid den tidpunkt de åberopas i framställningen. Läsaren uppmärksammas på attt EG-kommssionen fortfarande har denna benämning.

undersökningsarbeten i Malå. Vid mötet medverkade tjänstemän från svenska expertmyndigheter, EG-kommissionens miljödirektorat och IAEA. Följande framställning bygger i huvudsak på det faktamaterial som låg till grund för föredragningarna vid detta informationsmöte.

Dessutom har utnyttjats sådan dokumentation som tillkommit under tiden efter nämnda informationsmöte. Viktigast av sådant material är en "Gemensam konvention om säkerheten vid hantering av använt kärnbränsle och säkerheten vid hantering av radioaktivt avfall", som Sverige undertecknade den 29 september 1997. Regeringen väntas inom kort föreslå riksdagen att godkänna denna konvention.

11.2 Svensk lagregel om förbud mot slutförvaring i Sverige av utländskt kärnavfall

Enligt 5 a § lagen (1984:3) om kärnteknisk verksamhet (kärntekniklagen) är slutförvaring av utländskt kärnavfall i princip förbjudet i Sverige. I sin helhet har paragrafen följande lydelse:

> Det är förbjudet att utan särskilt tillstånd här i riket slutförvara använt kärnbränsle eller kärnavfall från en kärnteknisk anläggning eller en annan kärnteknisk verksamhet i ett annat land. Detsamma gäller sådan lagring som sker i avvaktan på slutförvaring (mellanlagring). Tillstånd får medges endast om det finns synnerliga skäl och genomförandet av det program som avses i 12 § inte försvåras.
>
> I fråga om tillstånd till införsel eller utförsel av kärnavfall gäller de begränsningar som anges i 20 a och 24 §§ strålskyddslagen (1988:220).

Bakgrunden till denna bestämmelse är följande.

Kärntekniklagen bygger på principen att allt kärnavfall från de *svenska* reaktorerna skall tas om hand på ett säkert sätt *inom* landet. En annan princip är att det *endast* är avfall från de svenska reaktorerna som skall tas om hand i *vårt* land.

Bland Europas kärnkraftsländer finns motsvarande synsätt, alltså att varje land skall ta hand om sitt eget kärnavfall. Tyskland och Storbritannien tillämpar båda numera principen att varje land skall svara för sitt eget kärnavfall och att avfall från andra länder inte tas emot för slutförvaring. I Frankrike finns sedan år 1991 lagstiftning av vilken uttryckligen framgår att importerat radioaktivt material inte får förvaras i Frankrike, även om det upparbetats där. Av ett svar den 10 oktober

1996 på en fråga till EG-kommissionen framgår att Gemenskapen inte tvingat någon medlemsstat att ta emot radioaktivt avfall från andra medlemsstater och att kommissionen anser att detta förhållningssätt bör bestå i framtiden.

Här bör anmärkas att begreppet kärnavfall inte är entydigt. Enligt kärntekniklagen är det använda kärnbränslet inte kärnavfall eftersom det innehåller kärnämnen. Dessa kan användas för framställning av nytt kärnbränsle (upparbetning). Upparbetning tillämpas i vissa länder, dock inte i Sverige. Den definition som används i kärntekniklagen innebär att det svenska använda kärnbränslet blir "kärnavfall" först när det har placerats i slutförvar. Den vanliga typen av kärnavfall är i stället filtermassor, skrot och annat industriavfall som blivit radioaktivt. I dagligt tal används ofta begreppet kärnavfall för såväl detta avfall som för det högaktiva använda kärnbränslet.

5 a § kärntekniklagen trädde i kraft den 1 januari 1993. I sin ursprungliga lydelse innebar bestämmelsen ett uttryckligt förbud för regeringen att - med ett visst undantag vars innebörd kommenteras närmare i det följande - bevilja tillstånd för slutförvaring av använt kärnbränsle eller kärnavfall från en kärnteknisk anläggning i ett annat land. Bestämmelsen har senare kompletterats så att samma förbud från den 1 juli 1995 också gäller mellanlagring.

11.3 Hur skall den svenska lagregeln om förbud tolkas och tillämpas?

För att få svar på frågan om hur den svenska lagregeln om förbud skall tolkas och tillämpas, är det nödvändigt att ta del av de motiveringar som redovisades för riksdagen i samband med att 5 a § fick sin nuvarande lydelse åren 1993 och 1995. Motiveringarna finns i första hand i prop. 1992/93:98 (jämte bet. 1992/93 NU 11) och i prop. 1994/95:118 (jämte bet. 1994/95 NU 21). I det följande redogörs för den huvudsakliga innebörden av dessa uttalanden.

Motiv enligt prop. 1992/93:98 och bet. 1992/93:NU 11 för förbud mot slutförvaring av utländskt kärnbränsle eller kärnavfall i Sverige

I propositionen påpekas (s. 29-30) att riksdagen flera gånger har fastslagit som en grundläggande princip för Sveriges agerande att varje land skall ta fullt ansvar för det kärnavfall som uppkommer i landet. Av detta följer att slutförvaring av kärnavfall från kärnteknisk verksamhet i utlandet inte skall förekomma i Sverige. Det konstateras att principen inte hade kommit till uttryck i kärntekniklagen

i dess dåvarande lydelse, men att principen "utgör en utgångspunkt vid tillståndsprövningen avseende olika former av hantering av kärnavfall och kärnämne". Dessa grundprinciper för den svenska politiken på kärnavfallsområdet borde nu komma till uttryck i lagen.

Efter en diskussion av den lämpligaste lagtekniska lösningen i fråga om utformningen av ett förbud presenterade regeringen sina överväganden om de internationella aspekterna av frågan. Som bakgrund för dessa överväganden redovisades innebörden av EG:s regler på avfallsområdet, IAEAs riktlinjer för internationella transaktioner med kärnavfall, reglerna i Euratomfördraget, principer och lagregler i Tyskland, Storbritannien och Frankrike samt en dom av EG-domstolen i ett mål som gällde omhändertagande i den belgiska regionen Valloniet av icke radioaktivt avfall som härrörde från andra stater. Sammanfattningsvis ansåg regeringen "att varken närmandet till EG eller Sveriges internationella åtaganden i övrigt utgör ett hinder mot ett förbud mot slutförvaring i Sverige av utländskt kärnbränsle och kärnavfall" (prop. s. 32).

