

# Kärnbränslecykelns slutsteg

Slutförvaring av använt kärnbränsle

I Allmän del

II Teknisk del

**KÄRN -  
BRÄNSLE -  
SÄKERHET**

# Kärnbränslecykelns slutsteg

## Slutförvaring av använt kärnbränsle

**I Allmän del**

II Teknisk del

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING, ALLMÄN DEL

1	SAMMANFATTNING	7
2	INLEDNING	17
2.1	Villkor och redovisningskrav	
2.2	Rapportens uppläggning	
3	FÖRUTSÄTTNINGAR OCH DATA	21
3.1	Data för använt bränsle	
3.1.1	Sammansättning	
3.1.2	Effektutveckling i använt bränsle	
3.2	Olika typer av avfall från använt bränsle	
3.3	Bränslemängder från svenska reaktorer	
4	HANTERINGSGÅNGEN FÖR ANVÄNT BRÄNSLE	27
4.1	Allmänt	
4.2	Föreslagen hanteringsgång	
4.3	Barriärer mot spridning av radioaktiva ämnen vid slutförvaring	
4.4	Flexibilitet och utvecklingsmöjligheter	
5	ANLÄGGNINGAR	33
5.1	Allmänt	
5.2	Centralt bränslelager	
5.3	Inkapslingsstation	
5.3.1	Allmänt	
5.3.2	Beskrivning av anläggningen	
5.3.3	Drift av anläggningen	
5.4	Slutförvar	
5.4.1	Allmänt	
5.4.2	Beskrivning av anläggningen	
5.4.3	Drift av anläggningen	
5.4.4	Försegling av anläggningen	
5.4.5	Slutförvaring av aktiva metalledlar etc	
5.5	Skyddsfrågor	

2		
6	GEOLOGI	51
6.1	Bakgrund	
6.2	Utvärdering av berggrundsförhållanden	
6.3	Sammanfattning av resultaten från geologiprogrammet	
7	BUFFERTMATERIAL	59
7.1	Allmänt	
7.2	Egenskaper	
7.3	Funktion	
8	KAPSELMATERIAL	65
8.1	Allmänt	
8.2	Materialval och kapselkonstruktion	
8.3	Kapselns livslängd	
8.3.1	Mekanisk hållfasthet	
8.3.2	Korrosion	
8.3.3	Sammanfattande bedömning av kapselns livslängd	
8.4	Lägesrapport för keramik-kapseln	
9	UTLAKNING OCH MATERIETRANSPORT	71
9.1	Allmänt	
9.2	Lakning av bränsle	
9.3	Transport genom buffertmaterial	
9.4	Bränslets metalldelar	
10	SPRIDNINGSMEKANISMER	75
10.1	Allmänt	
10.2	Spridning i geosfären	
10.3	Spridning i biosfären	
10.4	Biosfärmodellens förutsättningar i ett långsiktigt perspektiv	
11	SÄKERHETSANALYS	81
11.1	Allmänt	
11.2	Säkerhet vid hantering, transporter, lagring och inkapsling	
11.2.1	Hantering och transport av använt kärnbränsle	
11.2.2	Långvarig lagring av använt bränsle i vattenbassänger	
11.2.3	Inkapsling av använt bränsle i kopparkapslar	
11.3	Säkerhet vid slutförvaring av använt kärnbränsle	
11.3.1	Säkerhetsmässiga bedömningsgrunder avseende slutförvaring	
11.3.2	Barriärer	
11.3.3	Troligt händelseförlopp	
11.3.4	Konsekvenser av långsam spridning av radioaktiva ämnen	
11.3.5	Konsekvenser av långsam spridning från slutförvaret för konstruktionsdetaljer	

- 11.3.6 Hälsoeffekter
- 11.3.7 Jämförelser med gränsvärden och med naturlig radioaktivitet
- 11.3.8 Inverkan av berggrunds rörelser
- 11.3.9 Risken för kriticitet i slutförvaret
- 11.3.10 Meteoritnedslag
- 11.3.11 Krigshandlingar och sabotage
- 11.3.12 Framtida mänskliga ingrepp
- 11.3.13 Ny istid
- 11.4 Sammanfattande säkerhetsbedömning av slutförvaring av använt, icke upparbetat kärnbränsle
- 11.5 Tidsperspektivet

Bilaga AV KBS-PROJEKTET ENGAGERADE ELLER KONSULTERADE FÖRETAG, INSTITUTIONER OCH EXPERTER

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING, TEKNISK DEL

- 1 INLEDNING
- 2 ANLÄGGNINGAR
  - 2.1 Allmänt
  - 2.2 Centralt bränslelager
  - 2.3 Inkapslingsstation
  - 2.4 Slutförvar
  - 2.5 Skyddsfrågor
  - 2.6 Ritningar
- 3 GEOLOGI
  - 3.1 Bakgrund
  - 3.2 Berggrundsförhållanden
  - 3.3 Undersökningsområden
  - 3.4 Grundvattenförhållanden
  - 3.5 Kemisk miljö
  - 3.6 Utvärdering och sammanfattning
- 4 BUFFERTMATERIAL
  - 4.1 Allmänt
  - 4.2 Egenskaper
  - 4.3 Funktion
  - 4.4 Kvalitetskontroll
- 5 KAPSELMATERIAL
  - 5.1 Allmänt
  - 5.2 Materialval och kapselkonstruktion
  - 5.3 Kapselns korrosionsmiljö
  - 5.4 Korrosionens omfattning
  - 5.5 Korrosionsangreppets karaktär
  - 5.6 Kapselns livslängd
- 6 UTLAKNING OCH MATERIALTRANSPORT
  - 6.1 Allmänt
  - 6.2 Lakning av bränsle

- 6.3 Några tänkbara händelseförlopp vid vattenin-  
trängning
- 6.4 Begränsningar för utlakning av vissa nuklider i  
grundvatten
- 6.5 Materialtransport i buffertmaterialet
- 6.6 Upplösning av uranoxidmatrisen efter kapselgenombrott
- 6.7 Transport av nuklider genom buffertbarriären
- 6.8 Jonbyte natrium-kalicum i bentonit
- 6.9 Variationsanalys
- 6.10 Slutlig förvaring av bränslets metalleder

## 7 SPRIDNINGSMEKANISMER FÖR RADIOAKTIVA ÄMNEN

- 7.1 Allmänt
- 7.2 Grundvattenströmning
- 7.3 Nuklidtransport i berget
- 7.4 Nuklidtransport i biosfären och stråldoser

## 8 SÄKERHETSANALYS

- 8.1 Allmänt
- 8.2 Källstyrkor och ingångsdata
- 8.3 Hantering och inkapsling av använt bränsle
- 8.4 Säkerhetsmässiga principer för slutlagring
- 8.5 Spridningsberäkningar
- 8.6 Konsekvensanalys
- 8.7 Inverkan av extrema händelser
- 8.8 Sammanfattande säkerhetsbedömning

## REFERENSER

- Bilaga 1 ALUMINIUMOXIDKAPSEL FÖR SLUTFÖRVARING AV  
ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE, LÄGESRAPPORT MAJ 1978
- Bilaga 2 FÖRTECKNING ÖVER KBS TEKNISKA RAPPORTER

# 1 SAMMANFATTNING

## Bakgrund

Den s k villkorlagen föreskriver att nya kärnkraftaggregat inte får tas i drift om inte reaktorinnehavaren kan visa att slutförvaringen av det högaktiva avfallet kan ske på ett helt säkert sätt. För att bearbeta hithörande frågor bildade de svenska kärnkraftföretagen Projekt Kärnbränslesäkerhet, KBS, som i december 1977 framlade sin första rapport "Kärnbränslecykelns slutsteg, förglasat avfall från upparbetning". Med stöd av denna rapport samt ett avtal om upparbetning av kärnbränsle har kraftindustrin med hänvisning till villkorlagen gjort framställning om tillstånd att tillföra två nu färdigställda reaktorer kärnbränsle.

Villkorlagen anger också att tillstånd att tillföra en reaktor kärnbränsle kan lämnas om reaktorinnehavaren kan visa hur och var en helt säker slutlig förvaring av använt, ej upparbetat kärnbränsle kan ske. Föreliggande andra rapport från KBS redovisar hur detta alternativ kan genomföras.

## Villkorlagens krav på redovisning

Enligt villkorlagen skall redovisningen ange i vilken form avfallet avses bli förvarat, hur slutförvaringen avses bli utformad, hur transportererna avses ske och i övrigt vad som behövs för att bedöma om den föreslagna slutliga förvaringen kan anses helt säker och möjlig att utföra. Redovisningen får ej vara begränsad till översiktliga planer och skisser.

Redovisningen är därför relativt detaljerad även för de delar som är mindre väsentliga för bedömningen av avfallsförvaringens säkerhet. För sådana led av hanteringskedjan som är gemensamma för villkorlagens båda alternativ hänvisas i en del fall till föregående rapport.

Villkorlagens båda alternativ kan bli aktuella att genomföra i framtiden. Hanteringsutrustning och anläggningar för de båda förvaringssätten är så utformade att en samordning i önskade proportioner är praktiskt genomförbar.



### Redovisningens utformning och framtagning

Rapporten är uppdelad i en Allmän del (I) och en Teknisk del (II). I den allmänna delen redovisas förutsättningar och data, en beskrivning av de olika stegen i hanteringsgången och dessutom en sammanfattning av spridningsförlopp och säkerhetsanalys.

Den tekniska delen innehåller som i föregående rapport detaljerade avsnitt om geologi och om i hanteringskedjan ingående anläggningar. Frågor rörande buffertmaterial, kapselmaterial, utlakning och spridning behandlas i separata kapitel och mer djupgående än i föregående rapport. Den tekniska delen avslutas med en analys av säkerheten i de olika hanterings- och förvaringsstegen.

Rapporten är baserad på kunskapsmaterial, som är tillgängligt i litteratur och vid olika institutioner. Det rör sig om institutioner inom och utom landet, vilka är verksamma inom områden av betydelse för hantering och förvaring av använt bränsle. KBS har dessutom låtit genomföra ett stort antal egna tekniskt-vetenskapliga utredningar och undersökningar, som redovisas i KBS tekniska rapporter. 56 sådana rapporter förelåg vid tidpunkten för publiceringen av den första KBS-rapporten och antalet är nu 120 st (se del II, bilaga 2). Dessa tekniska rapporter finns tillgängliga men ingår ej i föreliggande redovisning.

KBS-projektets organisation har redovisats i den första rapporten och har sedan dess i huvudsak varit oförändrad.

Av KBS-projektet anlidade företag, institutioner och experter är förtecknade i del I, bilaga 1. Dessa har varit engagerade inom egna fackområden och har redovisat sina bidrag främst i KBS tekniska rapporter. De har också i några fall medverkat inom eget fackområde i utformningen av avsnitt i föreliggande rapport. För innehållet i denna och föregående rapport ansvarar dock projektledningen.

### Hanteringsgången för använt kärnbränsle

Hanteringen av använt bränsle liknar i en del avseenden den som redovisats i KBS rapport om förglasat avfall från upparbetning. De led i hanteringskedjan som avser bränslets upparbetning och det förglasade avfallets mellanlagring har dock bortfallit. I övrigt skiljer sig hanteringen främst med avseende på inkapslingsförfarandet och utformningen av det buffertmaterial som kapslarna omges med i slutförvaret. Anledningen till detta är att mängden tunga ämnen med mycket långlivad radioaktivitet är betydligt större i använt bränsle än i förglasat avfall. Kraven på långsiktig isolering av det använda bränslet är därför större.

Sedan det använda bränslet under en tid förvarats i kärnkraftstationens förvaringsbassänger transporteras det till ett centralt lager för använt kärnbränsle. Här lagras bränslet i 40 år. Under denna tid minskar bränslets värmeavgivning i sådan utsträckning att temperaturerna i berget kan hållas på en nivå varifrån erfarenhet föreligger (oljelagring i bergrum).

Tiden för övervakad lagring - 40 år - före slutförvaring är densamma som motsvarande tid för upparbetningsalternativet. Ur teknisk och säkerhetsmässig synpunkt kan lagringstiden förkortas

eller förlängas. Det slutliga valet av lagringstiden är en senare fråga, som berör optimeringen av hanteringskedjan.

Efter lagringsperioden transporteras bränslet till en inkapslingsstation. Där demonteras bränslet och bränslestavarna skiljs från bränsleelementens metalledar.

Bränslestavarna inkapslas i behållare av ren koppar med en vägg-tjocklek av 20 cm. Mellanrummet mellan stavarna fylls med bly. De fyllda kopparkapslarna, som väger ca 20 ton, överförs därefter till ett slutförvar bestående av ett system av tunnlar ca 500 meter nere i berggrunden. Kapslarna deponeras i vertikala borrhål och omges med ett s k buffertmaterial, som utgörs av högkompakterad bentonit. Bentonit är ett i naturen förekommande lermaterial, som sväller vid vattenupptagning. När förvaret är fyllt med kapslar förseglas det genom att tunnlar och schakt fylls med en blandning av kvartssand och bentonit. Figur 1-1 visar ett snitt genom det vertikala deponeringshålet med kapsel och buffertmaterial efter försegling.

Bränsleelementens metalledar, som också är radioaktiva, gjuts in i betongkuber. Kuberna deponeras i tunnlar i ett separat slutförvar i berg på ca 300 meters djup. Förvaringstunnlarna fylls med betong.

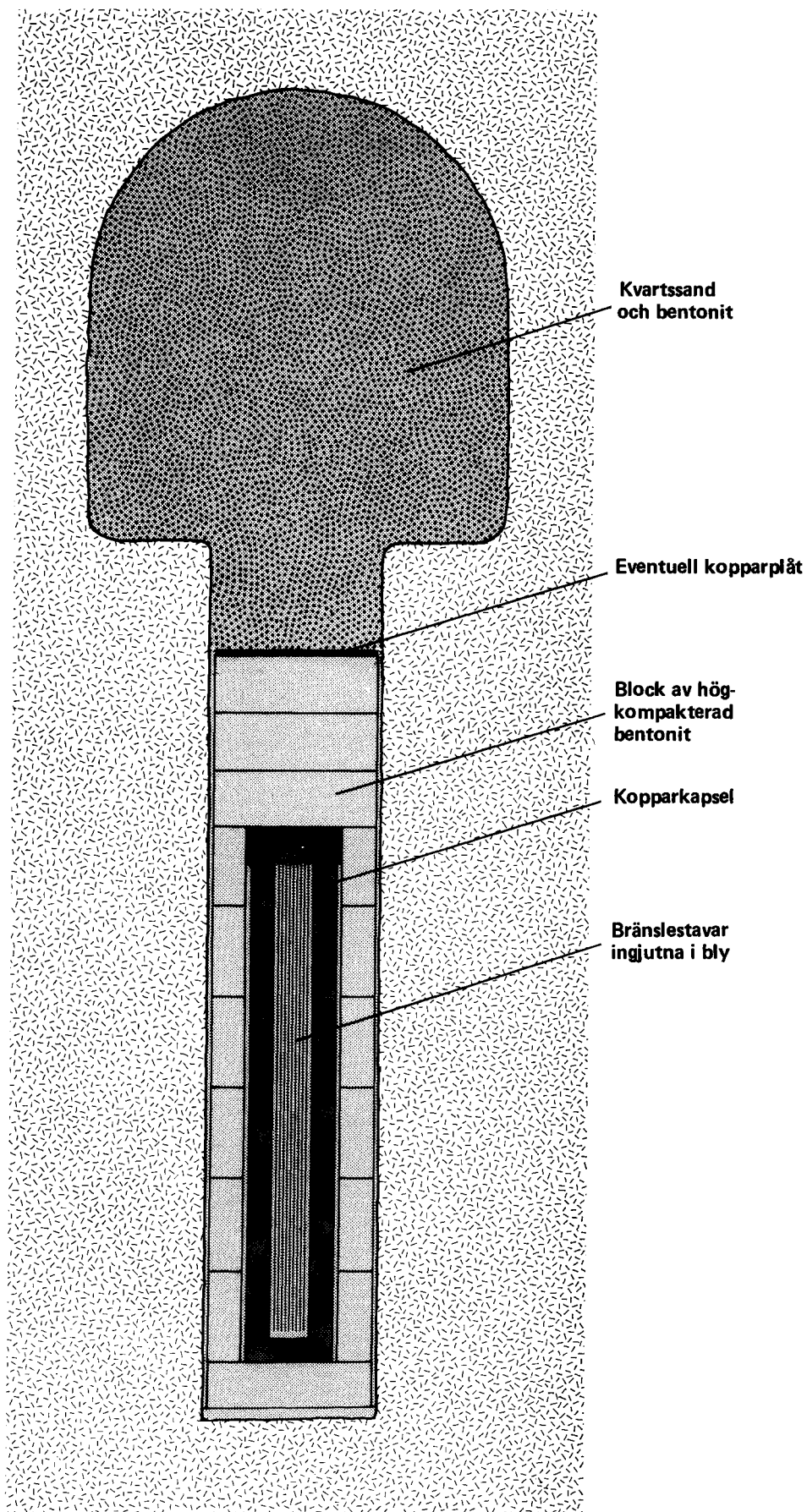
Enligt KBS förslag skall slutförvaringen inte påbörjas förrän ett stycke in på nästa sekel. Under den tid som står till förfogande kommer pågående utvecklingsarbete säkerligen att leda till alternativa metoder för slutförvaringen. Inom KBS-projektet har alternativa utföranden av bl a inkapslingen studerats. Ett sådant alternativ redovisas i föreliggande rapport (del II, bilaga 1) i form av en kapsel av aluminiumoxid, som synes ha utomordentligt god långtidsbeständighet. Denna typ av behållare kan utgöra ett framtida alternativ till kopparkapseln.

### Geologiska förutsättningar

Omfattande utredningar och undersökningar, som genomförts för att bestämma svensk berggrunds förutsättningar för ett slutförvar, redovisades i föregående KBS-rapport. Dessa arbeten har fortsatt i de tre områden som bedömts som mest intressanta. Det har därvid styrkts att de valda områdena utgör exempel på platser där ett slutförvar skulle kunna bli förlagt. Resultaten av de fortsatta arbetena har bekräftat den prioritering som gavs i föregående rapport, nämligen Karlshamn, Finnsjön och Kråkemåla i nämnd ordning. Fortsatta undersökningar kan förväntas visa att ytterligare ett flertal områden i landet har de förutsättningar som krävs för ett slutförvar.

Några skäl har inte framkommit för att ifrågasätta den tidigare bedömningen att ett slutförvar kan placeras på ca 500 meters djup i svenskt urberg.

Radioaktiva ämnen från slutförvaret kan i praktiken endast spridas med grundvattnet. Det är därför av vital betydelse för bedömning av slutförvarets säkerhet att berget har stor täthet och att drivkrafterna för att åstadkomma grundvattenrörelser är små. De fortsatta hydrogeologiska undersökningarna har visat att grundvattenflödena i undersökningsområdena är mycket ringa och grund-



*Figur 1-1. Det förseglade slutförvaret. I deponeringshålet omges kapseln av block av högkompakterad bentonit. Spalterna fylls med bentonitpulver. Tunneln fylls med en blandning av kvartssand och bentonit. Ovanpå bentonitblocken placeras eventuellt en kopparplåt som diffusionsspärr.*

vattnets nuvarande strömningsmönster inte kommer att förändras under mycket lång tid i de geologiskt stabila områden som undersökts.

Teoretiska undersökningar har visat att grundvattnets strömningstid från slutförvaret till markytan är mycket lång i gott berg. Genom flera åldersbestämningar har grundvattnets strömningstid från ett lämpligt placerat förvar på 500 meters djup till markytan bedömts vara omkring 3 000 år eller mer.

Mätningar av syrehalt och redoxpotential i svenska grundvatten från större djup liksom mineralogiska och geokemiska observationer visar att reducerande förhållanden är allmänt förhärskande i svensk berggrund. Detta är väsentligt för grundvattnets begränsade förmåga att lösa upp och sprida de radioaktiva ämnena.

### Inkapsling och utlakning

Den kapsel som omger det använda bränslet utgör en långtidsbeständig barriär mot spridning av radioaktiva ämnen i bränslet. Kapseln utgör också en strålskärm, som minskar radiolysen av grundvattnet till en från korrosionssynpunkt obetydlig nivå.

Kopparkapseln är mycket motståndskraftig mot korrosion. Korrosionsangrepp kan orsakas av syre, vissa svavelföreningar och mikrobiologiska förlopp. Bl a grundvattnet och buffertmaterialet kan innehålla ämnen som medverkar till korrosion. Beräkningar grundade på tillgängliga mängder oxiderande material ger som resultat att kopparkapseln livslängd skulle överstiga en miljon år. En av Korrosionsinstitutet tillkallad expertgrupp har gjort bedömningen att det är "realistiskt att förvänta en livslängd av hundratusentals år hos en kopparkapsel med en vägg tjocklek av 200 mm". En av nio ledamöter har dock avgivit särskilt yttrande.

Kopparkapseln kan också utsättas för mekaniska påfrestningar under sin livstid som följd av yttre övertryck och andra påkänningar. Bl a för att förhindra skador på kapseln är utrymmet mellan bränslestavarna och kapseln helt fyllt med bly. Några mekaniska påkänningar som skulle kunna begränsa kapseln livslängd till under en miljon år kan inte förutses.

Vid slutförvaringen omges kopparkapslarna av högkompakterad bentonit. Denna kommer så småningom att ta upp vatten, varvid den sväller och sluter till alla sprickor och små håligheter som kan uppstå vid deponeringen. Svällningen gör att bentoniten blir mycket tät och praktiskt taget ogenomtränglig för strömmande vatten. Transport av korrosiva ämnen, korrosionsprodukter och radioaktiva ämnen genom bentonitlagret kan därför endast ske genom diffusion. Den högkompakterade bentoniten utgör på så sätt en andra inkapsling av avfallet.

För att grundvatten skall komma i kontakt med de radioaktiva ämnen i bränslet måste kopparkapseln, det bly som omger bränslestavarna samt bränslets zirkaloykapsling genombrytas. Först efter mycket lång tid kan man räkna med kapselskador i sådan utsträckning att vatten kommer i kontakt med någon större andel av bränslet. Olika ämnen i bränslet kan därvid komma att utlakas och så småningom föras vidare med grundvattnet. På grund av den stabila och kemiskt reducerande miljö som är förhärskande i berggrunden

och på grund av det begränsade vattenflödet blir utlakningsförloppen ytterligt långsamma. Även under mindre gynnsamma förhållanden kommer det att ta många hundratusen år att föra bort uraninnehållet i en kapsel.

Genom grundvattnets inverkan kommer även betongen kring de radioaktiva metalldelarna så småningom att brytas ner. Då kommer metalldelarna i kontakt med grundvattnet, och spridning av bl a radioaktivt nickel kan äga rum. Den mängd radioaktiva ämnen som då kommer att spridas ger emellertid även med ogynnsamma antaganden obetydliga stråldoser.

### Fördröjning och spridning

Flertalet radioaktiva ämnen som löses ut från bränslet kommer som följd av skilda reaktioner att vandra långsammare än grundvattnet. Fördröjningsfaktorer för olika nuklider har bestämts genom experimentella undersökningar.

Det arbete som utförts efter publiceringen av föregående KBS-rapport i fråga om geokemiska förhållanden i berggrunden har väsentligt påverkat bedömningen av den geologiska barriären. Utredningar och mätningar har verifierat att reducerande kemiska förhållanden råder på de aktuella djupen i den typ av berg där förvaringen föreslås ske. Svenska iakttagelser och i litteraturen redovisade studier bl a från ryska och tjeckiska uranförekomster visar att uran och uranföreningar är ytterst svårlösliga i den aktuella kemiska miljön. Detta är helt i överensstämmelse med och bekräftar de resultat som erhållits vid laboratorieförsök. Förutom den ringa lösligheten ger den reducerande miljön väsentligt större fördröjningsfaktorer, än de som användes i föregående redovisning.

De radioaktiva ämnenas spridning i biosfären genom olika näringskedjor måste klarläggas för att man skall kunna beräkna dosbelastningen till människan. 13 olika exponeringsvägar har studerats på motsvarande sätt som i den första KBS-rapporten. För att kunna anknyta beräkningarna till ett konkret fall har man förutsett att förvaret är placerat vid Finnsjön.

### Hanteringskedjans säkerhet

Den genomförda säkerhetsanalysen har visat att risken för spridning av radioaktiva ämnen från normal drift eller vid missöden i de olika stegen i hanteringskedjan är obetydlig. Analyser av transport och lagring av använt kärnbränsle har i huvudsak behandlats i föregående KBS-rapport. För övriga delar, av vilka särskilt inkapslingsförfarandet är speciellt för använt bränsle, lämnas redovisning i föreliggande rapport. I anslutning till att berörda svenska myndigheter skall granska och ge tillstånd till uppförande och drift av de i hanteringskedjan ingående anläggningarna förutses att detaljerade krav på kontroll, dokumentation och övervakning kommer att ställas på liknande sätt som för närvarande sker i fråga om kärnkraftverk.

### Slutförvarets säkerhet

För att i slutförvaret under mycket långa tider kunna isolera de radioaktiva ämnen som ingår i använt kärnbränsle omger man bränslet med ett antal barriärer. Varje barriär ger skydd mot spridning, men de olika barriärerna har också olika egenskaper och funktioner som både förstärker och kompletterar varandra.

Dessa barriärer, som är berörda i det föregående, utgöres av

- urandioxiden som i sig själv är ett svårslösligt ämne,
- kapseln av ett långtidsbeständigt material,
- inpackning av kapslarna i ett tätt buffertmaterial,
- slutförvaring i stabilt urberg med låg grundvattenföring och
- kemiska barriärer mot spridning av de radioaktiva ämnena.

På motsvarande sätt som för förglasat avfall visar beräkningarna att den grupp människor som kan komma att utsättas för den största strålningspåverkan utgöres av personer som i en avlägsen framtid hämtar sitt dricksvatten ur en bergbrunn, borrad i förvarets närhet.

Säkerhetsanalysen visar att med försiktigt valda förutsättningar (det s k huvudfallet i beräkningarna) kommer dessa personer att utsättas för en högsta tillkommande bestrålning, individdos, på ca 10 millirem per år, vilket inträffar först efter ca 70 miljoner år. Denna dos ligger i nivå med den i Sverige nu gällande konstruktionsmålsättningen för nya kärnkraftverk och med stor marginal under internationella strålskyddskommisionens (ICRP) rekommenderade gränsvärde för exponering under en följd av år, 100 millirem per år. För att belysa ett ytterlighetsfall har individdosen även beräknats för extremt korta vattentransporttider från slutförvaret till markytan och samtidigt för lägre fördröjningsfaktorer för spridningen av radioaktiva ämnen i geosfären. Individdosen skulle då uppgå till ca 70 millirem per år och uppträda efter ca 1 miljon år. Även detta värde är lägre än de 100 millirem per år som ICRP rekommenderar men något högre än de 50 millirem per år som gäller i Sverige som högsta tillåtna stråldos till närboende vid drift av kärnkraftverk.

Ett dominerande bidrag till stråldosen ges av radium-226 vilken även förekommer i naturen. De förhöjda halter av detta ämne som redovisas från slutförvaringen ligger inom det intervall som uppmätts för naturliga dricksvatten i Sverige.

Det troliga händelseförloppet på basis av genomförda analyser är att kopparkapseln förblir intakt under åtminstone en miljon år och att utlakningen av uranbränslet tar miljontals år. Dosbelastningen blir härvid mindre än för det ovan diskuterade huvudfallet och maximum inträffar senare.

Under en period på en miljon år avklingar de flesta av de radioaktiva ämnena i det använda bränslet. Under tidsperioden därefter domineras bränslets giftighet av sönderfallsprodukter från uran, främst radium-226. I detta fall blir konsekvenserna av slutförvaringen av det använda bränslet inte större än konsekvenserna av förvaring av motsvarande mängd urandioxid som aldrig bestrålats i någon reaktor. Ett undantag är spridningen av jod-129, som dock inte ger nämnvärda dostillskott.

Här redovisade stråldoser från ett slutförvar är sammanställda i fig 1-2, som även visar dels de gränsvärden som gäller för kärnkraftverk i Sverige, dels de naturliga strålnivåer som förekommer i landet.

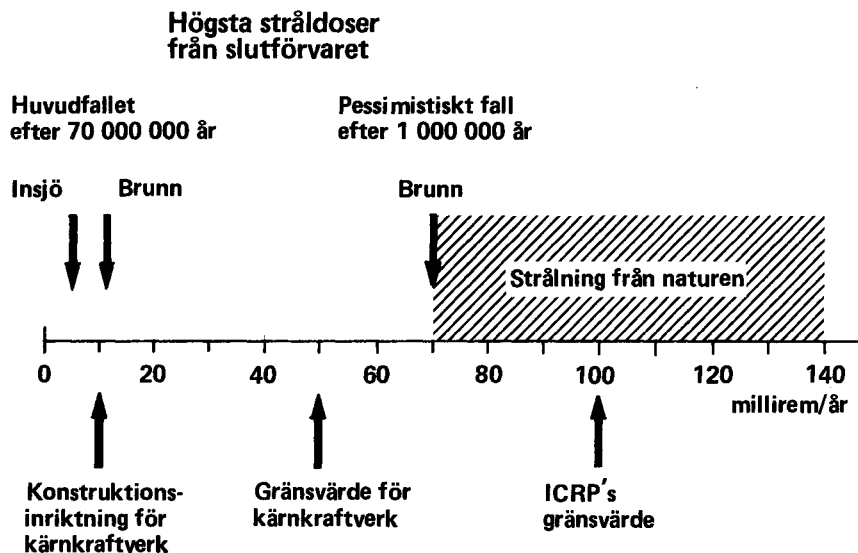
### Tidsperspektiv

De tidrymder som aktualiseras i säkerhetsanalysen är av en sådan storleksordning att de knappast kan förankras i vår normala föreställningsvärld. En något bättre överblick av förhållandena kan möjligen erhållas om man betraktar det förväntade framtida händelseförloppet uppdelat på olika skeden.

Det förutsättes här att jorden under de olika skedena fortfarande är hemvist för någon form av mänskligt liv. I annat fall skulle diskussionen om slutförvarets påverkan på de ekologiska systemen sakna intresse.

### Några tusen år framåt

Under detta skede kommer kopparkapslarna att vara helt intakta, med eventuellt undantag endast för enstaka kapslar, som redan från början kan vara behäftade med fel. Den aktivitetsmängd, som kan läcka ut från dessa och nå biosfären, ger helt försumbara doser.



Figur 1-2. De högsta stråldoser från slutförvaring av använt bränsle som någon individ beräknas kunna få jämfört med några gränsvärden. ICRP är den internationella strålskyddskommissionen. Strålningen från naturen varierar mellan olika platser och ligger i Sverige inom det streckade området.

Under några tusental år framåt kan slutförvaret därför betraktas som "helt säkert", oavsett hur man värderar detta begrepp.

#### Från några tusental år till några hundratusental år framåt

Genomförda beräkningar visar att förutsättningar saknas för att någon spridning av radioaktivitet till biosfären skall äga rum under detta tidsskede, även om man gör pessimistiska antaganden rörande de olika barriärernas bestånd och funktion. Under detta skede kan det inte uteslutas, att kapslarna börjar genombrytas och grundvattnet kommer i kontakt med det använda bränslet. Den täthet och de kemiska förhållanden, som karakteriserar buffertmassan i berget, begränsar emellertid aktivitetsspridningen. Från geologisk och geokemisk synpunkt är detta tidsskede inte svåröverskådligt och stora klimatiska förändringar kan inte heller påverka ett slutförvar på 500 m djup i svensk berggrund.

Även under detta skede kan därför hävdas, att slutförvaret uppfyller kravet på att vara "helt säkert".

#### Från några hundratusental år och framåt

Säkerhetsanalysen visar att vid pessimistiskt valda förutsättningar kan en viss aktivitetsspridning ske till biosfären efter ca 1 milj år. Det dostillskott, som skulle bli en följd härav har beräknats bli av samma storleksordning som eller lägre än de gränsvärden som idag tillämpas och lägre än de doser som härrör från strålningen i naturen. I det här aktuella tidsperspektivet, miljontals år, synes det emellertid inte meningsfullt eller rimligt att närmare diskutera effekterna av slutförvaret i relation till dagens normer. Några ansatser härtill har inte heller - inte ens för tidsperspektiv, som motsvarar det först behandlade skedet - gjorts inom andra verksamhetsområden som kan ha långsiktiga miljöpåverkande effekter.

Med hänsyn till den geologiska stabilitet under mycket långa tidsrymder som berggrunden uppvisar i de delar av landet, som kan bli aktuella för ett slutförvar, kan dock göras gällande, att eventuella konsekvenser av ett slutförvar blir mycket begränsade. Strålningens påverkan på de ekologiska systemen och deras utveckling torde komma att domineras av den naturliga strålningen och vid sidan härav blir effekterna från slutförvaret lokalt små och globalt försumbara.



## 2 INLEDNING

### 2.1 VILLKOR OCH REDOVISNINGSKRAV

I april 1977 antog Sveriges Riksdag "lag om särskilt tillstånd att tillföra kärnreaktor kärnbränsle, m m" (SFS 1977:140 - den s k villkorslagen).

För nya reaktorer stadgas

"Tillstånd får meddelas endast om reaktorns innehavare

1. har företett avtal, som på ett betryggande sätt tillgodoser behovet av upparbetning av använt kärnbränsle, och dessutom har visat, hur och var en helt säker slutlig förvaring av det vid upparbetningen erhållna högaktiva avfallet kan ske, eller
2. har visat, hur och var en helt säker slutlig förvaring av använt, ej upparbetat kärnbränsle kan ske."

För att uppfylla de krav i villkorslagen som hänför sig till hantering och slutförvaring av använt kärnbränsle eller högaktivt avfall, bildades Projekt Kärnbränslesäkerhet, KBS, av de fyra kärnkraftbyggande kraftföretagen, Statens Vattenfallsverk, Oskarshamnsverkets Kraftgrupp AB (OKG), Sydkraft AB och Forsmark Kraftgrupp AB (FKA).

KBS organiserades som ett fristående projekt inom Svensk Kärnbränsleförsörjning AB (SKBF). Arbetet genomförs i samråd och samverkan med organisationer, företag och institutioner som är verksamma inom området för radioaktivt avfall eller verkar inom tekniska områden som är av betydelse för KBS-projektet.

I december 1977 presenterade KBS en första rapport, "Kärnbränslecykelns slutsteg, Förglasat avfall från upparbetning", utgörande en redovisning för hur och var en helt säker slutlig förvaring av det vid upparbetningen erhållna högaktiva avfallet kan ske.

Föreliggande, andra rapport, "Kärnbränslecykelns slutsteg, Slutförvaring av använt bränsle", utgör en redovisning för hur och var en helt säker slutlig förvaring av använt, ej upparbetat kärnbränsle kan ske.

I propositionen till villkorslagen (Prop. 1976/77:53) har redo-

visningskraven specificerats närmare. De angivna kraven rörande icke upparbetat använt kärnbränsle sammanfattas nedan.

- 1 Det åligger reaktorinnehavaren att visa på konkreta lösningar av kärnkraftens avfallsproblem.
- 2 För tillstånd att ta kärnreaktorer i drift ställs villkoret att hanteringen av använt kärnbränsle och det i detta ingående högaktiva avfallet skall utföras på så sätt att skador inte uppkommer på det ekologiska systemet. Reaktorägaren måste visa, dels hur det använda kärnbränslet avses bli hanterat, dels att hanteringen medför trygghet mot skadlig inverkan.
- 3 Utgångspunkten måste vara att det använda kärnbränslet skall hållas åtskilt från allt liv.
- 4 Ingående och omfattande uppgifter måste ges för bedömning av säkerheten. Det räcker således inte med att översiktliga planer och skisser presenteras. Det bör härutöver konkret anges:
  - I vilken form det använda kärnbränslet avses bli förvarat.
  - Hur förvaringsplatsen avses bli ordnad.
  - Hur transporterna av det använda kärnbränslet avses ske.
  - I övrigt vad som behövs för att bedöma om den föreslagna slutliga förvaringen kan anses helt säker och möjlig att utföra. Häri ligger i första hand att förvaringen kan uppfylla de krav som ställs ur strålskyddssynpunkt och som syftar till skydd mot strålskador.
- 5 Förvaringsplatsen skall kunna anordnas så att det använda kärnbränslet isoleras för så lång tid som behövs för att aktiviteten skall ha minskat till ofarlig nivå.
 

Vid bedömningen måste även beaktas risken för att det använda kärnbränslet sprids till biosfären genom naturliga processer, olyckshändelser eller krigshandlingar.
- 6 Det fordras inte att en förvaringsplats är färdigställd när tillståndfrågan prövas.

## 2.2

### RAPPORTENS UPPLÄGGNING

Redovisningen har uppdelats i två delar

- I Allmän del
- II Teknisk del

där den allmänna delen kan läsas fristående. Den tekniska delen utgör en mer utförlig, teknisk beskrivning av de anläggningar som erfordras, de barriärer som hindrar eller fördröjer spridningen av radioaktiva ämnen från slutförvaret till biosfären och den säkerhetsanalys som genomförts av redovisad hantering och förvaring.

Kapitel 3 i del I (I:3) definierar begreppet använt bränsle och ger data om mängder och lagringsbehov, varefter kapitel I:4 sammanfattar den föreslagna kedjan av hantering, behandling och slutlig förvaring för det använda kärnbränslet.

Kapitel I:5 ger en översiktlig beskrivning av erforderliga anläggningar. En mer detaljerad beskrivning inklusive ritningar återfinns i kapitel II:2.

Det geologiska underlaget samt en redovisning av möjligheterna att förlägga det föreslagna slutförvaret i svensk berggrund ges i kapitel I:6 och II:3.

Kapitlen 7-10 i del I beskriver de olika barriärernas funktion och egenskaper och motsvaras i del II av kapitlen 4-7.

Det avslutande kapitlet I:11 sammanfattar den säkerhetsanalys och säkerhetsbedömning som mer utförligt redovisas i kapitel II:8.

Till den Allmänna delen har också fogats en bilaga över av KBS-projektet engagerade eller konsulterade företag, institutioner och experter.

I den tekniska delen, bilaga II:B1, beskrivs utvecklingsläget för en alternativ inkapslingsmetod - en av ASEA föreslagen aluminiumoxidkapsel. En andra bilaga, II:B2, ger en förteckning av samtliga tekniska rapporter KBS låtit utarbeta. Såsom framgår av referensförteckningen i del II utgör dessa huvuddelen av underlaget för denna redovisning.

### 3 FÖRUTSÄTTNINGAR OCH DATA

#### 3.1 DATA FÖR ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE

##### 3.1.1 Sammanställning

Det uranbränsle som tillförs en reaktor består av urandioxid som, jämfört med naturligt förekommande uran, har en förhöjd halt av den klyvbara isotopen uran-235. Bränsle till lättvattenreaktorer innehåller ca 3% uran-235. Naturligt uran innehåller 0,7%.

Sammanställningen av bränslet ändras under reaktorns drift. Det bränsle som tas ut ur reaktorn efter att ha nått avsedd utbränning har en genomsnittlig sammansättning av:

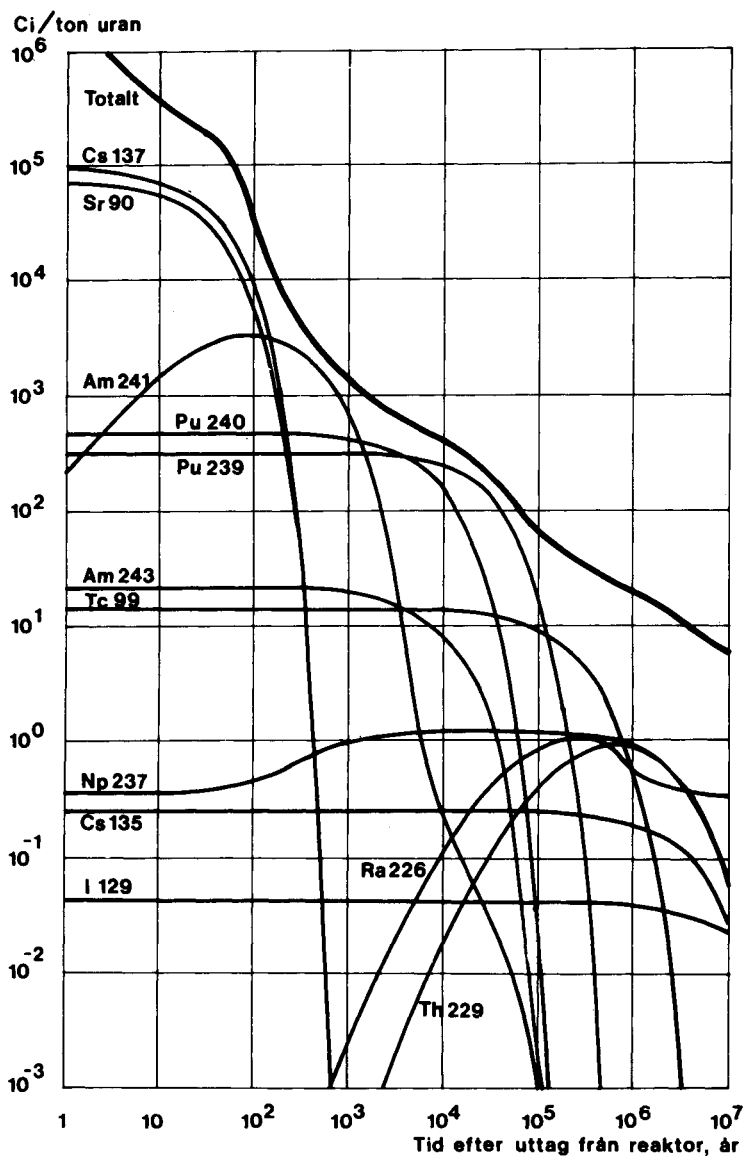
	Kokareaktor (BWR)	Tryckvattenreaktor (PWR)
Uran-235	0,7%	0,9%
Uran-236	0,4%	0,4%
Uran-238	95,2%	94,1%
Klyvbart plutonium	0,5%	0,8%
Övrigt plutonium	0,2%	0,3%
Övriga transuraner	0,05%	0,08%
Klyvningsprodukter	2,9%	3,4%

De nybildade ämnena är i allmänhet instabila och sönderfaller till stabila atomer samtidigt som de utsänder joniserande strålning. Strålningen från det använda bränslet kommer huvudsakligen från klyvningsprodukterna och avtar i takt med de ingående ämnens sönderfallshastighet.

Radioaktiva nuklider sönderfaller med olika halveringstider och aktiviteten i bränslet sjunker med tiden, avklingar. Figur 3-1 visar hur aktiviteten i PWR-bränsle motsvarande ett ton uran avklingar efter uttaget ur reaktorn. Figuren visar också vilka nuklider som dominerar aktiviteten vid olika tidpunkter efter uttag ur reaktorn.