Det borde emellertid enligt regeringens mening finnas en möjlighet att medge undantag från förbudet. Denna undantagsmöjlighet "bör bara uttnyttjas restriktivt när det finns synnerliga skäl" (prop. s. 33). En allmän utgångspunkt för att bevilja sådana undantag borde enligt propositionen vara "att det utländska material som totalt sett kan komma att förvaras i Sverige inte med avseende på mängd eller aktivitet får överstiga någon procent av det beräknade svenska kärnavfallet" (prop. s. 33).

En ytterligare vägledning av vad som i detta sammanhang menas med begreppet "synnerliga skäl" finns s. 46 i propositionen: "Synnerliga skäl kan exempelvis föreligga om det vid en samlad bedömning visar sig lämpligast från säkerhets- och strålskyddssynpunkt att en liten mängd material slutförvaras i Sverige. Det kan gälla fall i samband med provning av t. ex. bränslekapsling eller reaktordelar, då mycket små mängder avfall bildas, eller sekundäravfall (filtermassor m.m.) som bildas vid behandling i anläggningar i Sverige. Undantag som strider mot det svenska avfallsprogrammet får inte medges. Däri ligger dels att det använda kärnbränslet eller kärnavfallet måste vara av ett slag som kan hanteras inom ramarna för det svenska programmet och dels att undantaget skall avse mycket begränsade mängder".

Riksdagens näringsutskott (bet. 1992/93:NU 11) instämde i regeringens uppfattning både vad gällde det föreslagna förbudet mot slutförvaring och behovet av en undantagsbestämmelse. När det gällde denna undantagsbestämmelse ville dock utskottet "betona det angelägna i att sådana tillstånd meddelas med stor restriktivitet" (bet. s. 5).

Motiv enligt prop. 1994/95:118 och bet. 1994/95:NU 21 för förbud mot mellanlagring av utländskt kärnbränsle eller kärnavfall i Sverige

I prop. 1994/95:118 föreslog regeringen bl.a. att förbudet i 5a § KTL mot slutförvaring i Sverige av kärnavfall från utlandet skulle utvidgas till att gälla mellanlagring i avvaktan på slutförvaring.

Som motiv anfördes bl.a. (prop. s. 18) att mellanlagringen utgör "ett led i det slutliga omhändertagandet av avfallet. Det är ett av slutstegen i kärnbränslecykeln. Principen att varje stat skall ta fullt ansvar för sitt avfall måste därför gälla även för mellanlagring. Införsel och mellanlagring av utländskt material i Sverige som senare skall slutförvaras utomlands är dessutom olämplig av principiella skäl mot bakgrund av den långa tid som mellanlagringen avser. Det svenska programmet för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall är inte heller utformat för en sådan hantering."

I propositionen togs också upp frågan om ett förbud mot mellanlagring av material med utländskt ursprung skulle kunna komma i konflikt med EU:s regler. Det konstateras (s. 18) "att de överväganden som regeringen gjorde inför beslutet om förbud mot slutförvaring (prop. 1992/93:98 sid. 29 ff) även är tillämpliga på mellanlagring. Ett förbud mot mellanlagring strider inte mot Euratomfördraget eller mot andra EU-regler. Att slutsatserna i den propositionen är riktiga stöds också av den nyssnämnda gemensamma deklarationen." (Denna deklaration redovisas nedan, avsnitt 11.4).

Det påpekades vidare särskilt (prop. s. 18) att förbudet endast avser "mellanlagring som sker i avvaktan på slutförvaring. Det bör inte omfatta lagring i Sverige av utländskt använt kärnbränsle eller kärnavfall under en begränsad period för andra syften, t. ex. då materialet är föremål för undersökningar av olika slag. Inte heller lagring som utgör ett led i en behandlingsprocess bör omfattas. Därmed avses en process som avser att förändra avfallets egenskaper med avseende på volym, form, aktivitetsinnehåll och kemiska egenskaper m.m. I dessa fall är det inte fråga om åtgärder som kan ses som ett led i det slutliga omhändertagandet av använt kärnbränsle eller kärnavfall."

Ytterligare ett förtydligande av förbudet görs s. 26 i propositionen. Där erinras om uttalandet i föregående stycke om att förbudet inte omfattar "lagring som sker under en begränsad period för andra syften, t. ex. då materialet skall undersökas eller behandlas här. Om ett syfte med lagringen är att radioaktiviteten skall minska och materialet kylas inför en slutförvaring, blir dock bestämmelsen tillämplig även om det också finns andra skäl för lagringen i Sverige. För att man i

praktiken skall kunna tala om mellanlagring i avvaktan på slutförvaring måste lagringen avse en relativt lång tidsperiod."

Riksdagens näringsutskott (bet. 1994/95:NU 21) ställde sig bakom propositionen och erinrade om vad utskottet hade anfört år 1992 i samband med att förbudet mot slutförvaring infördes.

Exempel på beslut av regeringen enligt undantagsregeln i 5 a § KTL att ge tillstånd till slutförvaring eller mellanlagring av utländskt använt kärnbränsle eller kärnavfall

Ett exempel på tillämpningen av undantagsregeln är regeringens beslut år 1994 med anledning av en ansökan från Studsvik AB om tillstånd att i Sverige få slutförvara utländskt kärnbränsle inklusive s.k. sekundäravfall som ingår i material som genomgår olika tester i Studsvik. Regeringen medgav att högst 25 kg använt kärnbränsle samt högst 250 kg lågaktivt kärnavfall som härrörde från utländsk kärnteknisk verksamhet (infört till Sverige under perioden december 1994 till juni 1997) fick slutförvaras i Sverige. Motiv för att acceptera detta var att Studsviks verksamhet medförde en viss kompetensutveckling av värde för Sverige, att en återförsel av det aktuella avfallet skulle medföra vissa stråldoser samt att de aktuella mängderna var obetydliga i förhållande till det svenska slutförvarsprogrammet. Dessa förhållanden ansågs utgöra de "synnerliga skäl" som lagen kräver för undantag från huvudregeln att utländskt kärnavfall inte får slutförvaras i Sverige. Regeringens beslut var i överensstämmelse med SKIs yttrande i ärendet. Regeringen medgav i ett senare beslut (1996) att mängden uran fick utökas till 50 kg.

SKIs styrelse som behandlar frågor av detta slag har visat stort intresse för frågan och också deklarerat att en stark restriktivitet bör råda i dessa frågor.