##### 3.1.2 Effektutveckling i använt bränsle

Omedelbart efter reaktorns avstängning sjunker effektutvecklingen kraftigt i bränsleelementen, men en viss resteffekt kvarstår till följd av sönderfallet av de bildade radioaktiva ämnena. En minut efter avstängningen har effekten sjunkit till 5% av drifteffekten



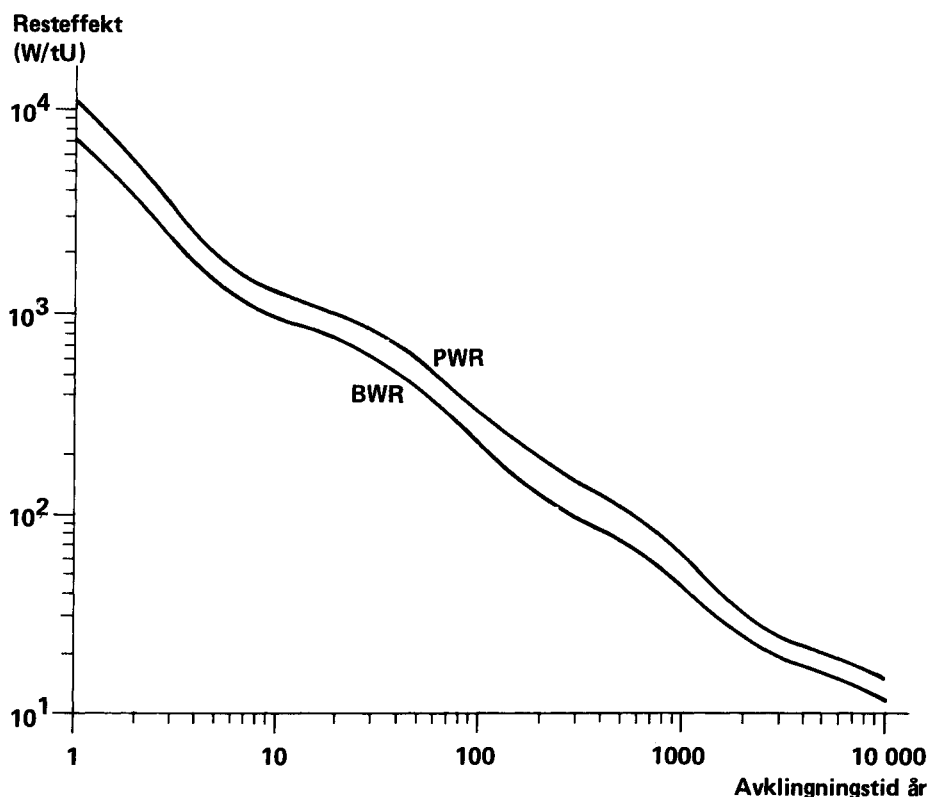
Figur 3-1. Diagrammet visar hur de radioaktiva ämnenas aktivitet i använt PWR-bränsle avtar med tiden.

och fortsätter sedan att minska hastigt. Efter en månad är den omkring 0,1%. Radioaktiviteten sjunker i ungefär samma takt. Figur 3-2 visar hur resteffekten avtar under tidsperioden mellan 1 och 10 000 år efter bränslets uttag ur reaktorn. En utförligare redovisning av de radioaktiva ämnena och effektutvecklingen i använt bränsle ges i II:8.2

### 3.2 OLIKA TYPER AV AVFALL FRÅN ANVÄNT BRÄNSLE

Villkorslagen kräver som ett alternativ en redovisning av den slutliga förvaringen av "använt, ej upparbetat kärnbränsle".

Bränslet till en kärnreaktor utgörs av cylindriska kutsar av urandioxid som är inneslutna i rör av en zirkoniumlegering. Rören med kutsarna kallas bränslestavar. Bränslestavarna är med hjälp av konstruktionselement sammanhållna i knippen med kvadratisk tvärsnittsform s k bränsleelement (se figur 5-1). Bränslelemen-



Figur 3-2. Diagrammet visar hur värmeutvecklingen per ton uran (resteffekten) i använt PWR- och BWR-bränsle avtar med tiden.

ten hanteras som enheter vid bränslebyte. Bränsleelementen i den första härden i en PWR-reaktor kan även innehålla speciella stavar med neutronadsorberande ämnen för att minska reaktiviteten i en färsk härd.

I en kokarreaktor (BWR) omges bränsleelementen av kvadratiska höljerör, bränsleboxar, för att förhindra tvärströmning av reaktordvatten i härden. I en tryckvattenreaktor (PWR) finns speciella styrstavsledrör inmonterade i bränsleelementen. Genom dessa förs styrstavar ned i härden för att kontrollera effektutvecklingen.

Vid den inkapsling som föregår den slutliga förvaringen av använt kärnbränsle enligt den föreslagna hanteringsgången (se 1:4) avses bränsleelementen bli demonterade varefter bränslestavarna placeras i en kopparkapsel som deponeras i berggrunden.

Eventuellt bränslespill som kan erhållas vid hanteringen av bränsleelementen inkapslas i mindre kopparburkar som i sin tur placeras i en kopparkapsel av samma storlek som för använt bränsle och deponeras i berggrunden.

De metalldelar som skiljs från bränslestavarna vid demonteringen av bränsleelementen innehåller radioaktiva ämnen som bildats genom neutronabsorption, men inga klyvningsprodukter eller aktinider. Detsamma gäller bränsleboxar och speciella stavar med neutronadsorberande ämnen. Tillsammans benämnes här dessa komponenter det använda bränslets metalldelar. Dessa placeras (efter

eventuell klippning och kompaktering) i förtillverkade kubiska betonglådor, kokiller, som fylls med cementbruk och placeras i separata bergtunnlar.

Samtliga dessa tre avfallstyper, bränslestavar, bränslespill och metalldelar, räknas i denna rapport in i begreppet använt kärnbränsle, och deras hantering och slutlagring redovisas.

Därutöver ger hanteringen av använt kärnbränsle även annat avfall av samma slag som det låg- och medelaktiva avfall som erhålls vid driften av kärnkraftreaktorer. Hantering och slutlig förvaring av detta avfall behandlas inte i denna rapport. Det har en lägre aktivitetskoncentration och lägre resteffekt, vilket ställer väsentligt mindre stränga krav på de barriärer som skall isolera avfallet från omgivningen jämfört med det här behandlade använda bränslet.

### 3.3 BRÄNSLEMÄNGDER FRÅN SVENSKA REAKTORER

I tabell 3-1 redovisas den förväntade ackumulerade mängden använt bränsle som erhålls vid drift av de 13 reaktorblock, som angavs som ram för kärnkraftutbyggnaden fram till 1985 i Sverige av 1975 års riksdag. Tabellen visar även den ackumulerade mängden från de sex reaktorblock som är i drift 1977. Tidpunkterna för start av de ej drifttagna blocken har antagits vara:

-	Ringhals 3	1978
-	Forsmark 1	1978
-	Ringhals 4	1979
-	Forsmark 2	1980
-	Forsmark 3	1984
-	Oskarshamn 3	1984
-	Block 13	1986

För samtliga block antas energitillgänglighetsfaktorn vara 60% under de tre första åren och därefter 70%.

Tabell 3-1

Ackumulerade mängder uttaget använt bränsle i ton uran från drift av 6 respektive 13 reaktorer i Sverige.

Vid slutet av år	Reaktorer i drift	
	1-6	1-13
1977	28	28
1978	120	120
1979	270	280
1980	380	420
1981	470	600
1982	570	790
1983	670	980
1984	770	1200
1985	870	1400
1990	1400	2700
1995	1900	4000

Det årliga uttaget av använt kärnbränsle från de nu idrifttagna svenska reaktorblocken ges i tabell 3-2.

Tabell 3-2

Årligt uttag av använt bränsle från idrifttagna svenska reaktorer i ton uran. (R = Ringhals, O = Oskarshamn, B = Barsebäck)

Uttagsår	R1	R2	O1	O2	B1	B2
1977	-	-	13	15	-	-
1978	-	25	15	15	35	-
1979	42	29	15	17	18	32
1980	23	19	12	16	18	18
1981	21	18	12	16	17	16
1982	21	18	12	16	17	16
1983	21	18	12	16	16	16
1984	21	18	12	16	16	16
1985	etc					

Vid kraftstationerna finns en viss lagringskapacitet i befintliga bränslebassänger. Denna kapacitet kan utökas genom anskaffning av nya bränsleställ som tillåter en tätare inplacering av bränslelementen. Tabell 3-3 redovisar de tidpunkter vid vilka använt bränsle tidigast måste transporteras bort från angivna stationer vid en utbyggd lagringskapacitet i bassängerna och med bibehållen möjlighet att alltid ha utrymme för att tömma reaktorerna på bränsle.

Tabell 3-3

Tidpunkter för första nödvändiga borttransport av använt bränsle.

Reaktorblock	Första borttransport År
Oskarshamn 1	1984
Oskarshamn 2	1983
Ringhals 1	1984
Ringhals 2	1983
Ringhals 3	1989
Ringhals 4	1990
Barsebäck 1	1984
Barsebäck 2	1985
Forsmark 1	1987
Forsmark 2	1989

För att tillgodose behovet av ytterligare lagringsutrymme för använt kärnbränsle pågår inom Svensk Kärnbränsle-försörjning AB en konstruktionsstudie för ett centralt lager för använt bränsle. Lokaliseringsansökan för en sådan anläggning inlämnades till regeringen 1977-11-30. Anläggningen planeras för en lagringskapacitet motsvarande 3000 uran med möjlighet till utbyggnad.



Föreliggande förslag till hantering och slutlig förvaring av använt kärnbränsle förutsätter en 40-årig lagring av bränslet före inkapsling och deponering i slutförvaret. Med 30 års drift av 13 reaktorer erhålls ett behov av lagerutrymme motsvarande 9000 ton uran. En tredubbling av den planerade kapaciteten för det centrala bränslelagret skulle därvid erfordras, se kapitel I:5.

## 4 HANTERINGSGÅNGEN FÖR ANVÄNT BRÄNSLE

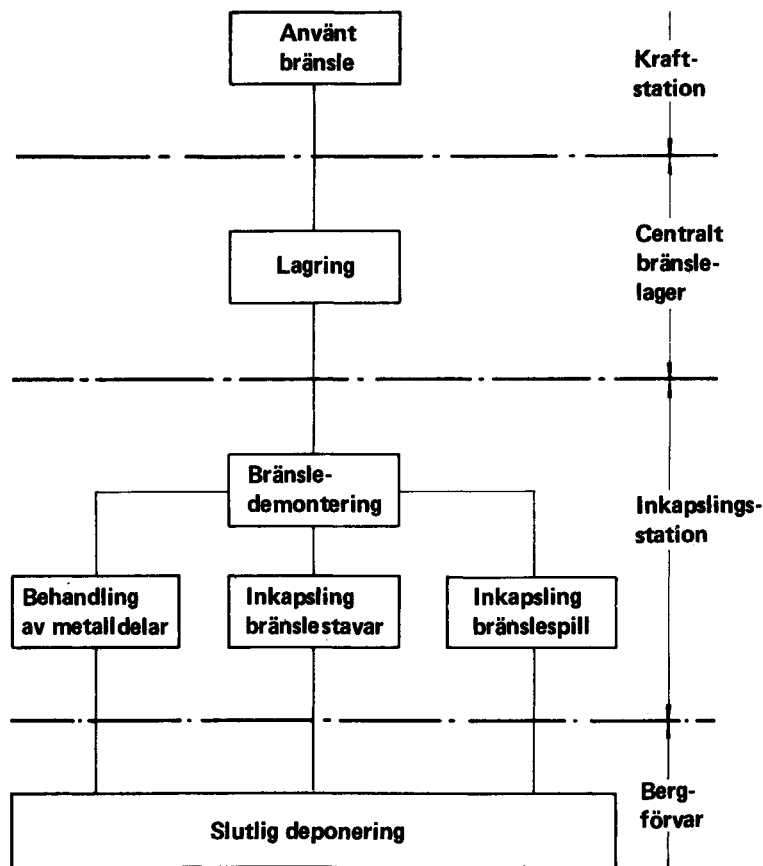
### 4.1 ALLMÄNT

Hantering av använt bränsle liknar i en del avseenden den som redovisats i KBS rapport om förglasat avfall från upparbetning. Förutom att de led i hanteringskedjan som avser bränslets upparbetning och det förglasade avfallets mellanlagring bortfallit skiljer sig emellertid hanteringen med avseende på inkapslingsförfarandet och utformningen av det buffertmaterial som kapslarna omges med i slutförvaret. Anledningen till detta är att mängden tunga ämnen med mycket långlivad radioaktivitet är avsevärt (storleksordningen hundra gånger) större i använt bränsle än i förglasat avfall. Kraven på långsiktig isolering av det använda bränslet är därför större. Slutförvaringens utformning påverkas även av att vissa av de radioaktiva ämnena i använt bränsle finns i lättflyktig eller löslig form. Slutligen omfattar slutförvaring av använt bränsle även omhändertagandet av bränsleelementens radioaktiva metalldeelar.

### 4.2 FÖRESLAGEN HANTERINGSGÅNG

Hanteringsgången för använt kärnbränsle som ej skall upparbetas framgår av blockschemat i figur 4-1. Den innebär i korthet följande steg.

- 1 Efter uttaget ur reaktorn förvaras det använda kärnbränslet i kraftstationens förvaringsbassänger under minst sex månader. Under denna tid hinner restvärmets minskning avsevärt och kortlivade klyvningsprodukter (t ex jod-131) avklingar helt. Riskerna för allvarliga missöden i samband med hanteringen av bränslet minskar därigenom avsevärt.
- 2 Bränslet transporteras sedan till ett centralt lager för använt kärnbränsle. Transportsystemet redovisas i KBS rapport om förglasat avfall från upparbetning.
- 3 Bränslet förvaras i det centrala bränslelagret under en tid av 40 år. Liksom vid kraftstationerna sker förvaringen här i vattenfyllda bassänger. Om allt bränsle från 30 års drift av 13 reaktorer skall lagras på detta sätt erfordras en utbyggnad av det centrallager som nu planeras till tredubbel kapacitet, 9000 ton (se avsnitt 5.2). Alternativt kan flera centrallager med liknande utformning anläggas på skilda platser.



Figur 4-1. Flödesschema som visar hanteringskedjan för det använda bränslet från kraftstationen till den slutliga förvaringen.

- 4 Efter 40 års lagring transporteras bränslet till en inkapslingsstation. Transporten sker på samma sätt som vid överföring från kraftstationen till det centrala bränslelagret.
- 5 Inkapslingsstationen är belägen ovan jord i anslutning till slutförvaret. I inkapslingsstationen demonteras bränslet, varvid bränslestavarna skiljs från elementens metalldelar (se avsnitt 5.3).

Bränslestavarna innesluts i kopparkapslar med 200 mm vägg-tjocklek (se figur 5-7). Varje behållare är 77 cm i diameter och 470 cm lång, väger ca 16 ton och rymmer 498 eller 636 stavar beroende av bränsletyp. Mellanrummet mellan bränslestavarna fylls med bly. Bränslespill från hanteringen av bränsleelementen inkapslas på liknande sätt. Totalt erfordras ca 7000 kopparkapslar för använt bränsle från 30 års drift av 13 reaktorer.

Bränsleelementens metalldelar gjuts in i betongkuber (kokill-er) med 1,6 m sida. Totalt erhålls ca 1200 st betongkuber med en sammanlagd volym av ca 5000 m<sup>3</sup> från 30 års drift av 13 reaktorer.

- 6 Kopparkapslarna överförs till ett slutförvar ca 500 m nere i urberget. Förvaret utförs som ett system av tunnlar med 3,7 m bredd och 4 m höjd och på 25 m inbördes avstånd. I tunnlarernas golv borrar förvaringshål med 1,5 m diameter och 7,7 m djup. I varje hål förvaras en avfallskapsel. Centrum-

avståndet mellan förvaringshålen är 6 m. Utformningen av tunnelsystem och förvaringshål redovisas i avsnitt 5.3 och illustreras av figur 5-8 och 5-9.

I förvaringshålen omges kopparkapslarna med block av högkompakterad bentonit. Bentonit är en lera som sväller kraftigt då den tar upp vatten. Materialet har valts med tanke på god mekanisk stabilitet, mycket låg vattengenomsläpplighet och god långtidsstabilitet. Det har även jonbytande förmåga. Bentoniten pressas under högt tryck till block som staplas på varandra under, runt om och över kopparkapseln. I spalterna närmast kapseln och vid bergytan packas bentonitpulver (se figur 4-2). När bentoniten tar upp vatten sväller den och bildar en sprickfri, mycket tät lermassa. Den enda transportprocessen av betydelse genom denna täta lera är diffusion, vilken sker utomordentligt långsamt.

- 7 Sedan alla kapslar blivit deponerade, kan anläggningen hållas öppen och kontrollerad så länge som övervakning anses önskvärd. Anläggningen förseglas därefter genom att alla tunnlar och schakt fylls med en blandning av kvartssand (80-90%) och bentonit (10-20%). På vissa ställen förstärks förseglingen med ren högkompakterad bentonit.
- 8 Betongkuberna med bränsleelementens metalldelar deponeras i ett separat slutförvar. Förvaret är utformat med två förvaringstunnlar med 7,6 m bredd, 6,5 m höjd och 250 m längd belägna på ca 300 m djup i tätt urberg (se figur 5-12).

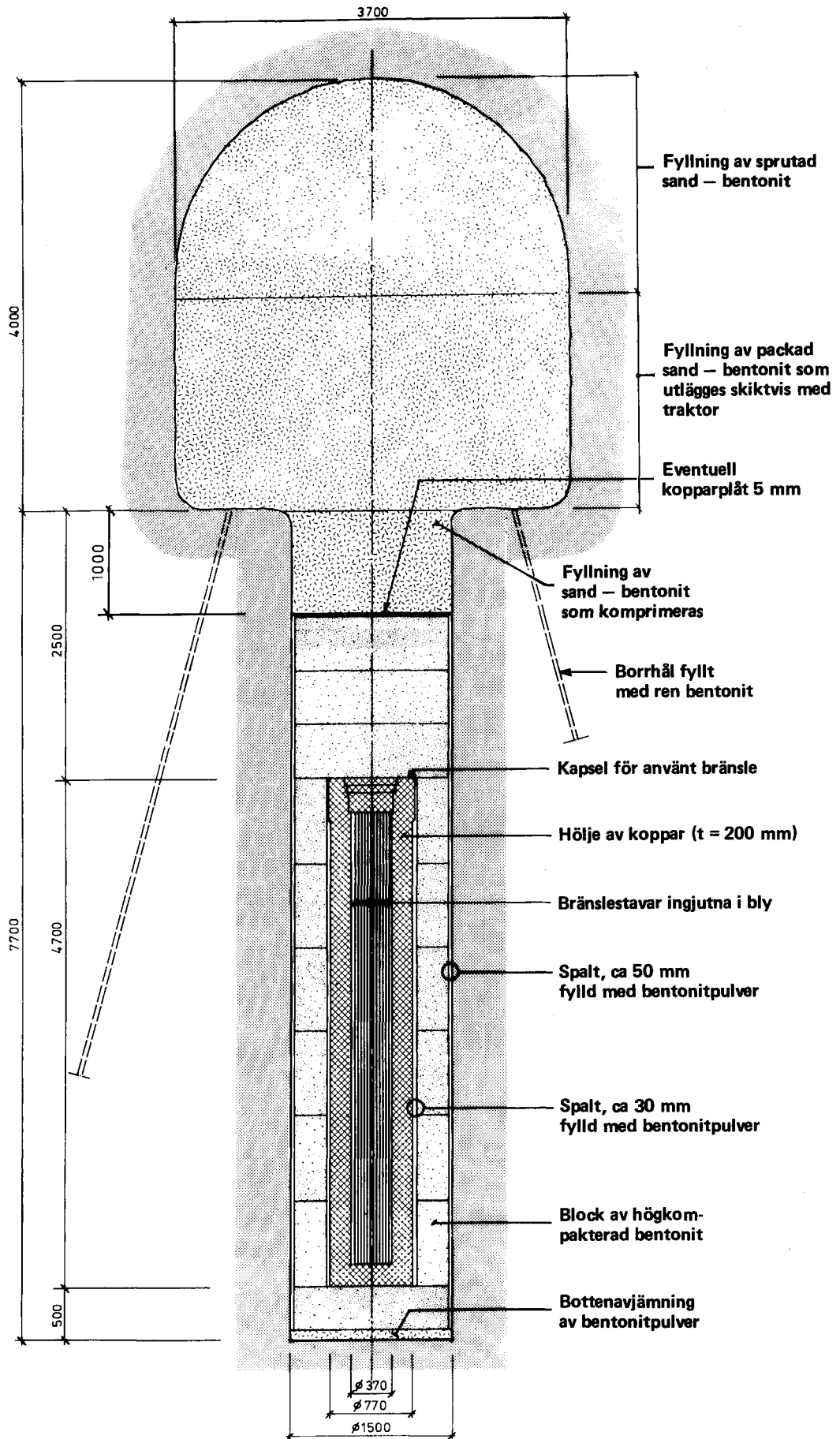
Betongkuberna staplas i förvaringstunnlarna på ett betonggolv, två i höjd och tre i sida. Försegling av förvaringstunnlarna sker i etapper genom att de fylls med betong. Transporttunnlar och schakt fylls med sand/bentonit på samma sätt som för slutförvaret för kopparkapslarna.

Tidsschemat för den ovan angivna hanteringskedjan illustreras av figur 4-3 med den förutsättningen att allt bränsle från 30 års drift av 13 reaktorer skall direktdeponeras. Tidpunkten för första bränsletransport från en kraftstation till det centrala bränslelagret har därvid schematiskt angetts till 1980.

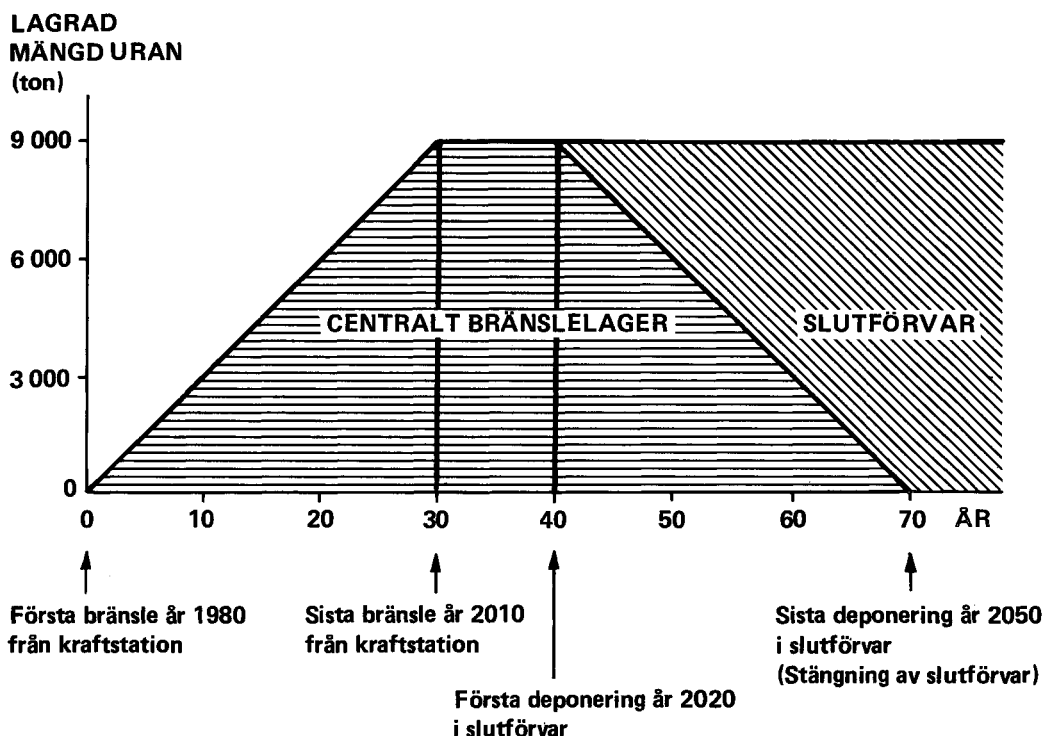
#### 4.3 **BARRIÄRER MOT SPRIDNING AV RADIOAKTIVA ÄMNEN VID SLUTFÖRVARING**

Den föreslagna hanteringskedjan ger en säker hantering och slutförvaring av det använda kärnbränslet. Detta påvisas närmare i kapitel 11. Vid slutförvaringen hindras eller fördröjs spridningen av de radioaktiva ämnena på följande sätt.

- De radioaktiva ämnena är till övervägande del bundna i det keramiska bränslet eller i bränsleelementens metalldelar. Såväl bränslet som metalldelarna är svårösliga i vatten.
- Bränslestavarna innesluts i kopparkapslar med 200 mm vägg-tjocklek. Hålrummen mellan stavarna fylls med bly. Det keramiska bränslet är inneslutet i zirkaloy-rör (vilka utgör en del av bränslestavarna). I slutförvarets miljö sker praktiskt taget inga korrosionsangrepp på kopparmetallen. Även bly och zirkaloy har utomordentligt god beständighet i denna miljö.



Figur 4-2. Det förseglade slutförvaret. I deponeringshålet omges kapseln av block av högkompakterad bentonit. Spalterna fylls med bentonitpulver. Tunneln fylls med en blandning av kvartssand och bentonit. Ovanpå bentonitblocken placeras eventuellt en kopparplåt som diffusionsspärr.



Figur 4-3. Diagram som visar kapacitetskraven för det centrala bränslelagret och slutförvaret vid olika tidpunkter.

Det är därför osannolikt att vatten kommer i kontakt med bränslet under flera hundra tusen eller tom miljoner år efter deponeringen (se kapitel 8).

- Buffertmaterialet som omger kapseln har en utomordentligt låg vattengenomsläpplighet och transporten av radioaktiva ämnen genom materialet styrs av diffusion. Denna sker så långsamt att det sannolikt tar många miljoner år att lösa upp bränslet om detta överhuvudtaget sker (se kapitel 9).
- Buffertmaterialet och berget har en kemiskt fördröjande effekt på flertalet radioaktiva ämnen som finns i bränslet. Genom jonbyte, utfällning och mineralisering sprids de radioaktiva ämnen som lösts i vatten betydligt långsammare än vad som svarar mot vattnets rörelse (se kapitel 10).
- Det bergsparti i vilket slutförvaret skall förläggas väljs med omsorg. Grundvattenrörelserna skall vara små och ha sådan riktning att det tar lång tid för vattnet att strömma från slutförvaret till områden som har kontakt med de ekologiska systemen. De undersökningar som Sveriges Geologiska Undersökning, SGU, utfört för KBS, har visat att det i Sverige finns urbergsområden med önskade egenskaper (se kapitel 6).

#### 4.4 FLEXIBILITET OCH UTVECKLINGSMÖJLIGHETER

Den här föreslagna hanteringskedjan, med 40 års övervakad lagring av bränslet före slutförvaringen, medför att man behåller en avsevärd flexibilitet med avseende på framtida valmöjligheter och teknisk utveckling.

En sådan handlingsfrihet är önskvärd för att möjliggöra en framtida anpassning till den tekniska utvecklingen. Sannolikt kommer pågående utvecklingsarbete att leda till metoder som förenklar och förbilligar slutförvaringen med bibehållen säkerhet. Mellanlagringen av det använda bränslet ger också möjlighet att senare fatta beslut om upparbetning och därmed utnyttja den energiresurs som det använda bränslet utgör.

Inom KBS-projektet har alternativa utföranden av bl a inkapslingen studerats. Vissa keramiska material har därvid visat lovande egenskaper. Enligt en av ASEA i samarbete med KBS utvecklad metod innesluts bränslestavarna i kapslar av aluminiumoxid framställd genom varm isostatisk högtryckspressning. Detta material synes likvärdigt med koppar vad avser potentiell livslängd i slutförvarets miljö. En lägesrapport från detta utvecklingsarbete ges i avsnitt 8.4 samt i del II bilaga 1.

## 5 ANLÄGGNINGAR

### 5.1 ALLMÄNT

Bränslet till en kärnreaktor utgörs av cylindriska kutsar av urandioxid som är inneslutna i rör av en zirkoniumlegering (zirkaloy). Rören med kutsarna kallas bränslestavar. De sammanhålls i bränsleelement, som hanteras som enheter.

Bränsleelementen har olika utformning beroende på vilken typ av reaktorer de är avsedda för (se avsnitt 2.1.1, del II). Fig 5-1 visar ett bränsleknippe avsett för en BWR reaktor. Ett BWR element består av ett sådant knippe och ett omgivande höljerör, bränslebox. Ett PWR element har bl a flera stavar och saknar bränslebox. I elementen ingår konstruktionsdetaljer tillverkade av olika metallegeringar.

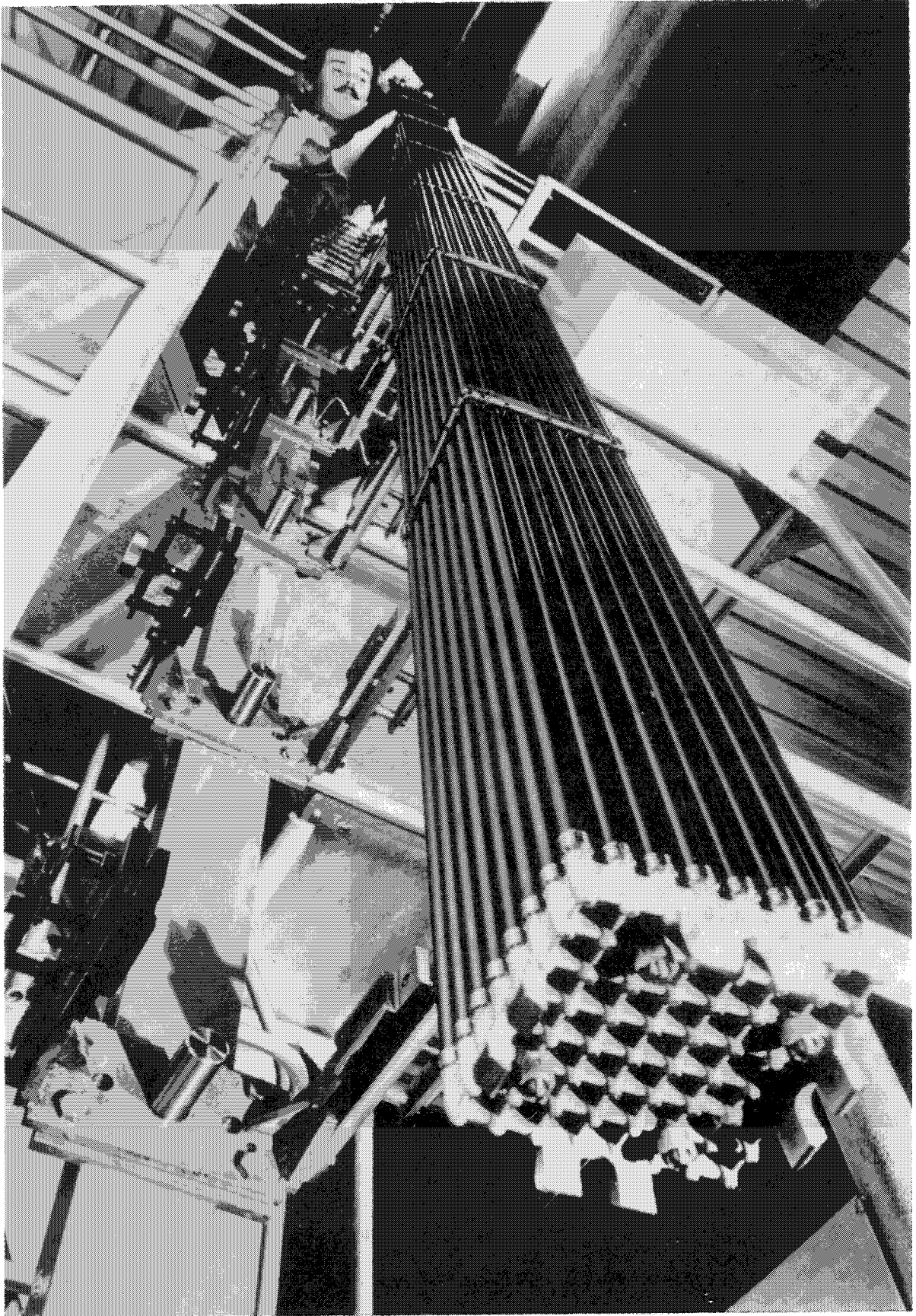
De anläggningar som erfordras för hantering, lagring och slutförvaring av använt bränsle utan upparbetning är:

- ett centralt bränslelager i vilket bränslet kan mellanlagras i avvaktan på slutförvaring,
- en inkapslingsstation i vilken bränslet och bränsleelementens metalldelar förses med en långtidsbeständig inkapsling före slutförvaringen,
- ett slutförvar,
- ett transportsystem för transportererna från kärnkraftstationerna till det centrala bränslelagret och därifrån till inkapslingsstationen vid slutförvaret.

Det centrala bränslelagret och transportsystemet finns redovisade i bilagan till den av Svensk Kärnbränsleförsörjning AB, SKBF, i november 1977 till regeringen inlämnade lokaliseringsansökan (enligt byggnadslagen) och koncessionsansökan (enligt atomenergilagen) för det centrala bränslelagret. Vid transportererna är bränslet inneslutet i speciella transportbehållare som uppfyller de krav som anges i gällande internationella bestämmelser, se även kapitel 2, del III av KBS rapport om förglasat avfall från upparbetning.

Anläggningarna dimensioneras för använt bränsle från 30 års drift av 10 BWR och 3 PWR reaktorer. Det totala bränsleuttaget uppskattas till ca 40 000 BWR element innehållande 2.5 miljoner bränslestavar och ca 4 700 PWR element innehållande 1.1 miljon bränslestavar, sammanlagt motsvarande ca 9 000 ton uran.





Figur 5-1. Bränstap för ett BWR-element. (Foto från ASEA-ATOM)

Anläggningens utförande och drift kommer att kontrolleras av myndigheter som statens kärnkraftinspektion och statens strålskydds-institut på liknande sätt som en kärnkraftstation. Den kommer att utformas i enlighet med de föreskrifter som dessa myndigheter utfärdar och i samråd med berörda personalorganisationer.

Beträffande arbetsmiljö och skyddsfrågor hänvisas till 5.5.

## 5.2 CENTRALT BRÄNSLELAGER

Oberoende av om det använda bränslet skall upparbetas eller slutförvaras utan upparbetning behövs utökade lagringsutrymmen för använt bränsle. Anledningen till detta är, att de lagringsutrymmen som finns vid kraftstationerna och som endast motsvarar några års bränsleuttag, kommer att vara fyllda innan tillräcklig upparbetningskapacitet eller anläggningar för slutförvaring av använt bränsle finns att tillgå. Av ekonomiska skäl är därvid ett centralt lager att föredra framför en utbyggnad vid de enskilda kärnkraftverken.

Den utformning av ett centralt bränslelager som finns redovisad i ovan nämnda lokaliserings- och koncessionsansökan bearbetas nu vidare av SKBF. Målsättningen är att anläggningen skall stå färdig i början av 1984. Lagringskapaciteten avses motsvara 3 000 ton uran vilket täcker behoven fram till början av 1990-talet och förvaringstiden har angetts bli upp till 20 år.

För utformningen av ett slutförvar för använt bränsle är bränslets ålder vid deponeringen i slutförvaret av betydelse. Ju längre bränslet lagrats före deponeringen desto lägre är dess värmeavgivning.

I slutförvaret är bränslet inneslutet i en kapsel av koppar. Bränslets värmeavgivning bestämmer hur mycket bränsle som kan förvaras i varje kapsel för att en given maximal kapseltemperatur inte skall överskridas och hur tätt kapslarna kan deponeras i berget, om en given maximal temperaturförhöjning i berget kring slutförvaret inte skall överskridas.

En alltför hög kapseltemperatur kan ogynnsamt påverka det buffertmaterial som omger kapseln. En stor temperaturförhöjning i berget kan leda till ej önskade bergspänningar och grundvattenrörelser. För att begränsa dessa effekter har det varit en viktig förutsättning för KBS projektet att värmebelastningen skall hållas på en låg nivå.

Här redovisat förslag förutsätter att bränslet lagras 40 år före deponeringen i slutförvaret. Lagringstiden kan emellertid varieras och är närmast en teknisk-ekonomisk optimeringsfråga. En kortare lagringstid kräver fler kapslar och ett mera utsträckt slutförvar och vice versa. Den föreslagna lagringstiden är inte baserad på detaljerade utredningar utan på en allmän bedömning att den leder till en rimlig optimering av hantering och slutförvaring.

Lagringsprincipen för det använda bränslet i centrallagret är densamma som vid kraftstationerna, dvs bränsleelementen förvaras i vattenbassänger varvid vattnet ger erforderlig kylning och strålskärmning. Bränslets integritet är därvid avhängig av lång-

tidsbeständigheten av det material (zirkaloy) som används för bränslestavarnas kapslingsrör. Zirkaloy-kapslat bränsle har använts sedan 1950-talet och erfarenheterna av lagring av sådant bränsle i vattenbassänger är goda. Degraderingsmekanismer som skulle kunna påverka bränslets integritet inom 40 år har ej kunnat identifieras.

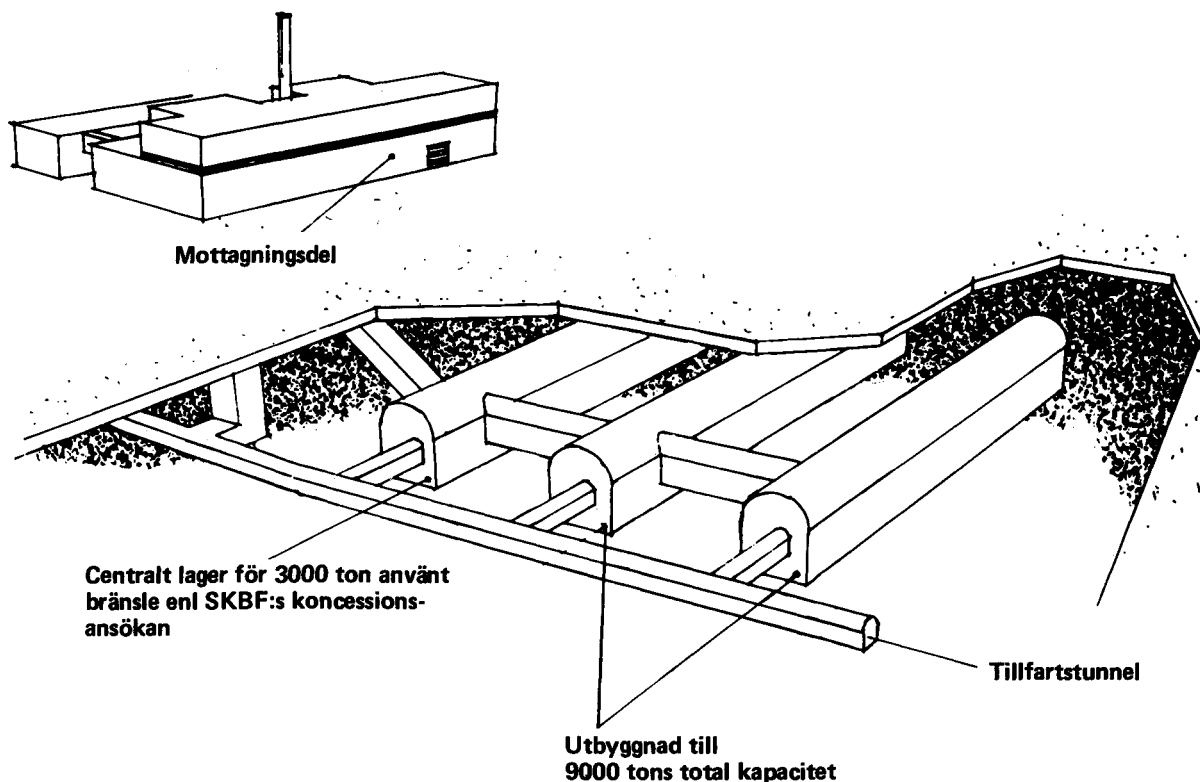
Det finns således ingen anledning att frångå den lagringsprincip som tillämpas vid kraftverken och i det föreslagna centrala bränslelagret om lagringstiden uppgår till 40 år. Förutsättningar föreligger även för en ytterligare utsträckning av lagringstiden. Om allt bränsle från 13 reaktorer, vardera med en drifttid av 30 år, skall direktdeponeras - vilket är den hypotetiska förutsättningen för denna rapport - krävs en lagringskapacitet av ca 9 000 ton. En tredubbling av den planerade kapaciteten för det centrala bränslelagret skulle därvid erfordras, varvid anläggningen skulle få en utformning som framgår av fig 5-2.

För en mera detaljerad redovisning av anläggningens utformning hänvisas till den under 5.1 ommämnda lokaliserings- och koncessionsansökan.

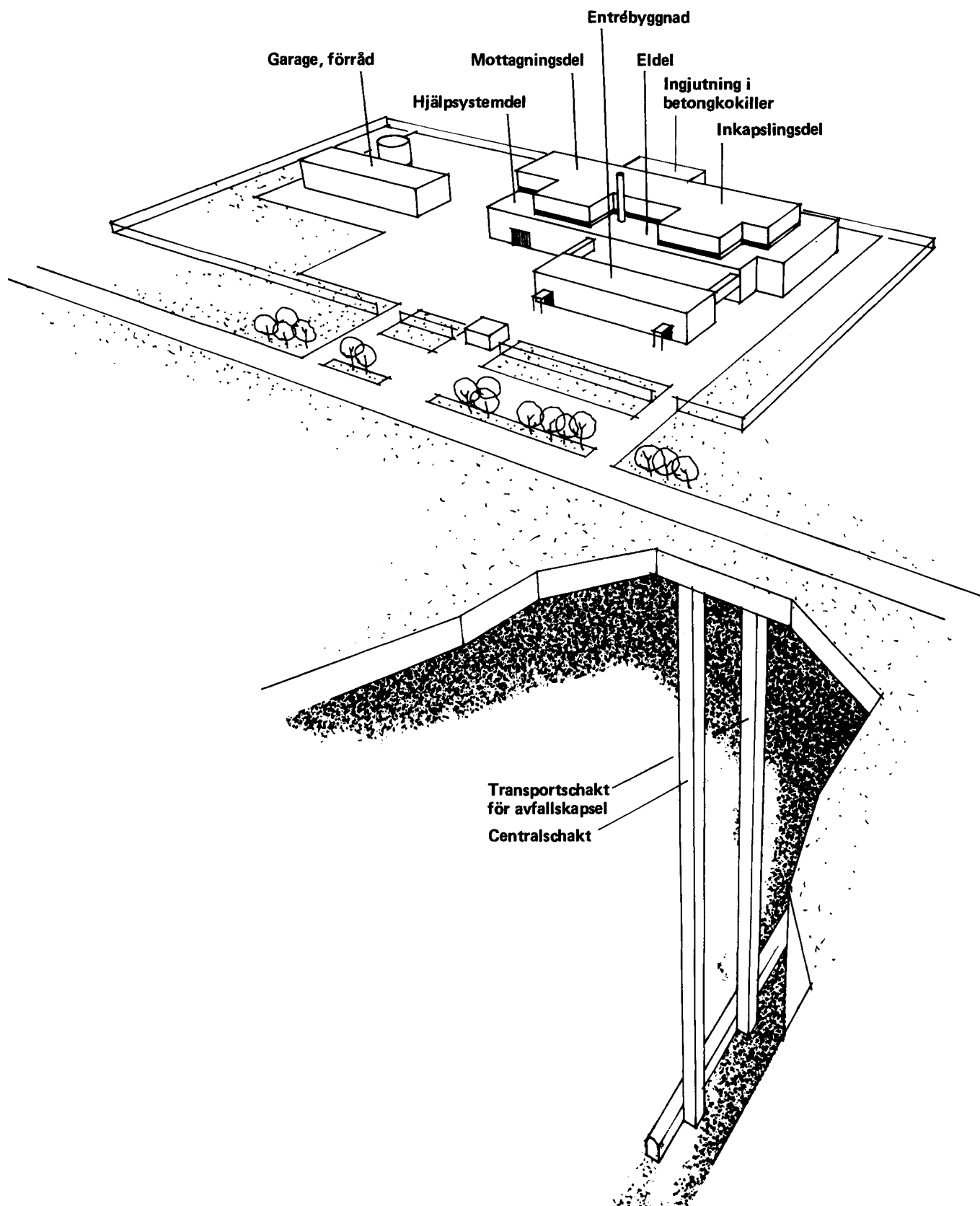
### 5.3 INKAPSLINGSSTATION

#### 5.3.1 Allmänt

I anslutning till slutförvaret anläggs en inkapslingsstation. Anläggningen består av process- och servicebyggnader förlagda ovan jord, se fig 5-3.