11.4 Regeringens bedömning av det svenska förbudets förenlighet med regelsystemen inom EU

Frågor om bestämmelserna i kärntekniklagen är förenliga med EU-reglerna behandlas särskilt dels i prop. 1994/95:19 om Sveriges medlemskap i Europeiska unionen, dels i prop. 1994/95:118 om lagstiftning med anledning av Sveriges anslutning till Europeiska atomenergigemenskapen.

I prop. 1994/95:19 föreslog regeringen att riksdagen skulle godkänna anslutningsfördraget samt slutakten till fördraget mellan EU:s dåvarande medlemslän-

der och de ansökande länderna Norge, Österrike, Finland och Sverige. Propositionen innehåller en detaljerad redovisning av svenska överväganden och ståndpunkter under de förhandlingar som skedde inför Sveriges anslutning till EU den 1 januari 1996.

I detta sammanhang har det särskilt intresse att redovisa de överväganden som gjordes mot bakgrund av lydelsen av fördraget den 25 mars 1957 om upprättandet av Europeiska atomgemenskapen Euratom samt de revideringar som skett senare.

Det konstaterades (prop. s. 275- 277) att en väsentlig utgångspunkt för Sverige vid medlemskapsförhandlingarna var att Sverige skulle kunna bedriva sin egen politik beträffande kärnkraften och hanteringen av kärnavfallet, att Euratomfördraget delvis var föråldrat och att delar av fördraget inte tillämpas enligt bokstaven.

Medlemsskapsförhandlingarna resulterade i att Sverige och medlemsländerna kom överens om en gemensam förklaring beträffande tillämpningen av Euratomfördraget. Denna förklaring finns återgiven i propositionen (s. 276 f. samt som bilaga 11 s. 8) och har följande lydelse.

Gemensam förklaring om tillämpning av Euratomfördraget

> De avtalsslutande parterna, som erinrar om att fördragen om Europeiska Gemenskaperna gäller alla medlemsstater utan någon diskriminering och utan att det påverkar tillämpningen av reglerna om den inre marknaden, bekräftar att det är varje medlemsstat, i sin egenskap av avtalsslutande part enligt Euratom-fördraget, som avgör i överensstämmelse med sin specifika nationella politik om den skall producera kärnenergi eller inte.
>
> Varje medlemsstat avgör vilken politik den skall föra när det gäller slutstegen i kärnbränslecykeln.

Genom denna gemensamma förklaring har Sverige, ansåg regeringen, "uppnått det mål som eftersträvades i förhandlingen" (prop. s. 277).

Utformningen av den bestämmelse i kärntekniklagen som förhindrar slutförvaring i Sverige av utländskt använt kärnbränsle och kärnavfall (5 a §) kommenterades också i propositionen (s. 280 f.): "Ett liknande förbud gäller sedan december 1991 i Frankrike. Förbud av denna art strider inte mot Euratomfördraget. Reglerna inom EG om radioaktivt avfall påverkar således inte den politik Sverige vill föra när det gäller hantering och slutförvaring av radioaktivt avfall och använt kärnbränsle."

I detta sammanhang konstaterades i propositionen också att det inom Gemenskapen finns en handlingsplan för hantering av radioaktivt avfall och som omfattar perioden 1993-1999, och att denna plan syftar till att komplettera Gemenskapens forsknings- och utvecklingsplan.

Sammanfattningsvis redovisade regeringen i denna proposition följande bedömning vad gäller Euratom (s. 275):

> Förhållandena inom kärnenergiområdet är helt annorlunda än de som gällde då Euratomfördraget undertecknades år 1957. Detta har lett till att Euratomfördraget delvis är föråldrat.
>
> En anslutning till Euratom påverkar inte den politik Sverige vill föra beträffande kärnkraften och hanteringen av kärnavfallet.. Den svenska lagstiftningen behöver bara ändras i begränsad omfattning som en följd av anslutningen. Regeringen återkommer till riksdagen med förslag till de lagändringar som behövs.

Förslag till ett antal mindre lagändringar presenterades i prop. 1994/95:118 om lagstiftning med anledning av Sveriges anslutning till Europeiska atomenergigemenskapen.

Endast ett av dessa lagförslag har intresse i detta sammanhang. Det gällde förbudet mot mellanlagring i Sverige av utländskt använt kärnbränsle och kärnavfall (se föregående avsnitt).

I propositionen redovisas också vissa allmänna synpunkter på lagstiftningsbehovet (s. 9-11). Härvid redogjordes för en kritik som framförts av bl.a. Naturskyddsföreningen. Den kritiken gick ut på att beslutsunderlaget och remissförfarandet hade varit otillräckligt och att ett beslut bör grundas på"en offentliggjord och remissgranskad, systematisk genomgång av Unionens gällande rättsakter på området". Regeringen anförde att förhandlingsresultatet på Euratomområdet samt innehållet i fördraget och i rättsakterna under Euratom hade redovisats i propositionen om EU-medlemskap, och fortsatte (s. 11): "Förhandlingarna om medlemskap har bl.a. resulterat i en gemensam förklaring om tillämpningen av fördraget, där vissa grundläggande frågor om fördragets tillämpning klarläggs..... En mer utförlig genomgång av Euratom-fördraget och de sekundära rättsakterna på området faller utanför ramen av detta lagstiftningsärende. De förslag som lämnas i detta sammanhang avser främst att ändra lagstiftningen i de fall det behövs för att komplettera de direkt verkande Euratom-reglerna."

11.5 Andra uttalanden av regeringen om det svenska förbudets förenlighet med regelsystemen inom EU

Den svenska regeringens inställning till slutförvaring eller mellanlagring i Sverige av utländskt använt kärnbränsle eller kärnavfall har också uttryckts i andra sammanhang än i propositioner till riksdagen. Ett *första* exempel är följande:

EGs ministerråd antog den 19 december 1994 en resolution om hantering av radioaktivt avfall (Council Resolution on radioactive-waste management, 94/C 379/01). Inför beslutet gjordes från svensk sida följande deklaration (inofficiell översättning till svenska[1]):

SVENSK DEKLARATION I SAMBAND MED RÅDETS RESOLUTION OM HANTERING AV RADIOAKTIVT AVFALL

Sverige gör följande uttalande i samband med att Rådet antar Resolutionen om hantering av radioaktivt avfall.