Figur 5-2. Centralt bränslelager utbyggt för 9000 tons kapacitet.



Figur 5-3. Inkapslingsstation för använt kärnbränsle. Anläggningen ligger i markplanet ovanför slutförvaret.

Till inkapslingsstationen kommer det använda bränslet efter avslutad lagring i det centrala bränslelagret. Här innesluts bränslestavarna i kapslar av koppar och elementens metalldelar i kokiller av betong före slutförvaringen. Kopparkapseln ger ett långtidsbeständigt skydd mot grundvattnet i slutförvaret. Den ger också en strålskärning som förenklar hanteringen och som minskar radiolysen av grundvattnet kring kopparkapseln till en låg nivå, vilket är betydelsefullt ur korrosionssynpunkt. Betongen ger även den en strålskärning som förenklar hanteringen. Den ger också ett skydd mot grundvattnets påverkan, främst genom att den höjer vattnets pH-värde, vilket begränsar utlösningshastigheten av nickel-59, som är den ur säkerhetssynpunkt mest betydelsefulla isotopen i bränsleelementens metalldelar.

Anläggningen har en kapacitet av åtta kapslar per vecka, vardera med ett bränsleinhåll motsvarande ca 1.1 eller 1.4 ton uran (PWR resp BWR) vilket ger en god marginal till en deponeringstakt som svarar mot bränsleflödet från 13 reaktorer (ca 300 ton/år).

Före inkapslingen demonteras bränsleelementen för att möjliggöra ett bättre utnyttjande av kapselns hålrum. Endast bränslestavarna och bränslespill innesluts därvid i kopparkapslar medan boxar, spridare, ändplattor och andra delar av bränsleelementen gjuts in i betongkokiller i en därför speciellt utrustad del av anläggningen.

Det totala antalet kapslar är ca 7 000 och antalet betongkokiller ca 1 200.

För en mera detaljerad redovisning av inkapslingsstationen hänvisas till avsnitt 2.3 i del II med tillhörande ritningar.

### 5.3.2 Beskrivning av anläggningen

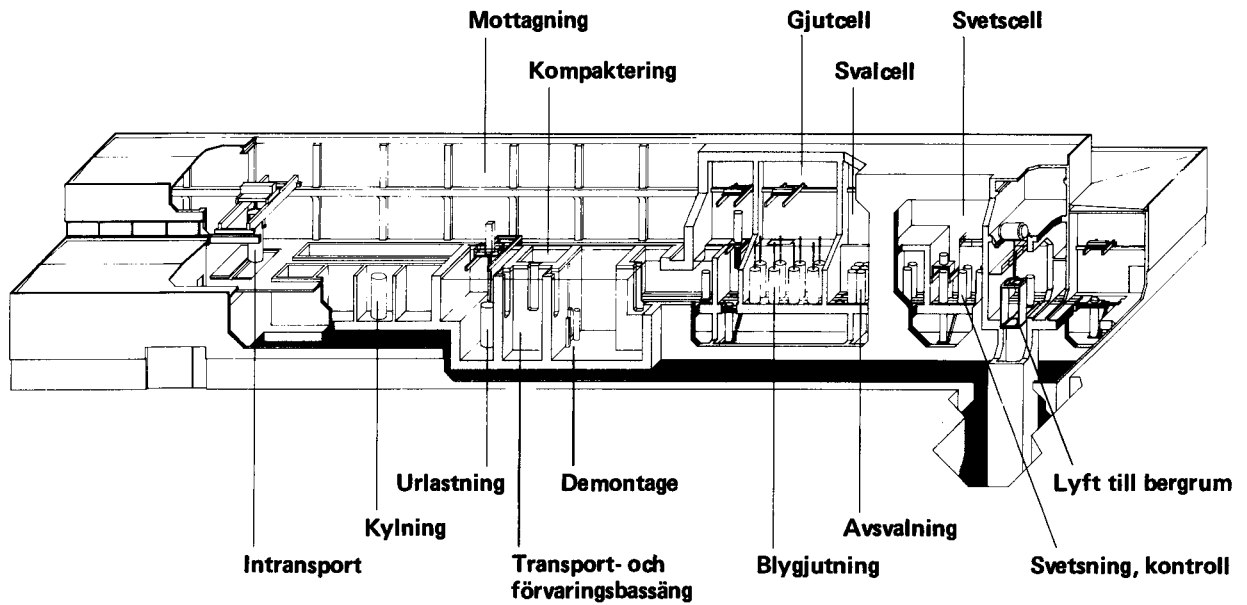
Processbyggnadens layout framgår av fig 5-4. Den kan funktionellt indelas i en mottagningsdel med tillhörande lagrings- och bränsledemonteringsstationer, en inkapslingsdel, i vilken ingår en gjutcell, en svalcell och en svetscell, samt en hjälpsystemdel. Dessutom ingår utrustning för omhändertagandet av metalldelar etc från bränsleelementen och för bränslespill.

I anslutning till processbyggnaden ligger byggnader för administration och service. Tillträde till processbyggnaden, som klassificeras som kontrollerat område, sker via entrébyggnaden. Därifrån finns även förbindelse med slutförvaret via ett hisschakt.

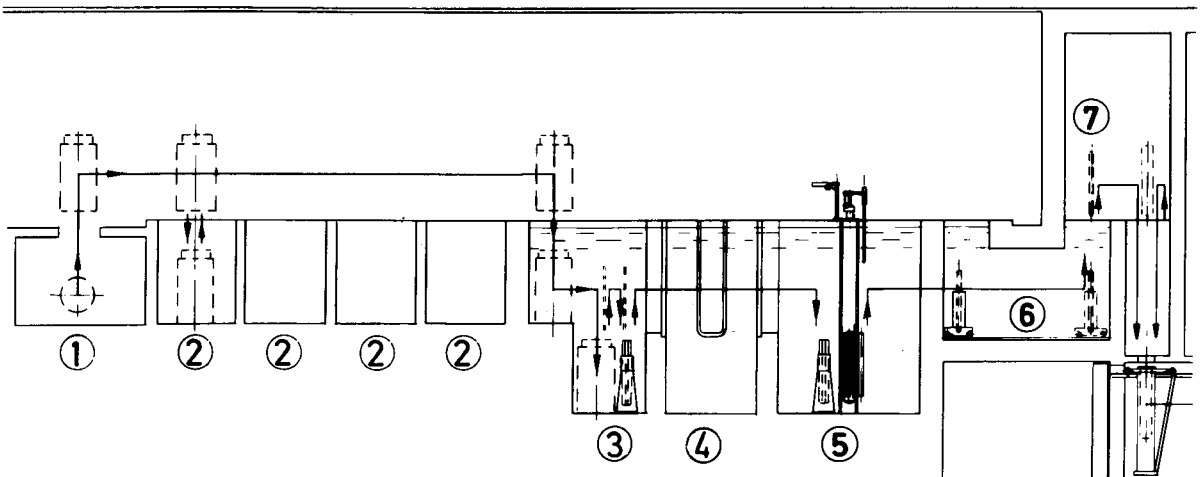
Bränslet kommer till anläggningen i en transportbehållare på en trailer (eller eventuellt på en järnvägsvagn). En behållare innehåller bränsle motsvarande ca 3 ton uran. Bränsleflödet från 13 reaktorer svarar mot ca 100 behållaretransporter per år.

De olika arbetsmoment som ingår i hanteringen i mottagningsdelen framgår av fig 5-5.

Transportbehållaren med det använda bränslet anländer till stationens mottagningsdel, där den lyfts av från sin trailer, kyls och tvättas. Därefter lyfts den i två steg ner i en bassäng och placeras på en vagn, som för den till en urlastningsposition. Här lyfts bränsleelementen ur transportbehållaren och placeras i kas-



Figur 5-4. Perspektivbild av inkapslingsstationens processbyggnad.



- 1 Ankomsthall
- 2 Kyl- och tvättpositioner
- 3 Tömning av transportbehållare
- 4 Transport- och förvaringsbassäng
- 5 Demontering av bränsleelement
- 6 Slussvagn
- 7 Torkning av bränsleställ. Torkning och kompaktering av bränslespill

Figur 5-5. Schemat visar hanteringsgången i processbyggnadens mottagningsdel.

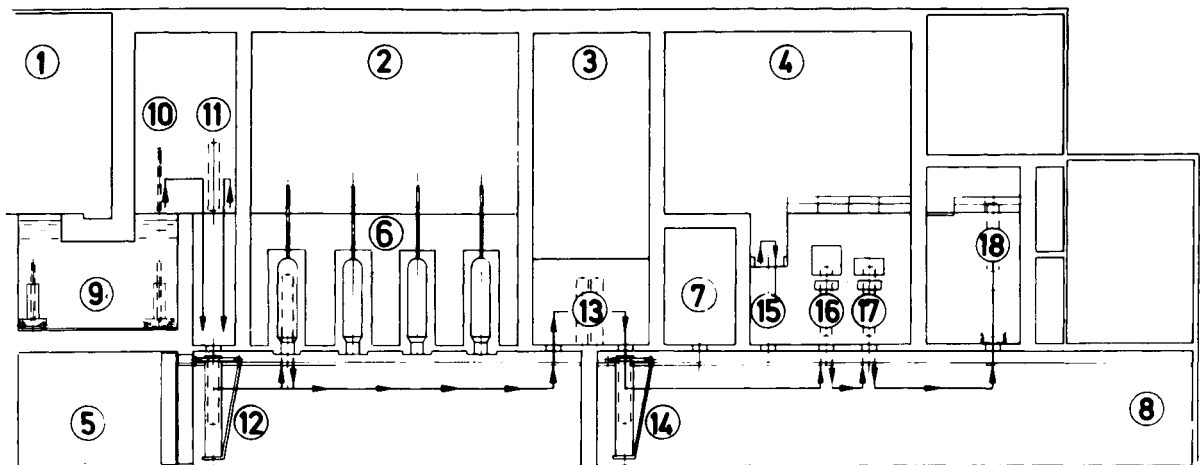
setter. Bränslekassetterna transporteras under vatten med en travers antingen direkt till demonteringsbassängen eller till den mellanliggande förvaringsbassängen i avvaktan på demontering.

I demonteringsbassängen demonteras bränsleelementen varvid bränslestavarna flyttas till ett kopparställ. Varje ställ rymmer 498 eller 636 stavar beroende av bränsletyp. Övriga delar från bränsleelementen (spridare, botten- och topplatta, boxar etc) överförs till kompakteringsbassängen i mottagningsdelen i avvaktan på vidare behandling enligt nedan.

När ett ställ fyllts med bränslestavar överförs det till en slussvagn för transport till inkapslingsdelen. Hittills har bränslet hela tiden hanterats och förvarats under vatten med en vattentäckning som är tillräcklig för att ge erforderlig strålskärning. I fortsättningen utförs hanteringen i luft i celler med fjärrmanövrering, varvid personalen är strålskärmed med tjocka betongväggar.

Hanteringen i inkapslingsdelen framgår av fig 5-6.

Efter det att stället med bränslestavarna lyfts upp från slussvagnen och fått torka i luften placeras det i en kapsel av koppar, som står i en transportvagn. Kapseln överförs därefter till en gjutcell, där hålrummen mellan bränslestavarna och mellan stavarna och kapseln fylls med smält bly. Den fyllda kapseln flyttas sedan via en svalcell för avsvälning till svetscellen. I svetscellen förses kapseln med lock som elektronstrålesvetsas.



- |    |   |    |   |
|----|---|----|---|
| 1  | Mottagningsdel  | 11 | Intransport av kopparkapsel från förråd |
| 2  | Gjutcell  | 12 | Transportvagn                           |
| 3  | Svalcell  | 13 | Svalningsposition                       |
| 4  | Svetscell   | 14 | Transportvagn                           |
| 5  | Serviceutrymme för transportvagn 12                                 | 15 | Montageposition för lock                |
| 6  | Ugnar för blyfyllning av kapsel                                     | 16 | Svetsposition                           |
| 7  | Utrymme för ev öppning av försluten kapsel                          | 17 | Kontrollposition                        |
| 8  | Serviceutrymme för transportvagn 14                                 | 18 | Uttransportposition                     |
| 9  | Transportsluss  |    |   |
| 10 | Torkning av bränsleställ. Torkning och kompaktering av bränslespill |    |   |

Figur 5-6. Schema över hanteringen i processbyggnadens inkapslingsdel.

Svetsningen kontrolleras med ultraljud och heliumläcksökning. Den färdiga kapseln, fig 5-7, överförs därefter till en vagn för transport ned till slutförvaret. En fylld kapsel väger ca 20 ton.

Bränslespill som kan lösgöras från skadade bränslestavar vid hanteringen i inkapslingsstationen uppsamlas i burkar av koppar, vilka sedan innesluts i kopparkapslar med ett förfarande som liknar det som ovan beskrivits. Baserat på de omfattande erfarenheter man har av hantering av bränsle förutses en kapsel kunna rymma allt bränslespill från det bränsle för vilket slutförvaret är dimensionerat.

Metalldelar etc från bränsleelementen gjuts, efter kompaktering, in i betong till kubiska kokiller med yttermättet 1.6 meter. En kokill väger ca 10 ton och sammanlagt erfordras ca 1 200. Den anläggning där detta arbete utföres ligger i anslutning till mot-tagningsdelens kompakteringsbassäng och är förbunden med denna med en vattensluss.

### 5.3.3 Drift av anläggningen

All hantering av bränsle och bränsleelementdelar sker med fjärrmanövrering, antingen under vatten, varvid vattnet ger erforderlig strålskärning eller i strålskärmade celler. Verksamheten i cellerna övervakas genom blyfönster. I anläggningen tillämpas känd teknik och erfarenheter från liknande system i befintliga anläggningar.

När inkapslingsstationen ej längre behövs och inget bränsle finns kvar i den skall anläggningen dekontamineras och allt "eget" aktivt avfall, kontaminerat skrot och byggnadsmaterial föras bort till de anläggningar som kan ta emot och behandla sådant material. Anläggningen kan sedan byggas om för annan användning eller rivas.

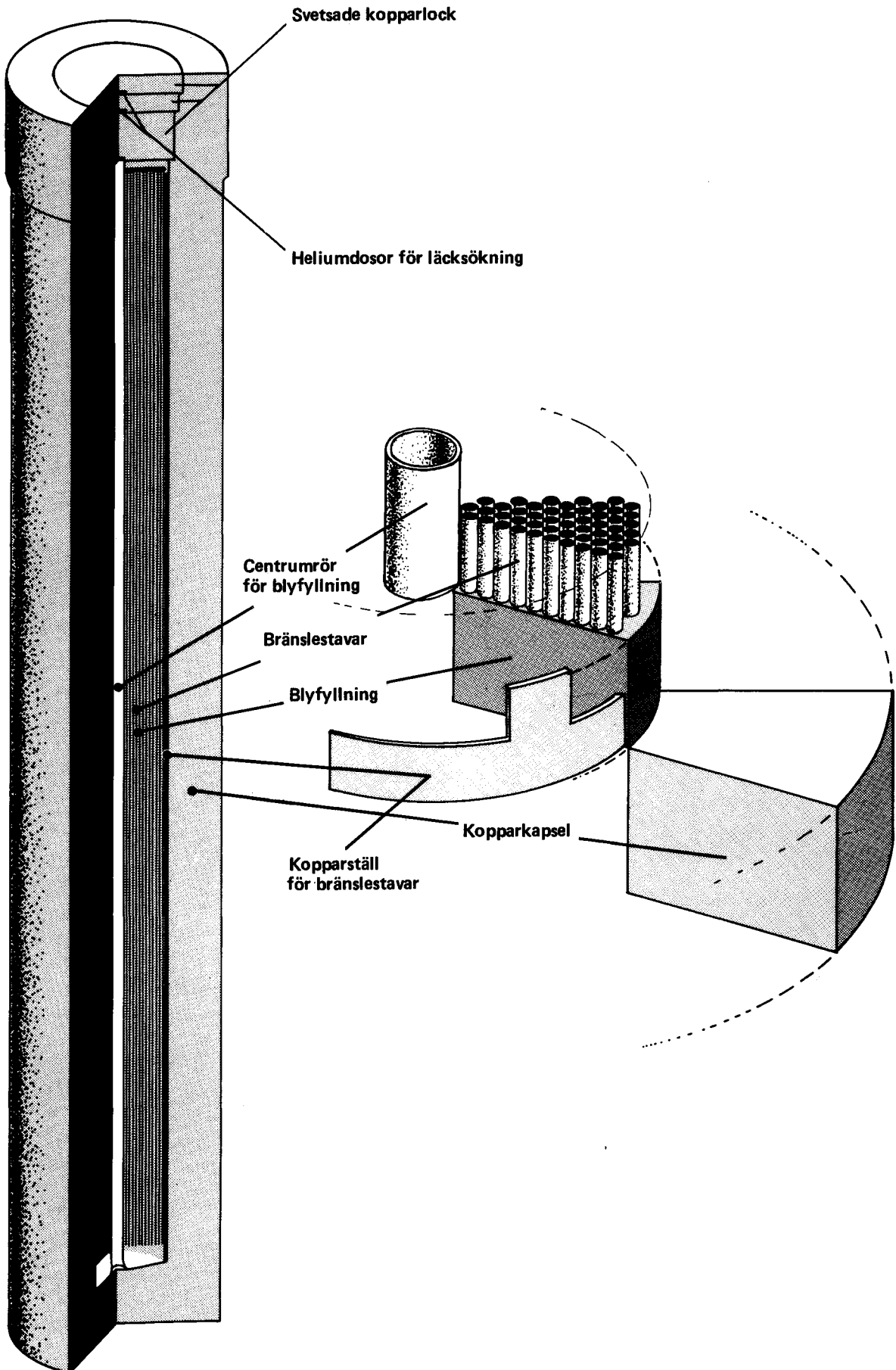
## 5.4 SLUTFÖRVAR

### 5.4.1 Allmänt

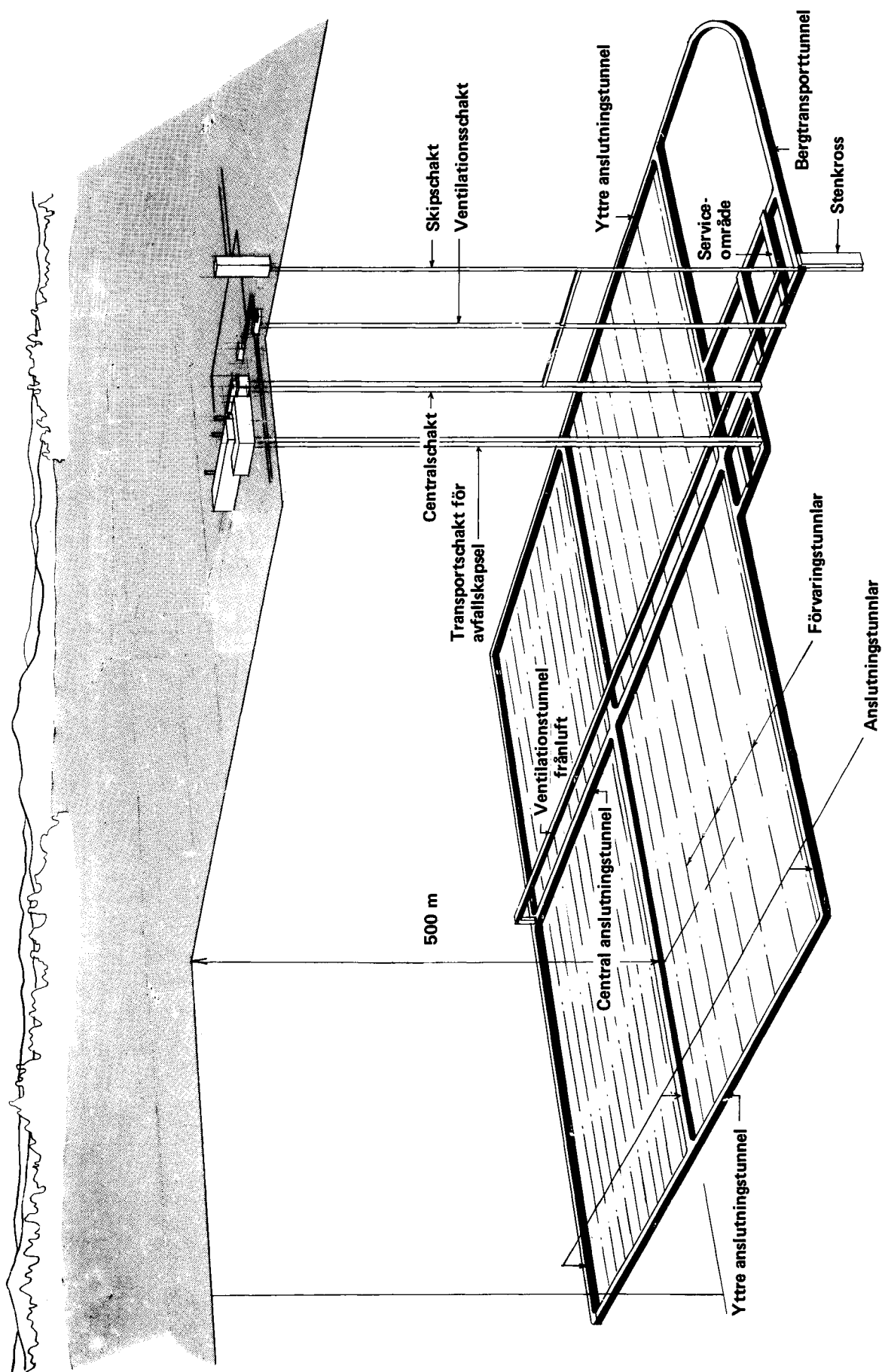
I slutförvaret tas det kapslade bränslet emot för slutlig deponering. Anläggningen är belägen i berg under inkapslingsstationen på en nivå ungefär 500 meter under markytan, se fig 5-8. (Beträffande slutförvaring av betongkokiller med aktiva metalldelar, se 5.4.5 nedan).