Sverige anser att hantering av radioaktivt avfall bygger på ett nationellt ansvarstagande. Denna princip understöks starkt av Sverige i samband med förhandlingarna om medlemsskap i Europeiska unionen och ledde till en gemensam förklaring av de avtalsslutande parterna om tillämpning av Euratomfördraget, som ingår i anslutningsakten. I denna förklaring sägs följande:

Varje medlemsstat avgör vilken politik den skall föra när det gäller slutstegen i kärnbränslecykeln.

Sveriges tolkning av Fördragen och Deklarationen i anslutning till tillträdesakten innehåller att

- varje medlemsstat har rätt att förbjuda slutförvaring av utländskt använt kärnbränsle och kärnavfall på sitt territorium,
- varje medlemsstat har exklusiv rätt att besluta om samarbetsformer med andra medlemsstater i fråga om slutförvaring av använt kärnbränsle och kärnavfall samt om omfattning och syfte med sådant samarbete.

I överensstämmelse med denna inriktning förbjuder svensk lagstiftning slutförvaring av utländskt använt kärnbränsle och kärnavfall på svenskt territorium. Den svenska regeringen har också föreslagit förbud mot mellanlagring av sådant utländskt använt kärnbränsle och kärnavfall som är avsett att slutförvaras.

Ett *andra* exempel knyter an till den i avsnitt 11.4 nämnda handlingsplanen inom EU för åren 1993-1999 avseende hantering av radioaktivt avfall (Community

[1] Originaltexten på engelska återges som bilaga 1.

Plan of Action in the field of radioactive waste). En stående kommitté, Advisory Committee on Programme Management (ACPM), har inom EU uppgiften att ge råd till Kommissionen rörande den nämnda handlingsplanen.

I brev från Miljödepartementet till Kommissionen i anslutning till ett möte med ACPM i december 1996 hänvisades uttryckligen till den i det första exemplet nämnda svenska deklarationen, som också återges in extenso i brevet. Den svenska ståndpunkten har upprepats vid senare möten med ACPM.

11.6 EU-perspektivet

Euratomfördraget m.m.

Fördraget om upprättande av den europeiska atomenergigemenskapen, Euratom, undertecknades år 1957 samtidigt med EG-fördraget. Idag utgör Euratomfördraget en del av EU-medlemsstaternas rättsordningar, men fördraget är delvis föråldrat. Försök att modernisera det har gjorts, men har strandat på oenigheter mellan medlemsländerna om kärnkraftspolitiken.

Frågorna om hantering av kärnkraftens radioaktiva avfall ägnades ringa uppmärksamhet när fördraget ingicks. En bestämmelse finns dock i artikel 37, enligt vilken varje medlemsstat är skyldig att underrätta Kommissionen om sina planer för deponering av radioaktivt avfall för att ge underlag att bedöma om radioaktiv förorening av luft, vatten eller mark i en angränsande medlemsstat riskeras. Kommissionen har i en rekommendation (91/4) om tillämpningen av denna artikel mer i detalj angett vilka typer av anläggningar som kan beröras av bestämmelsen och vilka uppgifter som bör sändas till Kommissionen. Kommissionen har att inom sex månader avge sina eventuella synpunkter. Någon tillståndsprövning är det dock inte fråga om.

Av de direktiv som utfärdats med stöd av fördraget har i detta sammanhang störst intresse det, som gäller kontroll vid transporter av radioaktivt avfall mellan medlemsstater samt in i och ut ur Gemenskapen (direktiv 92/3/Euratom). Direktivet behandlar frågor om tillstånd och dokument i samband med transport av radioaktivt avfall från ett EU-land till ett annat. För att transporten skall få genomföras måste det land som skall ta emot avfallet ge sitt godkännande.[2]

I detta sammanhang finns också anledning att på nytt erinra om den "Handlingsplan för hantering av radioaktivt avfall" som Rådet antog i en resolu-

[2] Här kan nämnas att detta direktiv har införts i det svenska regelsystemet genom SSI:s föreskrifter om kontroll vid in- och utförsel av radioaktivt avfall (SSI FS 1995:4).

tion i juni 1992 och som avser perioden 1993-1999. Planen syftar bl.a. till att främja samarbetet mellan medlemsländerna när det gäller en säker hantering och slutförvaring av radioaktivt avfall. Utöver denna handlingsplan finns ett Meddelande från EG-kommissionen i mars 1994 till Rådet, Parlamentet och Ekonomiska och Sociala Kommittén (A Community Strategy for Radioactive Waste Management) och den tidigare nämnda resolutionen av Rådet i december 1994.

Handlingsplanen 1993-1999 är, liksom strategidokumentet och resolutionen 1994, politiska dokument som framhåller önskvärdheten av samarbete mellan medlemsstaterna och mellan Gemenskapen och tredje land. Det betonas att varje medlemsstat har ett ansvar för att försäkra sig om att radioaktivt avfall som uppkommer där hanteras rätt, samtidigt som det också betonas att det finns möjligheter till frivilligt samarbete mellan medlemsstaterna. Rådet har också pekat på bästa möjliga användning (eng.:"optimum use") av nationella avfallsanläggningar och, när det är lämpligt, samverkan mellan medlemsstaterna.

Följande utdrag ur det av EG-kommissionen i mars 1994 framlagda strategidokumentet (COMM (94)66 final) illustrerar detta synsätt. Under rubriken "Egenförmåga i fråga om slutförvaring av radioaktivt avfall och solidaritet inom Gemenskapen" (eng.; Self-sufficiency in radioactive waste disposal and Community solidarirty) sägs följande (inofficiell översättning till svenska)[3]:

> Principen om egenförmåga i fråga om slutförvaring är också en del av EG:s strategi när det gäller icke-radioaktivt avfall... När det gäller radioaktivt avfall är principen om egenförmåga väl lämpad att användas på Gemenskapsnivå . Det skulle vara oansvarigt för en avancerad ekonomisk enhet med det storlek Gemenskapen har att inte slutförvara sitt eget avfall. Gemenskapen har redan ingått överenskommelser som förbjuder export av radioaktivt avfall till ACP-stater (IVth Lomé-konventionen) och till de delar av medlemsstaterna som ligger utanför Europa. På motsvarande sätt har Gemenskapen rätt att vägra ta emot radioaktivt avfall från andra länder i den utsträckning sådant mottagande skulle innebära en nettoimport av ytterligare radioaktivt material.
>
> Egenförmåga på den nationella nivån gäller som princip i ett antal medlemsländer. Samtidigt som det står klart att medlemsstater bör sträva efter förmåga att var för sig kunna slutförvara sitt eget radioaktiva avfall, verkar det vara beklagligt, och åtminstone förhastat, om dessa strävanden leder till att en medlemsstater nekar att hjälpa en annan medlemsstat i enstaka fall, särskilt om ett sådant bistånd skulle öka kärnsäkerheten. En mer öppen attityd till slutförvaringsfrågan bör visas. Kommissionen har för åtskilliga år sedan rekommenderat en sådan mer öppen attityd. Då förordades någon slags regionala lösningar som omfattar flera länder. Sådana lösningar kan ha stora fördelar för länder som inte har,

[3] Den engelska originalversionen av motsvarande avsnitt återges som bilaga 2.

eller har endast mindre omfattande, kärnenergiprogram. Fördelarna skulle bestå i ett man i sådana länder inte skulle behöva uppföra enstaka förvarsanläggningar till kostnader som knappast är försvarliga.

Det synes därför lämpligt att hålla frågan öppen om ett solidariskt handlande inom Gemenskapen i fråga om denna typ av slutförvaring.

Åtgärd

Utveckla en handlingslinje som bygger på solidaritet (särskilt i fråga om högaktivt avfall).

Rådet behandlade Kommissionens strategidokument i december 1994 och uttalade, med anledning därav, bl.a. följande i resolutionen 94/C 378/01 (inofficiell översättning till svenska[4]):

Rådet, som erinrar om Kommissionens Meddelande om en gemensam strategi för hantering av radioaktivt avfall,

Noterar att alla medlemsstater, men i olika omfattning, producerar radioaktivt avfall, och att det inom Gemenskapen redan har skapats betydande kvantiteter radioaktivt avfall som väntar på att slutförvaras;

1 VÄLKOMNAR det faktum att Kommissionen har lagt fram ett Meddelande med förslag om delar i en strategi för Gemenskapen i syfte att genomföra Gemenskapens handlingsplan inom området radioaktivt avfall;

2 INTAR STÅNDPUNKTEN att varje medlemsland är ansvarigt för att försäkra sig om att radioaktivt avfall som är producerat inom dess territorium hanteras på ett lämpligt sätt och NOTERAR att det i detta sammanhang finns möjligheter till ömsesidiga överenskommelser om samverkan mellan medlemsstater;

---

5 INTAR STÅNDPUNKTEN att forskningsprogram inom Gemenskapen .... bör ges lämplig prioritet och att medlemsstaterna bör öka sin samverkan om forskning och utveckling i syfte att bidra till bättre lösningar när det gäller omhändertagande av radioaktivt avfall;

6 BETONAR att tillkomsten av lämpliga anläggningar för behandling, konditionering, lagring och slutförvaring av radioaktivt avfall utgör ett nödvändigt och viktigt bidrag för att skapa en infrastruktur som främjar säker avfallshantering i allmänhet,

ANSER att nationella anläggningar bör användas på bästa möjliga sätt och - där så är praktiskt genomförbart och lämpligt - gemensamt av medlemsstater, dock med hänsyn till

[4] Den engelska originalversionen av motsvarande avsnitt återges som bilaga 3.

de politiska aspekter som kan läggas på frågan, samt att ytterligare överväganden bör ske om dessa frågeställningar, bl.a. i syfte att minimera transporter av radioaktivt avfall;

Uttalande av EG-kommissionen hösten 1996 om inställningen till nationella regler om slutförvaring av kärnavfall

Hösten 1996 ställde den svenske EU-parlamentarikern Per Gahrton en skriftlig fråga (E-2167/96) till EG-kommissionen angående "Slutförvaring av kärnkraftsavfall i annat EU-land". I frågan hänvisas till en konsultrapport i vilken det hävdas att det varken finns direktiv eller prejudicerande domslut som reglerar exporten av kärnavfall för slutlig förvarning mellan EU-staterna. Enligt rapporten betyder detta att "Sverige kan komma bli ett importerande land av kärnavfall" (Gahrtons citat ur rapporten). Enligt Gahrton hade vissa namngivna tjänstemän vid Kommissionen hävdat att "Kommissionen tror att i framtiden kommer ett litet fåtal länder i Europa att ansvara för den slutliga förvaringen och ser därför inget negativt med ett sådant scenario".

Gahrton frågade följande: "Är det kommissionens målsättning att slutförvaring av kärnavfall inom EU skall koncentreras till ett fåtal länder? Anser Kommissionen att slutförvaring av kärnavfall kan och bör ske i EU-land som icke självt varit upphov till avfallet? Kommer ett EU-land som har kärnkraft och därför eget avfall att omhänderta att kunna vägra ta emot avfall från annat EU-land enbart på grund av ett politiskt beslut att inte tillåta import av kärnavfall för slutförvaring? Eller kommer ett sådant agerande att betraktas som ett brott mot den Inre Marknadens principer och föranleda ingripande från Kommissionens sida?"

Frågan besvarades av Kommissionären Ritt Bjerregaard den 10 oktober 1996. Av svaret framgår att gällande bestämmelser finns i direktivet om övervakning och kontroll av transport av radioaktivt avfall mellan medlemsstater samt in i och ut ur Gemenskapen (Dir. 92/3/Euratom). Enligt detta direktiv kräver alla transporter tillstånd från ursprungsmedlemsstaten. Ett sådant tillstånd kan endast utfärdas efter det att destinationsstaten givit sitt godkännande.

Bjerregaard refererade i svaret också till ett Meddelande från Kommissionen till Rådet, Parlamentet och Ekonomiska och Sociala Kommittén den 3 mars 1994 som gällde "En gemenskapsstrategi för hantering av radioaktivt avfall"[5]. I detta meddelande konstaterades bl.a. att det i många fall kommer att bli nödvändigt att koncentrera hanterings- och lagringsinrättningar och slutförvaringsplatser för radioaktivt avfall av ekonomiska skäl, säkerhetsskäl och miljöskyddsskäl och att

[5] Detta är samma meddelande som är omnämnt i närmast föregående avsnitt av denna framställning.

antalet kommer att vara mycket begränsat. Kommissionen anser, sade Bjerregaard, att möjligheten till frivillligt samarbete mellan medlemsstater för att begränsa antalet förvaringsplatser bör hållas öppen.