Utformningen av slutförvaret liknar den som redovisats i KBS rapport om förglasat avfall från upparbetning med den huvudsakliga skillnaden att kapseln i deponeringshålet omges med högkompakterad ren bentonit i stället för med en sand/bentonit-blandning. Anledningen till detta och till att bränslet kapslas in i koppar i stället för bly och titan är att det använda bränslets aktivitet avtar betydligt långsammare med tiden än vad som gäller för det förglasade avfallet efter upparbetning. Utförandet ger den längre livslängd för kapseln som svarar mot de ökade kraven på varaktigheten av avfallets isolering från biosfären.





Figur 5-7. Sprängskiss av kopparkapseln fylld med bränslestavar. Vid demonteringen av bränsle-  
 elementen placeras bränslestavarna i ett cylindriskt stall vars perforerade mantelplåt av koppar  
 omsluter bränslestavarna. Det fyllda stället täcks av ett perforerat lock och sätts ned i kapselns  
 hålrum. Centrumröret används vid lyftning och vid blyjutning.



Figur 5-8. Perspektivskiss av slutförvaret. Inkapslingsstationen ligger i markplanet. Slutförvaret består av ett system av parallella förvaringstunnlar som är belägna 500 meter under markytan.

Slutförvaret har utformats för en total kapacitet av ca 7 000 kapslar med ett bränsleinnehåll sammanlagt motsvarande ca 9 000 ton uran.

För en mera detaljerad beskrivning av slutförvaret hänvisas till avsnitt 2.4 i del II med tillhörande ritningar.

#### 5.4.2 Beskrivning av anläggningen

Slutförvaret för bränslekapslarna består av ett system av parallella förvaringstunnlar, belägna inom en i stort sett kvadratisk yta av drygt 1 km<sup>2</sup> på en nivå ca 500 meter under markytan, med tillhörande transport- och servicetunnlar och schakt. Tunnelsystemets geometriska form kommer att anpassas till de geologiska förhållandena på den utvalda platsen.

Vertikala hål (diameter 1.5 m, djup 7.7 m) borrade i förvaringstunnlarnas golv utgör den slutliga förvaringsplatsen för bränslekapslarna, se fig 5-9. Varje hål är avsett för en kapsel.

De olika arbetsmoment som ingår i hanteringen i slutförvaret framgår av fig 5-10.

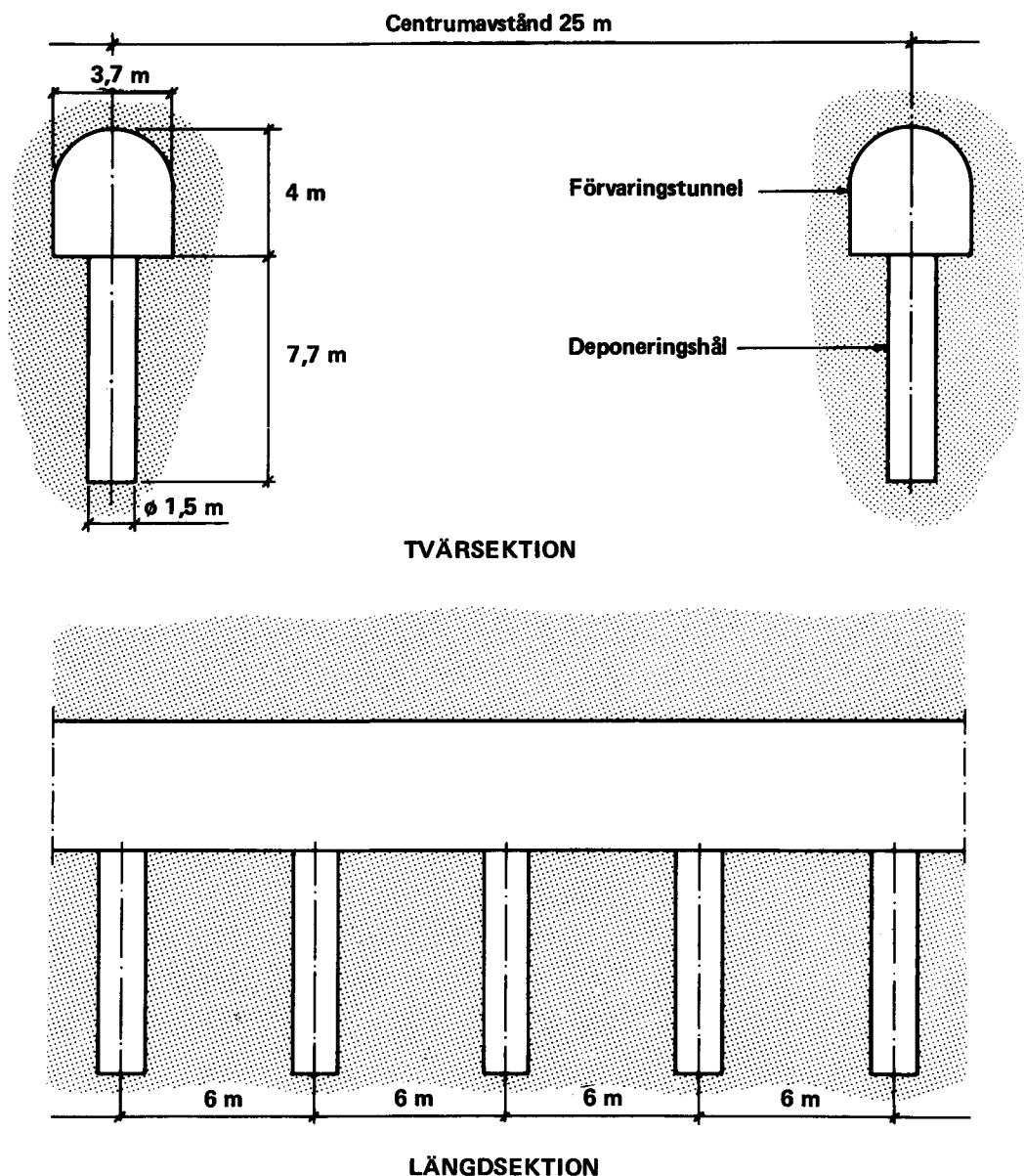
Kapseln överförs från inkapslingsstationen till slutförvaret i en transportvagn som transporteras ned till förvaringstunnlarnas nivå med en hiss i ett vertikalt schakt. Hissen är försedd med omfattande säkerhetsanordningar.

Utanför hissen, på förvarets nivå, överförs kapseln till ett specialfordon som sedan transporterar kapseln till den plats där den skall deponeras. Deponeringshålet är inklätt med block av högkompakterad bentonit. Kapseln lyfts ned i hålet med fordonets utrustning. Därefter fylls hålet med ytterligare bentonitblock. Spalterna mellan bentonitblocken och berget och mellan blocken och kapseln fylls med bentonitpulver. Slutligen påläggs ett temporärt betonglock som skydd till dess tunneln återfylls, se fig 5-11.

Bentonit är en i naturen förekommande lera av vulkaniskt ursprung som bl a karakteriseras av att den har stor svällningsförmåga när den tar upp vatten. Den har dessutom en hög jonbyteskapacitet. De bentonitblock som används i deponeringshålen framställs genom pressning av ren bentonit under mycket högt tryck. Den högkompakterade bentonit som därvid erhålls har utomordentligt låg vattengenomsläpplighet och god bärighet. Genom att bentonitens svällning i hålet är förhindrad erhålls ett svällningstryck när den tar upp vatten. Detta innebär, att vattenförande sprickor i materialet ej kan uppstå och dessutom tätas de sprickor som kan finnas i hålets väggar vid deponeringstillfället eller som kan uppkomma senare. För en mera detaljerad redovisning av den högkompakterade bentonitens egenskaper och funktion hänvisas till kapitel 7.

#### 5.4.3 Drift av anläggningen

Deponeringen av kapslar börjar när ungefär en fjärdedel av det totala antalet förvaringstunnlar har färdigställts. Anläggningen utformas på ett sådant sätt, att de fortsatta byggnadsarbetena

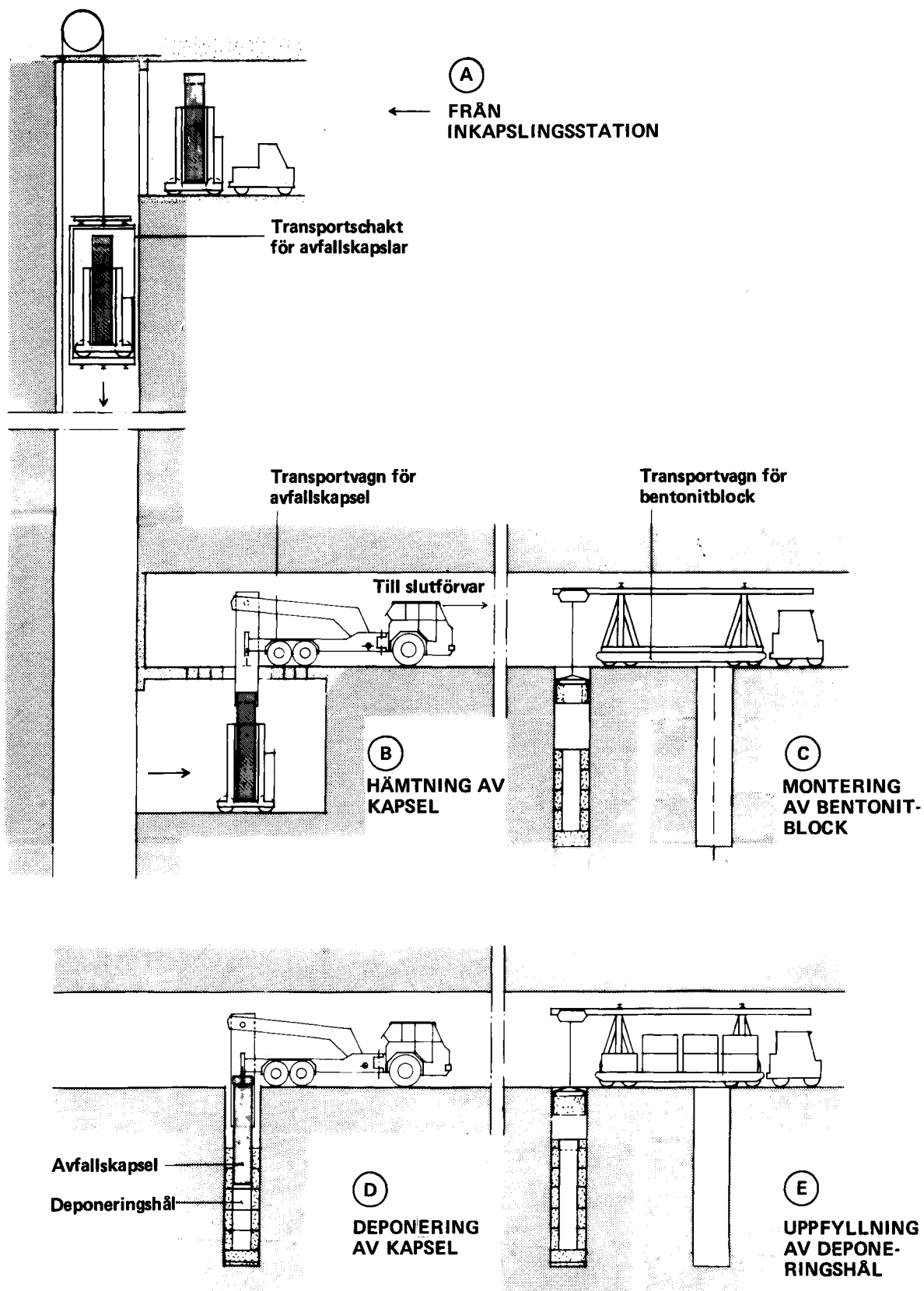


Figur 5-9. Tvär- och längdsektion av förvaringstunnlar i slutförvaret. Varje deponeringshål är avsett för en kapsel.

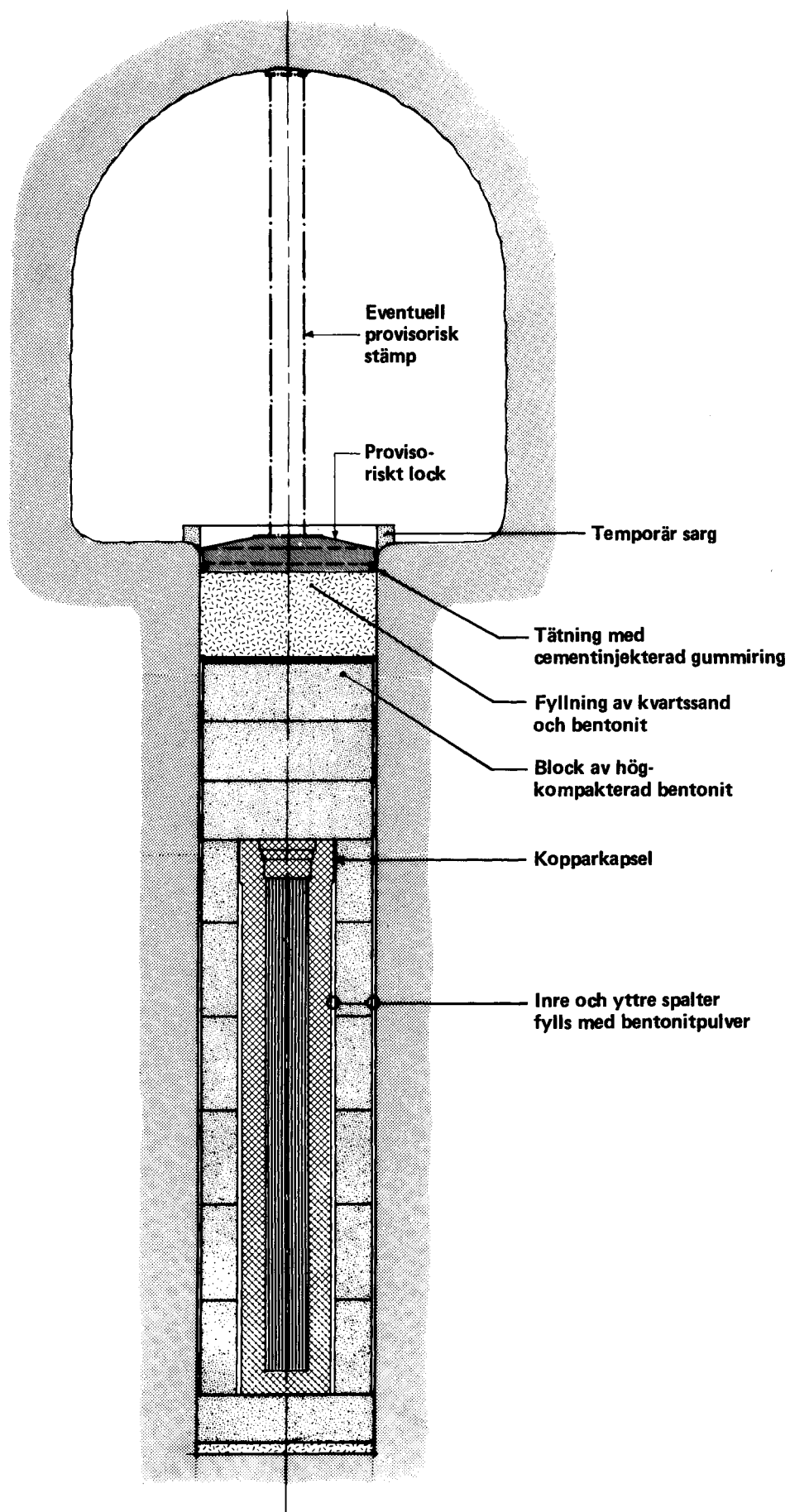
kan utföras helt åtskilda från transporten och deponeringen av kapslar.

Hanteringen av kapslarna sker med fjärrmanövrering och med strålskärming. Kopparkapseln ger emellertid i sig själv en sådan god strålskärming att korta arbetsmoment kan utföras i dess närhet utan ytterligare skärming.

Ända till dess att slutförvaret skall förseglas, kan de förvaringstunnlar, i vilka kapslar har deponerats, inspekteras och kontrolleras och mätningar av bergspänningar, temperaturer, inläckning av grundvatten etc utföras. Under denna tid är vattentillflödet till deponeringshålen så ringa, att bentoniten inte hinner att vattenmättas. Före förseglingen kan därför endast låga svällningstryck utbildas, som kan tas upp av det temporära locket, eventuellt med hjälp av en provisorisk stämp mot tunnel-taket.



Figur 5-10. Hanteringsschema för deponering i slutförvaret.



Figur 5-11. Efter deponeringen tillsluts deponeringshålet med ett betonglock. Locket kan stämmas mot bergtaket för att motverka en eventuell uppsvällning av bentoniten.

#### 5.4.4 Försegling av anläggningen

När alla kapslar för vilka slutförvaret utformats, har blivit deponerade, kan anläggningen hållas öppen och kontrollerad så länge som övervakning anses önskvärd. Anläggningen kan därefter förseglas och till slut överges.

Före förseglingen borttas det temporära locket i deponeringshålen och betongsargen bilas bort. Därefter läggs eventuellt en kopparplåt (som diffusionsspärr) ovanpå fyllningen i hålet. Även om det temporära locket påverkas av ett svälltryck från fyllningen i deponeringshålet sväller fyllningen inte upp i samband med att locket tas bort. För en sådan svällning måste bentoniten ta upp ytterligare vatten, vilket är en mycket långsam process.

Vid förseglingen fylls tunnlar och schakt med en blandning av kvartssand (80-90%) och bentonit (10-20%). Vissa partier liksom undersökningshål fylls med ren kompakterad bentonit.

För en redovisning av sand/bentonit blandningens egenskaper, se avsnitt 6.3 del III av KBS rapport om förglasat avfall från upp-  
arbetning.

I samband med tillredningen av den sand/bentonit blandning som används som tunnelfyllning tillsätts 0.5% järn(II)fosfat som s k syre-getter (se kapitel 8).

Den undre delen av tunnelfyllningen utförs med konventionella jordförflyttnings- och packningsmetoder. Den övre delen appliceras med en sprutteknik som sedan länge använts för sprutning av betong. Appliceringstekniken och bentonitens svällande egenskaper gör det möjligt att uppnå en fullständig uppfyllnad av tunnelsektionen med en hög packningsgrad, fig 4-2.