Vidare påpekas i svaret att endast de medlemsstater som har kärnkraftsproduktion ger upphov till "kärnavfall", medan alla medlemsstater ger upphov till radioaktivt avfall från bl.a. medicinsk verksamhet. I svaret hänvisas också till Rådets ovannämnda Resolution den 19 december 1994 om hantering av radioaktivt avfall, där det konstateras att varje medlemsstat har ansvar för att se till att radioaktivt avfall från det egna landet hanteras på lämpligt sätt, men där det också noteras att det finns en möjlighet till ömsesidigt överenskommet samarbete mellan medlemsstater. Avslutningsvis konstaterar Bjerregaard att Gemenskapen hittills inte har tvingat någon medlemsstat att ta emot radioaktivt avfall från andra medlemsstater och att Kommissionen anser att detta förhållningssätt bör bestå i framtiden.

Frågesvar i EU-parlamentet den 19 november 1997 med anledning av en fråga av en svensk ledamot om transport av radioaktivt avfall inom EU

En fråga av den svenska EU-parlamentarikerns Hans Lindqvist angående transport av radioaktivt avfall inom EU (H-0781/97) besvarades den 19 november 1997 i EU-parlamentet av en företrädare för Rådet.

Lindqvists fråga utgick från direktivet 96/29/Euratom (EGT L 159, 29.6.1996, s. 1-114), det s.k. strålskyddsdirektivet (Basic Safety Standards), där en bestämmelse enligt Lindqvist innebar att det skulle bli fritt fram för Tyskland, Frankrike eller England att förvara sitt radioaktiva avfall i något avfallslager i Sverige. Lindqvists fråga gick ut på om detta var en riktig tolkning och om länder med bra urberg kan bli avfallsstationer för hela Europa.

Ordförandelandets i Rådet företrädare Wohlfart framhöll att direktiv 96/29/Euratom innehåller grundläggande normer för hälsoskydd för allmänheten och arbetstagare avseende de faror som uppkommer genom joniserande strålning. När det gäller transport av radioaktivt avfall hänvisade han till att direktivet 92/3 Euratom, som gäller övervakning och kontroll av transporter av radioaktivt avfall mellan medlemsstaterna, innebär ett strikt övervakningssystem. Överföring mellan medlemsstater kan genomföras först efter att behöriga myndigheter i det mottagande medlemslandet har lämnat sitt godkännande.

Lindqvist sade sig tolka svaret så, att Rådets företrädare säger att det inte finns några risker för att radioaktivt avfall skall komma på villovägar i något medlemsland som inte självt har godkänt införsel från andra länder. Han betecknade

Wohlfarts uttalande som "ett positivt svar som jag ser fram emot att få föra vidare i Sverige". I den fortsatta diskussionen framhöll Wohlfart att det viktigaste är den bestämmelse som fastställer ansvar och befogenheter för det mottagande medlemslandet. Den bestämmelsen innebär, påpekade han, att om t. ex. Sverige inte accepterar en sådan transport, så är landet skyddat från eventuell lagring av radioaktivt avfall.

Wohlfart erinrade i detta sammanhang om att denna princip "mycket noggrant" hade försvarats av Sverige i samband med förhandlingarna om medlemskap och citerade det svenska uttalande som är fogat till den slutliga anslutningsakten "När det gäller slutförvaring är det varje medlemsstats ansvar att fastställa sin egen politik"[6].

En annan svensk EU-parlamentariker, Jonas Sjöstedt, ställde under debatten följande kompletterade fråga: "Om vi har en situation där Sverige, eller något annat land, nekar till att ta emot en transport med radioaktivt avfall, går detta beslut då att överklaga till EG-domstolen? Kan EG-domstolen i så fall upphäva en medlemsstats beslut att neka att ta emot radioaktivt avfall?" Wohlfarts svar på denna fråga löd enligt den svenska översättningen av protokollet:"Beträffande den ... frågan, om det är problem inom gemenskapsrätten, borde EG-domstolen enligt min mening kunna ta upp ärendet".

11.7 Konvention om säkerheten vid hantering av använt kärnbränsle och om säkerheten vid hantering av radioaktivt avfall

Vid Internationella atomenergiorganets (IAEA) generalkonferens år 1994 antogs en resolution som utgjorde startpunkten för arbetet med en konvention om radioaktivt avfall. I mars 1995 beslutade IAEA:s styrelse att arbetet skulle påbörjas och en teknisk-juridisk expertgrupp sammankallades. Förslag till konventionstext arbetades fram successivt. Förslaget, slutligen benämnt "Gemensam konvention om säkerheten vid hantering av använt kärnbränsle och om säkerheten vid hantering av radioaktivt avfall, öppnades för undertecknande vid IAEA:s generalkonferens i Wien den 29 september 1997. Sverige undertecknade konventionen samma dag.

[6] Citatet är återgivet från en översättning till svenska av debatten den 19 november 1997. Som framgått av den föregående redogörelsen för anslutningsförhandlingarna mellan Sverige och EG är den korrekta svenska lydelsen av uttalandet att "varje medlemsland avgör vilken politik den skall föra när det gäller slutstegen i kärnbränslecykeln" (se prop. 1994/95:19 s. 276 f).

Regeringen väntas inom kort föreslå riksdagen att godkänna konventionen. Denna träder i kraft nittio dagar efter det att 25 stater, varav minst 15 stater med minst en kärnkraftsreaktor, har tillträtt konventionen. Enligt en promemoria av Statens kärnkraftinspektion bedöms den träda i kraft tidigast under år 1999.

Konventionen omfattar säkerhetsfrågor som avser hanteringen av använt kärnbränsle och av radioaktivt avfall som härrör från civil verksamhet. En grundtanke är att de problem som berör använt kärnbränsle och radioaktivt avfall skall omhändertas av den generation som har gett upphov till dem och att dessa problem därmed inte skall lastas över till kommande generationer. För att åstadkomma detta förpliktar konventionen de fördragsslutande parterna att uppfylla ett antal gemensamt antagna säkerhets- och strålskyddsprinciper. Dessa principer har kommit till uttryck, t. ex. i form av internationella standarder eller riktlinjer bl.a. från IAEA.

I inledningen till konventionen anges ett antal grundprinciper som skall vara vägledande för de fördragsslutande parterna. I det följande återges den svenska officiella översättningen av de delar av inledningen som är av särskilt intresse i detta sammanhang:

DE FÖRDRAGSSLUTANDE PARTERNA

(vii) som inser att det åvilar staten att bestämma en handlingslinje för kärnbränslets kretslopp, varvid vissa stater betraktar använt kärnbränsle som en värdefull tillgång som kan upparbetas medan andra stater väljer att slutförvara det,

---

(ix) som bekräftar betydelsen av internationellt samarbete för att öka säkerheten i hanteringen av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall genom bilaterala och multilaterala mekanismer, och genom denna säkerhetsbefrämjande konvention,

---

(xi) som är övertygade om att radioaktivt avfall, så långt det är förenligt med säkerheten vid hantering av sådant material, bör slutförvaras i den stat i vilket det uppstod, och som samtidigt inser att, under vissa omständigheter, säker och effektiv hantering av använt kärnbränsle och radioaktivt avfall kan främjas genom överenskommelser mellan fördragsslutande parter om att använda anläggningar hos en av dem för de andra parternas räkning, särskilt då i fråga om avfall som härrör från gemensamma projekt,

(xii) som inser att varje stat har rätt att förbjuda import av utländskt använt kärnbränsle och radioaktivt avfall till sitt territorium,

---

har kommit överens om följande:

Det kan alltså konstateras att konventionen visserligen betonar betydelsen av internationell samverkan i fråga om omhändertagande av använt kärnbränsle, men samtidigt - genom punkt xii - entydigt erkänner varje stats rätt att själv besluta om import av utländskt använt kärnbränsle till sitt territorium.

11.8 Slutsats

Den genomgång som här gjorts visar sammanfattningsvis följande.

- Svensk lagstiftning innehåller en principiellt grundad bestämmelse om förbud mot slutförvaring i Sverige av utländskt kärnavfall.
- Motsvarande synsätt finns i andra EU-stater med betydande kärnkraftsproduktion.
- I samband med Sveriges anslutning till EU har klarlagts att de svenska lagreglerna är förenliga med EUs regelsystem.
- En internationell konvention som undertecknades hösten 1997 erkänner entydigt varje stats rätt att själv besluta om import av utländskt använt kärnbränsle och radioaktivt avfall till sitt territorium.
- Både EG-kommissionen och Rådet har uppfattningen att det finns möjligheter till frivilligt samarbete mellan medlemsländer om slutligt omhändertagande av radioaktivt avfall, något som även framgår av nyss nämnda konvention.

KASAMs slutsats är att det inte finns någon grund för farhågor att Sverige skulle kunna tvingas ta emot utländskt kärnavfall för slutförvaring mot sin vilja. Denna slutsats gäller oavsett om kärnavfallet härstammar från ett annat EU-land eller har annat utländskt ursrprung.

EG-kommissionen och Rådet har givit uttryck för uppfattningen att det är önskvärt med samverkan mellan medlemsstater i syfte att finna och genomföra lämpliga lösningar av frågor som rör omhändertagande av radioaktivt avfall. Också företrädare för Internationella Atomenergiorganet (IAEA) förespråkar lösningar som bygger på internationell samverkan. En samverkan av innebörd att kärnavfall från en av EUs medlemsstater skulle tas om hand för slutlig förvaring i en annan medlemsstat förutsätter emellertid en frivillig överenskommelse mellan de inblandade. Det finns principiellt grundläggande bestämmelser i svensk lagstiftning som förhindrar att utländskt kärnbränsle och kärnavfall slutförvaras i

Sverige. Ingenting tyder på att det finns en opinion - inom eller utanför riksdagen - för att ändra dessa principer.

Bilaga 1

SWEDISH DECLARATION IN CONNECTION WITH THE COUNCIL RESOLUTION ON RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT[7]

Sweden will in connection with the adoption of the Resolution on Radioactive Waste Management make the following statement:

Sweden considers Radioactive Waste Management to be a national responsibility. This principle was strongly emphasized by Sweden in the negotiations on membership of the European union and led to a joint declaration by the Parties on the application of the Euroatom Treaty, as part of the Final Accession Act. The Joint declaration states that:

As regards the back end of the nuclear fuel cycle, it is the responsibility of each Member state to define its own policy.

Sweden´s interpretation of the Treaties and the declaration in the Accession Act includes:

- each Member State´s right to prohibit the final disposal of foreign spent nuclear fuel and nuclear waste on its territory,

- each Member State´s sole right to decide whether to enter into cooperation arrangements with other Member States on disposal of spent nuclear fuel and nuclear waste and on the scope and aim of such cooperation.

As a consequence of this policy Swedish legislation prohibits the final disposal of foreign spent nuclear fuel and nuclear waste on Swedish territory. The Swedish government has also proposed a ban on the intermediate storage of such foreign spent nuclear fuel and nuclear waste that is pending final disposal.

[7] Denna deklaration gjordes inför COUNCIL RESOLUTION of 19 December 1994 on radioactive.waste management (94/C 379/01).

Bilaga 2

Utdrag ur A Community Strategy for Radioactive Waste Management (COMM (94)66 final), section VI Optimization of the safety of radioactive waste management at Community level.

VI. 4 Self-sufficiency in radioactive waste disposal and Community solidarity.

The principle of self-sufficiency in disposal is also a part of the EC strategy for non-radioactive waste ... The aim of self-sufficiency at Community level holds good for radioactive waste. It would be irresponsible for an advanced economic unit of the size of the Community not to dispose of its own waste. The Community is already party to agreements which prohibit the export of radioactive waste to the ACP States (IVth Lomé Convention) and the Overseas Community Territories. Equally the Community would be justified in refusing to accept radioactive waste from other countries as far as it would result for ever in a net import of an additional load of radioactive material.

Self-sufficiency at national level is established policy in some Member States. Whilst Member States should certainly aim individually at being able to dispose of their own radioactive waste, it seems however regrettable, and at least premature, to deny the possibility of assistance to another country of the Community in specific cases, notably those putting at stake nuclear safety. This suggests a more open approach to the disposal question. Such an approach has been recommended by the Commission several years ago. It was noted that a regional approach, involving several countries, could offer advantages especially to countries that have no or limited nuclear programmes insofar as it would prevent disposal projects, unjustified on economic grounds, being undertaken on an individual basis.