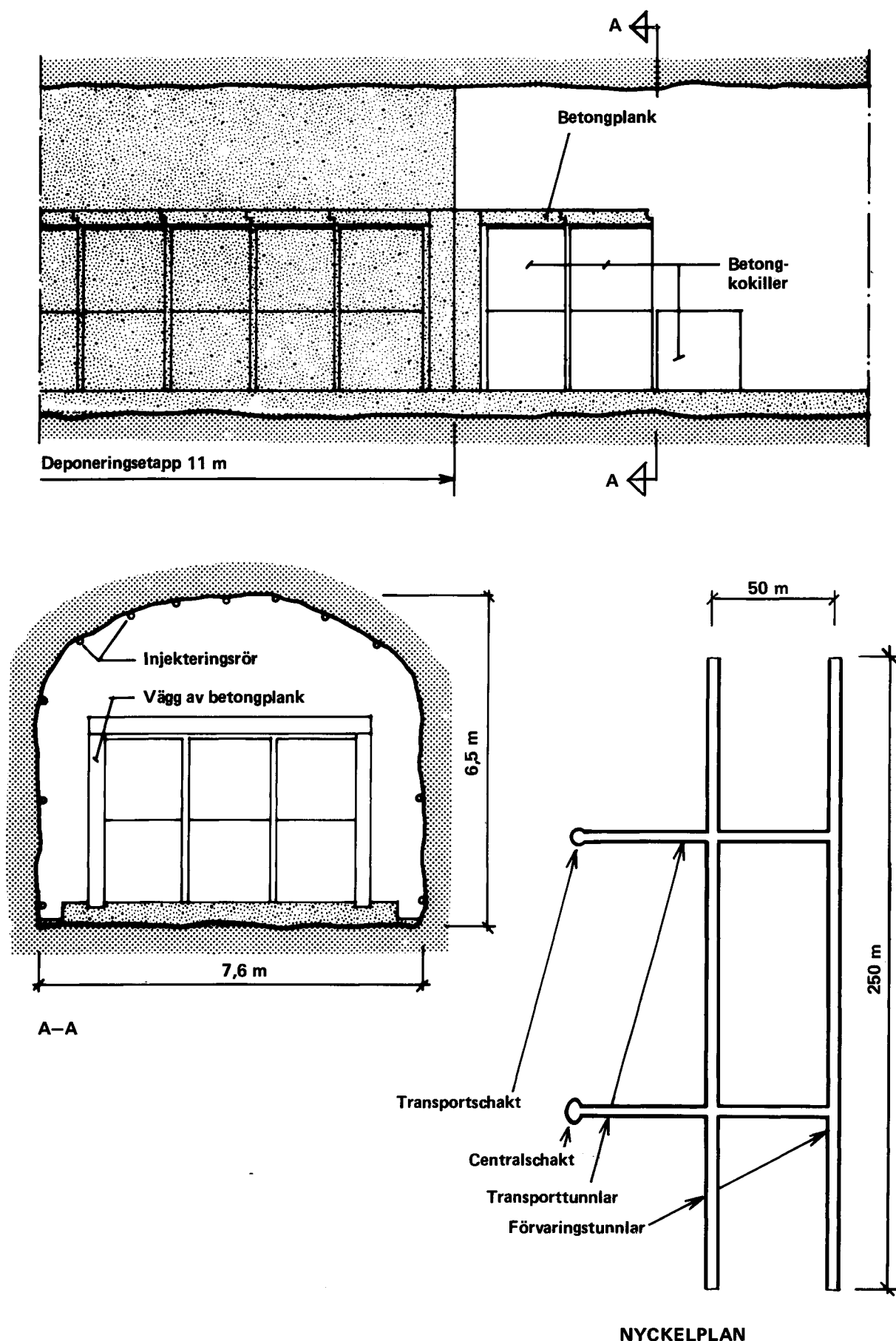
På detta sätt fylls alla hålrum i berget med ett material som har minst lika låg permeabilitet som det omgivande berget.

Under en viss tid efter tillslutningen av slutförvaret förutses att observationer och mätningar av grundvattensystemet, bergspänningar, temperaturer etc kommer att utföras. Ett program för detta kommer att utarbetas i samarbete med berörda myndigheter.

#### 5.4.5 Slutförvaring av aktiva metalledar etc

Även betongkokillerna med aktiva metalledar och andra komponenter från bränsleelementen avses bli slutförvarade i bergrum. Aktivitetsinnehållet i denna typ av avfall är emellertid väsentligt lägre än hos bränslet, varför kraven på inkapsling, buffertmaterial och förvarets djup under markytan kan ställas lägre. Det förhållandet att kvantiteterna är begränsade och värmeavgivningen försumbart låg gör också att slutförvaret kräver ett relativt litet utrymme.

Anläggningen föreslås bli utformad med två parallella tunnlar med ca 250 meters längd på ett inbördes avstånd av ca 50 meter. De är förbundna med markytan genom ett transportschakt och ett centralschakt, se fig 5-12. Tunnlarna har en tvärsnittsarea av ca 50 m<sup>2</sup>. Förvaret förlägges ca 300 meter under markytan.



Figur 5-12. Slutförvar för betongkokiller med radioaktiva metalldelar från bränsleelementen. Förseglingen av förvaret sker i etapper om 11 meter genom att tunneln fylls upp med betong. För att säkerställa god anläggning mellan betong och berg injekteras betong genom rör längs bergväggen.



Slutförvaret för betongkokillerna visas här som en separat anläggning. En förläggning i anslutning till slutförvaret för bränslekapslarna eller till den planerade anläggningen för slutförvaring av medelaktivt avfall är också tänkbar.

Kokillerna överförs till slutförvaret i en strålskärmad, motor-driven vagn, som transporteras ned till förvarets nivå med en hiss. De staplas två i höjd och tre i sida i förvaringstunnlarna på ett betonggolv. Därefter täcks de med betongplank på överytan och på sidorna. Planken ger en kompletterande strålskärming som underlättar arbetet vid förvaringstunnelns försegling. Förseglingen sker etappvis genom att alla utrymmen mellan och omkring kokillerna successivt fylls med betong. När hela slutförvaret är fyllt förseglas transporttunnlar och schakt med sand/bentonit på samma sätt som slutförvaret för bränslekapslar.

## 5.5 SKYDDSFRÅGOR

Uttrycket skyddsfrågor används som samlingsbegrepp för arbetsmiljö, räddningstjänst, strålskydd, fysiskt skydd och krigsskydd. Dessa frågor har behandlats i KBS redovisning av hantering och slutförvaring av förglasat avfall från upparbetning (del III, kapitel 7). Den redovisningen gäller även i princip för slutförvaring av använt bränsle som ej upparbetats. De skillnader som föreligger och som påverkar skyddsfrågorna är främst:

- att den torra mellanlagringen av det förglasade avfallet från upparbetning har ersatts med en förlängd lagringstid i bassänger i ett utbyggt centrallager.
- att mottagningsdelen och en stor del av hjälpsystemen för det centrala bränslelagret samt hela inkapslingsstationen förlagts ovan jord.
- att inkapslingsförfarandet innebär hantering av använt bränsle i stället för förglasat avfall och medför relativt komplicerade arbetsoperationer varav dock viss erfarenhet föreligger från driften av kärnkraftverk.

## 6 GEOLOGI

### 6.1 BAKGRUND

Den allmänna bakgrund för de geologiska och hydrogeologiska studierna, som ges i KBS rapport om förglasat avfall från uppbyggnad gäller i allt väsentligt även för alternativet slutförvaring av använt kärnbränsle. Sedan den första rapporten sammanställd har Sveriges Geologiska Undersökning, SGU, avslutat det arbetsprogram, som utförts på uppdrag av KBS. Underlaget för denna rapport är därför mera omfattande än för den förra.

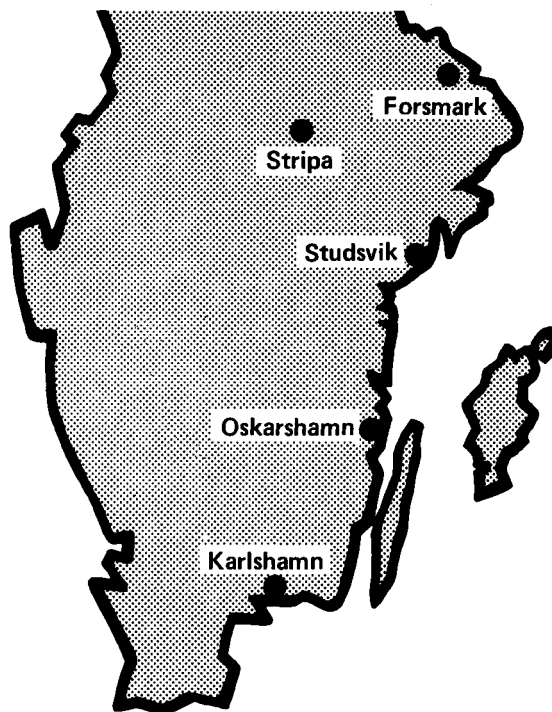
Arbetet har syftat till att klarlägga de berggrunds- och grundvattenförhållanden, som är bestämmande för långtidssäkerheten hos en förvaringsanläggning i svenskt urberg. Undersökningarna omfattar flera ämnesområden. Berggrunden på den plats som senare skall utväljas måste utgöras av en lämplig bergart, som har tillräcklig utsträckning såväl i plan som på djupet. Förekomsten av sprick- och krosszoner kan påverka bergförvarets utformning och dess säkerhet. Beträffande grundvattnet behövs uppgifter om dess kemiska sammansättning, hur mycket vatten som kan komma i beröring med avfallet, och hur lång tid vattnet uppehåller sig i berggrunden. Det är också viktigt att klarlägga på vilket sätt grundvattnet från förvaringsplatsen närmar sig markytan och hur utspädd det blir på vägen dit, samt vilken förmåga berggrunden har att fördröja och kvarhålla olika avfallsämnen om de skulle komma ut i grundvattnet.

Provboringar har gjorts på fem platser, varav tre i Forsmark, Oskarshamn och Karlshamn utvalts för närmare studier, se fig 6-1.

I Stripa har en provstation etablerats i ett granitmassiv på 360 meters djup. Mätningar av bergspänningar, bergets permeabilitet och värmeledande egenskaper har utförts. Data om grundvattnets sammansättning har insamlats. Ett uppvärmningsförsök i full skala har påbörjats tillsammans med Lawrence Berkeley Laboratory och avses pågå till slutet av 1979.

I Studsvik har fältförsök utförts för att studera den fördröjning av de radioaktiva ämnena som erhålls när de transporteras med grundvatten genom sprickigt berg.

Den kemiska miljön i och omkring ett bergförvar för högaktivt avfall är betydelsefull för kapslingens och buffertmaterialets beständighet samt avfallsämnenas spridningsmöjligheter. Dessa frågor kan belysas med hjälp av kemiska jämviktsberäkningar, som utgår från grundvattnets sammansättning samt kännedom om materia-



Figur 6-1. Karta över undersökningsområdena. Provboringar till ca 500 meters djup har företagits vid Karlshamn (Sternö), norr om Oskarshamn (Kråkemåla och Åvrö) och Forsmark (Finnsjön och Forsmark). I Stripa gruva ligger KBS försöksstation. Fältförsök har genomförts i Studsvik.

lens naturliga förekomst. I vissa fall kan man visa, att det naturliga förekomstssättet varit oförändrat i många miljoner år och på så sätt få svar på frågor som berör materialens beständighet.

I KBS fortsatta arbete har grundvattnets kemi kunnat ytterligare belysas med studier och mätningar av viktiga jämvikter samt nya analysdata. Särskild uppmärksamhet har ägnats åt frågor beträffande hur uran, plutonium och andra långlivade aktinider uppträder i grundvattnet. Nya laboriemätningar och mätningar på svenska grundvatten samt analytiska och teoretiska studier av berggrundens mineral visar samstämmigt att dessa ämnen kommer att vara praktiskt taget olösliga i det djupa grundvattnet. Härigenom förhindras deras vidare spridning till jordytan. Dessa resultat bekräftas dessutom av förhållanden vid vissa utländska uranmalmer som varit utsatta för grundvattnets flöden i många miljoner år.

Det geologiska materialet presenteras mer detaljerat i kapitel II:3.

## 6.2 UTVÄRDERING AV BERGGRUNDSFÖRHÅLLANDEN

Inom ramen för KBS geologiska arbetsprogram har de naturliga förutsättningarna för ett djupt bergförvar för förglasat högaktivt avfall eller utbränt kärnbränsle undersökts i tre skilda områden. Erhållna data sammanfattas och utvärderas i följande avsnitt.

I Karlshamm visar det utförda borrhålet, att den bergart, Blekinge kustgnejs, som påträffas vid ytan, här sträcker sig till åtminstone 500 m djup. Borrhålet visar också att denna bergart här har extremt låg vattengenomsläpplighet, samt att det vertikala avståndet mellan eventuella vattenförande zoner i berget överstiger flera hundra meter. Bergrum, som finns inom området och dess närhet, visar över stora ytor och volymer, att förekommande sprickors vattenföring redan på ringa djup är ovanligt liten. Vattenförande zoner inom detta område ligger dessutom så glest i horisontell riktning att flera stora bergrum kunnat anläggas utan problem med inläckande vatten. Bergrummens stabilitet och låga förstärkningskostnader visar att Blekingegnejsen är gynnsam från anläggningsteknisk synpunkt, att eventuellt förekommande bergspänningar här inte vållar några bergmekaniska problem, samt att tidigare istiders påverkan på berggrunden i området varit begränsad till ytformerna och bergets allra översta ytskikt. Befintliga bergrum för lagring av tjockolja, som förvaras vid förhöjd temperatur, utgör ett långtidsförsök i stor skala, som praktiskt visar att berggrunden här tål den värmebelastning, som uppstår vid en avfallsförvaring i enlighet med KBS förslag.

Med hänsyn till dessa observationer kan det betraktas som säkerställt att ett djupt liggande bergförvar skulle kunna anläggas på platsen. De bergmässiga förutsättningarna är vidare för handen för att varje enskild avfallskapsel i ett sådant förvar skall kunna omges av många meter berg med extremt låg vattengenomsläpplighet. Som visas i avsnitten II:3.4 rörande grundvattnets mängd och strömningstid innebär detta, att de vattenmängder som kan komma i kontakt med kapslarna är mycket små, och att strömningstiden till ytan är mycket lång. Som närmare utreds på annan plats (II:6 och 7) medför detta jämte avfallsämnenas fördröjning i berget, att de flesta avfallsämnen sönderfaller innan de når biosfären. Detta innebär att även om kapslingen ej funnes, och grundvattnet kom i direkt kontakt med avfallet, så skulle berggrundens kemiska och mineralogiska sammansättning säkerställa, att långlivade element såsom uran, plutonium och andra aktinider skulle förbli praktiskt taget olösliga i vattnet.

Urbergets geologiska utveckling liksom lokala sprickstudier visar, att berggrundsförhållandena och bergets lokala vattengenomsläpplighet inte kommer att väsentligt ändras under de närmaste årmiljonerna, samt att sannolikheten för sprickrörelser i berget som kan ge kapselskador är utomordentligt liten. På grundval av dessa resultat hävdas, att de geologiska förutsättningarna för att tillgodose den svenska villkorslagen här visats vara för handen.

Det synes nödvändigt att särskilt betona, att inga krosszoner i berget har påträffats i det djupa borrhålet vid Karlshamm. Inga betydande krosszoner har heller påträffats i här befintliga bergrum, som har en sammanlagd volym överstigande en miljon kubikmeter.

Detta visar att sådana zoner ligger glest och sannolikt är fåtaliga inom området. Eventuella krosszoner utgör dock inte i sig ett hot mot en helt säker förvaring av högaktivt avfall, så länge inget avfall placeras i sådana zoner. Det avgörande är istället, att varje enskild avfallskapsel lokalt kan omges av berg med låg vattengenomsläpplighet.

Självfallet är kunskap om eventuella krosszoners lägre och utbredning av största betydelse för ett bergförvars slutliga utformning. Av detta skäl har det av KBS föreslagna bergförvaret utformats som ett modulsystem, som kan anpassas till de lokalt rådande bergförhållandena. Härigenom reduceras frågan om eventuella krosszoners läge till en ekonomisk fråga, som inte berörs av villkorslagen. Emellertid talar tidigare nämnda, låga förstärkningskostnader för att Karlshamnsområdet även i detta avseende erbjuder gynnsamma förutsättningar. Resultaten av den regionala undersökningen av Blekinges kustgnejs visar emellertid, att också många andra områden bör ha samma gynnsamma karaktär.

Borrhålen vid Kråkemåla, liksom borrhålen Finnsjön 1 och 2 (nära Forsmark) visar att berggrunden i dessa båda områden består av berggrundsblock med låg vattengenomsläpplighet, som emellertid begränsas av vattenförande zoner.

De senare utgör mellan 5 och 20 procent av den djupare berggrunden, och deras inbördes avstånd växlar i allmänhet mellan några tiotals och upp till ett hundratal meter. Vissa avbrott, som omfattar någon enstaka mätsektion kan dessutom vara förorsakade av läckage kring tätningmanschetterna, vilket medför att de täta sektionernas längd i sådana fall är större än vad som framgår av mätningarna.

Eftersom borrhålen inte ligger i samma plan visar de anförda mätresultaten att det även vid Finnsjön och Kråkemåla finns stora bergvolymer med låg vattengenomsläpplighet. Båda dessa platser erbjuder sålunda goda möjligheter att omge de enskilda avfalls-kapslarna med flera meter av sådant berg.

Längdfördelningen hos de tätare sektionerna i de djupare delarna av de nämnda borrhålen är ganska likartad. Detta visar dels att de båda områdena i detta avseende är ungefär likvärda, dels att borrhålen var för sig är tillräckliga för att på detta stadium ge en representativ bild av dessa förhållanden.

Genomsläppligheten hos de vattenförande zonerna är dock ibland tydligt högre vid Kråkemåla än vid Finnsjön. Tillsammans med Kråkemålaområdets utpräglade spricksystem och förhöjda naturliga radioaktivitet gör detta att Kråkemåla betraktas som mindre lämpligt för ett bergförvar än Finnsjöområdet.

De utförda borrhålen visar, att berggrundens vattenförande zoner helt övervägande utgörs av sammansatta sprickzoner, vilkas bredd ofta sträcker sig över flera mätsektioner. Även de mest markerade sprickstrukturerna i Finnsjöområdet, nämligen Gåvastboförkastningen och den sprickzon, som genomborrats i borrhålet Finnsjön 2 samt passerar Finnsjön 1, har visat denna karaktär. De kännetecknas också av ganska måttlig vattengenomsläpplighet (mellan  $10^{-6}$  och  $10^{-5}$  m/s).

Sprickzonernas mineral visar, att de anlagts mycket tidigt när dessa delar av berggrunden befann sig på större djup och inte i nuvarande ytnära läge.

Provtagningen av grundvattnet i borrhålen, liksom antalet åldersbestämningar och andra specialbestämningar på grundvattenproven, har kunnat utökas betydligt jämfört med läget vid tiden för föregående KBS-rapport. Resultaten redovisas närmare i II:3.4.

Borrhålen har medgivit, att grundvattenytans verkliga höjdläge punktvis kunnat fastställas i undersökningsområdena. Som väntat visar de, att grundvattenytan är betydligt flackare än landytan, vars lutning genomgående tagits som mått på den hydrauliska gradienten vid beräkningar av grundvattenmängder och strömmingstider. Den hydrauliska gradienten bestämd på detta sätt är endast omkring hälften av den som använts i beräkningarna. Detta medför att uppgivna grundvattenflöden minskas till hälften och att strömmingstiderna fördubblas.

Vid beräkningen av strömmingstiderna har i allmänhet förutsatts att berggrundens vattengenomsläppliga zoner har fullständigt samband med varandra och att vattnet ständigt kan röra sig i det teoretiska potentialfallets riktning. Borrhålsresultaten och sprickstudier i dagytan visar, att det senare inte är fallet. Borrhålen ger ingen bild av de djupare sprickzonernas tredimensionella samband, och visar inte ens att ett sådant verkligen existerar. Om de djupa vattenförande zonernas samband är ofullständigt, betyder detta att de verkliga strömmingstiderna är längre, vilket dock inte tillgodoräknats i säkerhetsanalysen.

Som tidigare understrukits är frågan om de vattenförande zonernas förlopp emellertid inte av avgörande betydelse för avfallsväringens säkerhet, så länge varje enskild avfallskapsel kan omges av berg med låg vattengenomsläpplighet. I detta sammanhang bör också erinras om att KBS geologiprogram inte haft till syfte att nu finna en plats som föreslås för lokalisering av ett framtida bergförvar, utan att visa att och var en helt säker slutförvaring av högaktivt avfall kan ske. De valda områdena utgör därför exempel på platser där ett slutförvar skulle kunna tänkas bli förlagt. Innan ett beslut tas om slutförvarets placering och närmare planering förutses omfattande undersökningar och studier under flera år inom tänkbara områden.

### 6.3 SAMMANFATTNING AV RESULTATEN FRÅN GEOLOGIPROGRAMMET

- En översikt över berggrundens utveckling i Sverige visar, att urberget i den Baltiska skölden utgjort en utpräglat stabil enhet i Europas geologi under mer än 600 miljoner år. Under de senaste 25 miljoner åren befinner sig Europa norr om Alpena, samt angränsande delar av Nordatlanten, i en utveckling mot ökande stabilitet. Det kan därför betraktas som uteslutet att sådana allmänna bergrörelser skulle kunna inträffa, att djupgående vittring eller erosion av betydelse för säkerheten hos ett bergförvar på några hundra meters djup skulle bli en följd därav.
- Lokala sprickrörelser i berget kan inte uteslutas, men en närmare analys visar, att de icke kommer att medföra märkbara ändringar i berggrundens vattengenomsläpplighet eller skador på avfallskapslingen när kapslarna placerats i bra berg.
- Under de senaste två miljoner åren har Sverige utsatts för mellan tio och tjugo skilda nedisningar. Dessa, och motsvarande avsmältningsskedens nivåförändringar, har sammanlagt icke medfört någon hydrauliskt sammanhängande uppsprickning av berggrunden på större djup.

En kommande istid kan härvidlag inte skilja sig radikalt från de föregående. Den kan följaktligen inte påverka säkerheten hos ett djupt liggande bergförvar.