It appears therefore that the exercise of Community solidarity in these disposal matters should be kept open.

Action

Develop a solidarity approach to disposal (especially for high level waste).

Bilaga 3

Utdrag ur Council Resolution of 19 December 1994 on radioactive-waste management (94/C 379/01):

THE COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION,

Recalling the Commission communication on a Community strategy for radioactive-waste management,----,

Notes that all Member States produce radioactive waste to varying degrees, and that significant quantities of radioactive waste have already been built up in the Community, awaiting disposal,

1. WELCOMES the fact that the Commission has put forward a communication proposing elements of a Community strategy in implementation of the Community plan of action in the field of radioactive waste;

2. TAKES THE VIEW that each Member State is responsible for ensuring that the radioactive waste produced on its territory is properly managed and NOTES that, in this context, the possibility of a mutually agreed cooperation between Member States exists;

---

5 TAKES THE VIEW that Community research programmes .... should be given appropriate priority and that cooperation in research and development between Member States should be intensified in order to contribute to improved solutions for the management of radioactive waste;

6. EMPHASIZES that the establishment of suitable facilities for the treatment, conditioning, storage and final dispoal of radioactive waste makes a necessary and important contribution to the creation of a safe waste-management infrastructure in general;
CONSIDERS that optimum use should be made of facilities at national level and, where practicable and appropriate, between Member States, bearing in mind the political aspects of the matter and that further consideration should be given to the various approaches available, which might result, among other things, in a minimization of transport of radioactive waste;

KUNGL. BIBLIOTEKET STOCKHOLM

Statens offentliga utredningar 1998

Kronologisk förteckning

57. DUKOM Distansutbildningskommittén.
Utvärdering av distansutbildningsprojekt med IT-stöd. U.
58. IT och nationalstaten. Fyra framtidsscenarier.
IT-kommissionens rapport 6/98. K.
59. Räddningstjänsten i Sverige
– Rädda och Skydda. Fö.
60. Kring Hallandsåsen. M.
61. Livsmedelstillsyn i Sverige. Jo.
62. Kampanj med kunskaper och känslor. Om kärnavfallsomröstningen i Malå kommun 1997. M.
63. En god affär i Motala.
Demokratiutredningens skriftserie. SB.
64. Bättre och mer tillgänglig information.
Småföretagsdelegationens rapport 2. N.
65. Nya tider, nya förutsättningar...
IT-kommissionens rapport 8/98. K.
66. FUNKIS – funktionshindrade elever i skolan. U.
67. Socialavgiftslagen. S.
68. Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1998. M.

Statens offentliga utredningar 1998

Systematisk förteckning

Utbildningsdepartementet

Campus för konst [10]
Fristående utbildningar med statlig tillsyn inom olika områden. [11]
Vuxenutbildning och livslångt lärande. Situationen inför och under första året med kunskapslyftet. [51]
DUKOM Distansutbildningskommittén. Utvärdering av distansutbildningsprojekt med IT-stöd. [57]
FUNKIS – funktionshindrade elever i skolan. [66]

Jordbruksdepartementet

Fiskeriadministrationen i ett EU-perspektiv. Översyn av fiskeriadministrationen m.m. [24]
Livsmedelstillsyn i Sverige. [61]

Arbetsmarknadsdepartementet

Välfärdens genusansikte. [3]
Män passar alltid? Nivå- och organisationsspecifika processer med exempel från handeln. [4]
Vårt liv som kön. Kärlek, ekonomiska resurser och maktdiskurser. [5]
Ty makten är din ... Myten om det rationella arbetslivet och det jämställda Sverige. [6]
Utstationering av arbetstagare. [52]

Kulturdepartementet

Samordning av digital marksänd TV. [17]

Närings- och handelsdepartementet

Staten och exportfinansieringen. [23]
Ta vara på möjligheterna i Östersjöregionen. [53]
Bättre och mer tillgänglig information. Småföretagsdelegationens rapport 2. [64]

Inrikesdepartementet

Historia, ekonomi och forskning. Fem rapporter om idrott. [33]

Miljödepartementet

Gröna nyckeltal – Indikatorer för ett ekologiskt hållbart samhälle. [15]
Förordningar till miljöbalken. + Bilagor. [35]
Det finsk–svenska gränsälvssamarbetet. [39]
Kring Hallandsåsen. [60]
Kampanj med kunskaper och känslor. Om kärnavfallsomröstningen i Malå kommun 1997. [62]
Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1998. [68]

KASAM

STATENS RÅD FÖR
KÄRNAVFALLSFRÅGOR
Swedish National Council for Nuclear Waste

KASAM, Statens råd för kärnavfallsfrågor, inrättades år 1985 och är nu en fristående kommitté under Miljödepartementet med uppgift att utreda frågor om kärnavfall och avställning av kärntekniska anläggningar och att lämna regeringen och vissa myndigheter råd i dessa frågor.

Ledamöterna – som består av kvalificerade vetenskapsmän från Svenska och nordiska universitet och högskolor – representerar oberoende sakkunskap inom olika områden av betydelse för slutförvaringen av radioaktivt avfall, inte enbart inom teknik och naturvetenskap utan också inom områden som etik, psykologi, juridik och samhällsvetenskap.

I KASAMs uppgifter ingår att granska det program för forsknings- och utvecklingsverksamhet – om bl.a. slutförvaring av använt kärnbränsle – som de svenska kärnkraftföretagen upprättar var tredje år.

En viktig del av KASAMs verksamhet är att erbjuda ett forum för oliktänkande och för sakkunniga inom och utom landet att diskutera kärnavfall och därmed anknutna frågor. Ett antal seminarium på skilda teman har därför hållits.

Det åligger också KASAM att var tredje år i ett särskilt betänkande redovisa sin självständiga bedömning av kunskapsläget på kärnavfallsområdet. Denna skrift utgör KASAMs redovisning till regeringen av "Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 1998".

KASAM, Miljödepartementet, 103 33 Stockholm

FRITZES
OFFENTLIGA
PUBLIKATIONER

POSTADRESS: 106 47 STOCKHOLM
FAX 08-690 91 91. TELEFON:08-690 91 90
E-POST: fritzes.order@liber.se
FRITZES INTERNETBOKHANDEL: www.fritzes.se

ISBN 91-38-20933-0
ISSN 0375-250X