- Även tidigare nivåförändringar, med åtföljande djupgående grundvattencirkulation och starkt klimatbetingad vittring, har endast helt lokalt påverkat berggrunden. Härigenom bekräftas, att inte ens extrema nivå- och klimatändringar på avgörande sätt kan påverka ett lämpligt placerat bergförvar i urberget.
- Utländska erfarenheter har visat att starka jordbävningar har mycket begränsade verkningar på tunnlar och bergrum. I Sverige förekommer endast svaga jordskalv. Deras effekt på ett djupt liggande bergförvar är helt försumbar. Sydöstra Sverige utgör dessutom ett område med ovanligt låg jordskalvsfrekvens.
- Av KBS undersökningsområden uppbyggs det vid Karlshamn av en gnejs, som regionalt kännetecknas av svag uppsprickning och låg grundvattenföring. I området och dess omedelbara närhet finns bergrum på tillsammans mer än en miljon  $m^3$ , vilket kan jämföras med volymen hos ett slutförvar, som beräknats till en miljon  $m^3$ . Data finns för sammanlagt 700 000  $m^3$  av dessa bergrum, som visar anmärkningsvärt låg vatteninläckning och god bergsstabilitet. Flera av bergrummen är, utan menliga effekter, uppvärmda till temperaturer, som motsvarar dem som beräknats för ett slutförvar för högaktivt avfall. Ett borrhål i området visar oförändrat goda berggrundsförhållanden till 500 m djup och extremt låg vattengenomsläpplighet har uppmätts för hela borrhålet mellan 23 och 500 m djup. Inga vattenförande sprickzoner har påträffats i borrhålet. Man kan här räkna med att berggrunden helt övervägande består av berg med extremt låg vattengenomsläpplighet, vilket säkerställer att varje avfallskapsel kan placeras så att den omges av stora volymer bra berg.
- Också undersökningsområdena vid Finnsjön, väster om Forsmark, och Kråkemåla, norr om Oskarshamn, uppvisar stora volymer av bra berg. Detta säkerställer att varje avfallskapsel där kan placeras så att den omges av flera meter berg med låg vattengenomsläpplighet. I båda områden finns dock vattenförande sprickzoner, vilka noggrant måste beaktas vid utformningen av ett bergförvar.
- Resultaten av de fortsatta arbetena har bekräftat den prioritering som gavs i föregående rapport, nämligen Karlshamn, Finnsjön och Kråkemåla, i nu nämnd ordning.
- Vattengenomsläppligheten i bra berg har bestämts till lika med eller mindre än  $5 \cdot 10^{-11}$  m/s i Stripa och  $2 \cdot 10^{-12}$  m/s i Karlshamn. Motsvarande värden föreligger sannolikt även i övriga undersökningsområden, fastän mättekniska skäl inte medgivit bestämmningar av värden under  $4 \cdot 10^{-10}$  m/s.

Vattenförande sprickzoner inom undersökningsområdena har allmänt vattengenomsläppligheter kring  $10^{-7}$  m/s. Högre värden förekom dock, och i enstaka zoner vid Kråkemåla har värden upp till  $10^{-3}$  m/s uppmätts.

- Grundvattenflödena i partierna med bra berg i undersökningsområdena har beräknats till  $0.2 \text{ l/m}^2$  och år, grundat på permeabilitetsvärdet  $K = 10^{-9} \text{ m/s}$ . Tillämpas permeabilitetsvärdena för bra berg i Stripa och Karlshamn erhålles tio till hundra gånger lägre vattenflöden i de täta bergpartierna kring avfallskapslarna.
- Grundvattnets strömningsmönster kännetecknas av lokala strömningsceller, med nedströmning vid grundvattendelare och uppströmning under mer markerade dalstråk. Däremellan går grundvattenströmningen övervägande i horisontell riktning. Eftersom både landskapsformer och berggrundens vattengenomsläpplighet i huvudsak styrs av den befintliga berggrundstrukturen kommer grundvattnets strömningsmönster i undersökningsområdena att bestå under mycket lång tid.
- Grundvattnets strömmingstid har beräknats i en tredimensionell modell över 30 kvadratkilometer omkring undersökningsområdet vid Finnsjön. Därvid räknas med en vattengenomsläpplighet som minskar från  $10^{-6} \text{ m/s}$  vid ytan till  $10^{-7.5} \text{ m/s}$  vid 500 m djup. Porositeten ansätts till 0.001. Ett antal femtio meter breda krosszoner med hundra gånger högre vattengenomsläpplighet är inlagda i modellen. Beräkningarna visar att ett bergförvar på 500 m djup och med en yta av en kvadratkilometer här kan placeras så, att grundvattnets strömmingstid från förvarets perifera delar till ytan överstiger 3 000 år. Dessa beräkningar avser i första hand det vatten, som rör sig i bergets sprickzoner. Kompletterande beräkningar visar, att ett fåtal meter av bra berg kring varje avfallskapsel ökar strömmingstiden med några tusen år. För undersökningsområdet vid Karlshamn uppgår strömmingstiden för grundvattnet från 500 m djup till ytan sannolikt till hundratusentals år.
- På grundval av elva åldersbestämningar av grundvattnet med kol-14-metoden har grundvattnets strömmingstid från ett förvar på 500 m djup bedömts vara omkring 3 000 år eller mer.
- Undersökningar av uranmalmer och laboratorieförsök visar, att spridning av uran och andra aktinider med grundvattnet förhindras av de reducerande förhållanden, som råder på aktuella djup.
- Mätningar av redoxpotential och syrehalt i svenska grundvatten från större djup, liksom mineralogiska och mineralkemiska observationer, visar att reducerande förhållanden är allmänt förhärskande i svensk berggrund. Grundvattnet på större djup saknar därför förmåga att lösa upp och väsentligt sprida uran, även om vattnet skulle komma i direkt kontakt med utbränt bränsle i ett bergförvar.
- Extrema klimatförändringar ger endast lokala ändringar i grundvattnets redoxpotential i kristallint berg, och kan härigenom icke väsentligt påverka säkerheten i ett lämpligt placerat bergförvar.
- Anläggning och länshållning av ett bergförvar ger endast lokala störningar av redoxförhållandena i berggrundens omedel-



bara närhet. Strax utanför det utsatta området återställs de naturliga jämvikterna. Grundvattnet kan därför endast medföra en lokalt mycket begränsad spridning av uran och andra aktinider. När ett bergförvar har återfyllts upphör så småningom de lokala störningarna.

## 7 BUFFERTMATERIAL

### 7.1 ALLMÄNT

Två typer av buffertmaterial kommer till användning i slutförvaret, dels en blandning av sand och bentonit liknande den som används i slutförvaret för förglasat avfall från upparbetning, dels högkompakterad, ren bentonit.

Som redovisats under 5.4 ovan används sand/bentonit-blandningen till återfyllning av tunnlarna och schakt. Till tunnelfyllningen tillsätts 0,5% järn(II)fosfat (vivianit) som syre-getter, se kapitel 8. För en beskrivning av sand/bentonit-blandningens egenskaper och funktion hänvisas till avsnitt 6.3, del III av KBS-rapporten om förglasat avfall från upparbetning samt till kapitel II:4. Den efterföljande beskrivningen behandlar därför enbart det buffertmaterial av högkompakterad, ren bentonit som omger kapseln i deponeringshålet och som dessutom används på vissa ställen vid försegling av tunnlarna och schakt.

Anledningen till att ren bentonit används i deponeringshålet i stället för en blandning av sand/bentonit som i alternativet förglasat avfall är att kraven på kapselns livslängd är avsevärt högre vid direktdeponering än för förglasat avfall från upparbetning. Genom att använda ren bentonit med hög densitet erhåller man ett buffertmaterial som har mycket låg vattengenomsläpplighet och som i övrigt har de egenskaper som ett buffertmaterial bör ha nämligen:

- god bärighet, så att kapseln hålls i sitt läge i deponeringshålet,
- god värmeledningsförmåga, så att det värme som bränslet i kapseln avger överförs till berget utan att kapseln får för hög temperatur,
- hög jonbytesförmåga, så att vandrigen av radioaktiva ämnen, som kan läcka ut från kapseln, fördröjs,
- långtidsstabilitet, så att materialet bibehåller sina egenskaper under den mycket långa tid som slutförvarets funktion skall vidmakthållas.

Ett villkor är dessutom att buffertmaterialet inte skall innehålla komponenter som på ett avgörande sätt kan minska kopparkapselns korrosionsbeständighet.

Förutom av ovannämnda egenskaper karakteriseras bentonit med hög densitet av att den vid förhindrad svällning ger upphov till ett mycket högt svällningstryck när bentoniten tar upp vatten. Häri-

genom erhålles en garanti för att vattenförande sprickor inte kan uppkomma i buffertmaterialet. På grund av svällningstrycket tränger bentoniten också in i och tätar sprickor som kan finnas (eller som eventuellt senare kan uppstå) i deponeringshålets vägar.

På grund av att flera av de för buffertmaterialets funktion grundläggande egenskaperna är beroende av att en tillräckligt hög densitet erhålles i deponeringshålet appliceras bentoniten i hålet i form av högkompakterade block med mycket hög densitet. Under inverkan av inträngande grundvatten sväller bentoniten, så att de spalter och hålrum, som appliceringsförfarandet ger, fylls ut. Svällningen begränsas av det omgivande berget och av fyllningen i den ovanförliggande tunneln så att en mycket hög densitet bibehålles. (Bentonitens vattenupptagning sker så långsamt och tillrinningen av grundvatten till deponeringshålen är så ringa, att höga svällningstryck ej kan uppstå under den tid tunnlarna hålles öppna.)

Även om således många av bentonitens viktigaste egenskaper i dess funktion som buffertmaterial förbättras med ökande densitet finns en övre gräns som är avhängig av att alltför höga svällningstryck kan ge ej önskvärda spänningskoncentrationer i det omgivande berget.

För en mera detaljerad redovisning av buffertmaterialets egenskaper och funktion, se kapitel 4, del II.

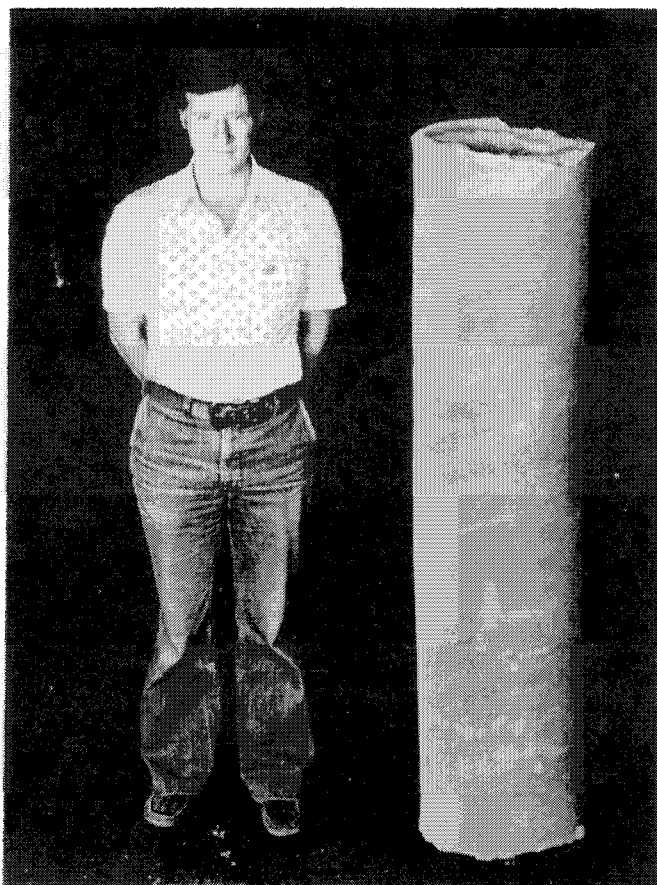
## 7.2 EGENSKAPER

Bentonit är en i naturen förekommande lera som karakteriseras av att den sväller vid vattenupptagning. KBS har som referensmaterial valt en bentonit av typ Volclay MX-80, som utvinns i Wyoming och South Dakota, USA. (Andra typer av naturlig eller syntetiskt framställd bentonit kan emellertid sannolikt också användas.) MX-80 är en s k natriumbentonit som till 90% består av mineralet montmorillonit. Den har ett flertal användningsområden bl a inom gjuteri- och oljeborrningstekniken. De i slutförvaret årligen erforderliga kvantiteterna utgör en ringa del av nuvarande årsproduktion och betryggande reserver finns.

Bentoniten appliceras i deponeringshålet dels i form av block (fig 7-1) som pressas under 100 MPa tryck, dels i form av bentonitpulver, som används för att fylla spalterna mellan blocken och berget respektive mellan blocken och kapseln. Skrymdensiteten för vattenmättat material är ca 2,30 t/m<sup>3</sup> för blocken och ca 1,75 t/m<sup>3</sup> för pulvret i spalterna. Medeldensiteten, när all bentonit i deponeringshålet vattenmättats och svällningen avstannat, blir 2,1 t/m<sup>3</sup>. Den bestäms av den volymökning som blir följden av att fogarna mellan blocken fylls igen, bentoniten i spalterna (se fig 4-2) komprimeras samt att bentonit från deponeringshålet något trycker undan och komprimerar den ovanförliggande tunnelns sand/bentonitfyllning.

### Stabilitet

Naturliga förekomster av bentonit, som varit utsatta för de temperaturer, grundvattenförhållanden och tryck som råder i



*Figur 7-1. Bentonit kan komprimeras med isostatpressning till stora block. Bilden visar ett provblock.*

slutförvaret, visar att bentoniten kan förutsättas förbli stabil under de tidsrymder som buffertmaterialet måste bibehålla sina för slutförvarets funktion väsentliga egenskaper.

#### Vattengenomsläpplighet

Bentonitens vattengenomsläpplighet (permeabilitet) avtar med ökande densitet. Vid en densitet av  $2,1 \text{ t/m}^3$  är vattengenomsläppligheten ca  $2 \times 10^{-14} \text{ m/s}$ . Detta innebär att materialet är praktiskt taget ogenomträngligt för vatten och att diffusion blir den styrande mekanismen för transporter av joner genom buffertmaterialet.

#### Bärighet

De block av högkompakterad bentonit som appliceras i deponeringshålet har mycket stor bärförmåga. Till utseendet och för känslan liknar materialet täljsten. Skjuvhållfastheten är jämförbar med den för sedimentära bergarter. Vattenhalten, dvs förhållandet mellan vattnets vikt och fasta substansens vikt, är ca 10% i blocken.

Bärigheten är en funktion av materialets densitet. Den slutliga medeldensiteten i deponeringshålet vid full vattenmättnad (vattenhalt ca 20%) är emellertid så hög att den av tyngdkraften förorsakade nedsjunkningen, även efter en miljon år är försumbart

liten. Även vid en skrymdensitet av  $1,4 - 1,5 \text{ t/m}^3$ , då bentonitens konsistens kan jämföras med fast modeller, är bärförmågan tillräcklig för att kapseln inte ens på lång sikt skall sjunka ned igenom den underliggande bentoniten. Det innebär, att även vid osannolikt stora materialförluster genom sprickor e d så har bentoniten fortfarande tillräcklig bärförmåga.

#### Svällningstryck

Bentonit som tar upp vatten vid förhindrad svällning utövar ett svällningstryck som är en funktion av materialets densitet. För MX-80 har sambandet svällningstryck/densitet fastställts vid försök och verifierats med teoretiska beräkningar. Vid en skrymdensitet av  $2,1 \text{ t/m}^3$  är svällningstrycket i storleksordningen 5 MPa.

Den stora svällningsförmågan vid vattenupptagning ger bentoniten en "självtätande" förmåga, genom att den pressas in i sprickor i hålväggarna och förhindrar vattenförande sprickor eller hålrum att uppkomma i buffertmaterialet.

#### Värmeledningsförmåga

Värmeledningsförmågan för block av högkompakterad bentonit med en skrymdensitet av  $2,0 \text{ t/m}^3$  och en vattenhalt av ca 10% har bestämts till ca  $0,75 \text{ W/m}^{\circ}\text{C}$ . Högsta temperaturen vid kapselns yta har därvid beräknats till  $77^{\circ}\text{C}$ .

#### Påverkan på kapselns korrosionsbeständighet

Bentonit kan innehålla sulfider och organiskt material som direkt eller indirekt kan medverka till ett ökat korrosionsangrepp på kapseln, se kapitel 8. Halten av dessa material bör ej överstiga  $200 \text{ mg/kg}$  bentonit. Överskrids dessa halter bör bentoniten renas genom uppvärmning i luft till  $425^{\circ}\text{C}$  under 15 timmar. Försök har visat att en sådan värmebehandling inte påverkar bentonitens svällningsegenskaper.

#### Jonbyteskapacitet

Bentonit har, på grund av sin höga halt av lermineralet montmorillonit, en betydande förmåga att genom jonbyte fördröja vissa nuklider.

### 7.3

#### FUNKTION

Efter deponeringen och under den tid förvaringstunnlarna hålls öppna och dränerade, kommer sannolikt inget vatten att kunna tränga in i deponeringshålen. Men även om så skulle ske är det i första hand bentonitpulvret, som fyller spalten mellan de högkompakterade blocken och berget, som adsorberar vattnet, eftersom vattengenomsläppligheten i detta skikt är högre än i blocken. Den är dock tillräckligt låg för att, sedan skiktet vattenmättats, avsevärt begränsa ytterligare inträngning av vatten.

När slutförvaret förseglats återställs de ursprungliga grundvattenförhållandena efter hand. Vatten tränger då långsamt in i hålet och tas upp av den högkompakterade bentoniten. Allteftersom bentonitens vattenupptagning fortskrider minskar dess vattengenomsläpplighet vilket gör, att vattenupptagningen går allt långsammare. Med hänsyn till den mycket ringa grundvattenföringen och den låga vattengenomsläppligheten i buffertmaterialet och det omgivande, täta berget, kommer det att ta mycket lång tid (sannolikt hundratals år) innan all bentonit blir vattenmättad.

Svälltrycket gör att bentonit pressas in i och tätar sprickor i hålväggarna, även sådana som kan uppkomma efter deponeringen. Vid de små sprickor (sprickvidd < 1 mm) som kan förekomma intill ett deponeringshål kommer inträngningen att avstanna efter några decimeter. Mängden bentonit som kan tränga in i sådana sprickor är så obetydlig, att den inte påverkar buffertmaterialets densitet och därmed dess funktion.

Det svälltryck, som den högkompakterade bentoniten ger, kommer att komprimera sand/bentonit-fyllningen i tunneln ovanför. Till följd av detta kommer bentoniten att kunna svälla några decimeter uppåt. Den angivna, slutliga densiteten av 2,1 ton/m<sup>3</sup> tar emellertid även hänsyn till denna volymökning. Eventuellt blir densiteten något lägre i deponeringshålets övre del och högre i nedre delen, men detta påverkar inte buffertmaterialets funktion i någon nämnvärd grad. Någon inträngning av bentonit i sand/bentonit-fyllningens porer liknande den i sprickor kan ej ske, därtill är porstorleken alltför liten.

## 8 KAPSELMATERIAL

### 8.1 ALLMÄNT

Kapselns primära uppgift är att utgöra en långtidsbeständig barriär mot spridning av radioaktiva ämnen i bränslet. En sådan spridning kan endast ske med grundvattnet. Så länge som kapseln ej har penetrerats utgör den därför en absolut barriär till skillnad från slutförvarets övriga barriärer som baserar sig på mycket långsamma utlösning- och transportförlopp.

En sekundär uppgift för kapseln är att ge strålskärming som minskar radiolysen av grundvatten till en ur korrosionssynpunkt låg nivå. Strålskärmingen underlättar dessutom hanteringen vid kapselns nedtransport till slutförvaret och när den placeras i deponeringshålet.

Penetration av kapseln kan förorsakas antingen av korrosionsangrepp eller av mekaniska påkänningar som leder till brott.

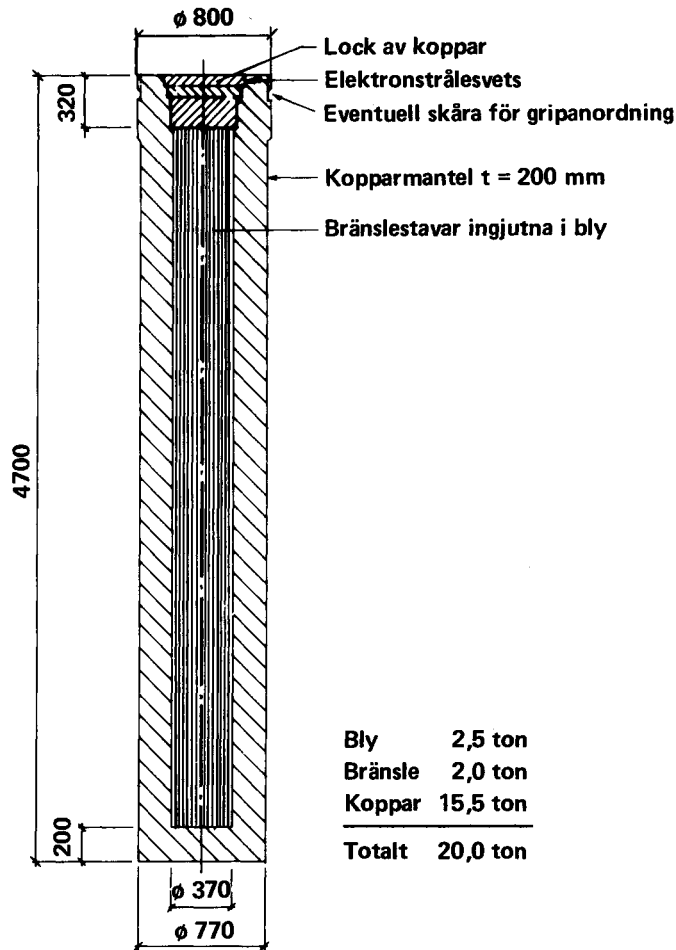
### 8.2 MATERIALVAL OCH KAPSELKONSTRUKTION

I slutförvaret kommer avfallskapslarna att utsättas för påverkan av grundvatten. Med hänsyn till de höga kraven på kapselns livslängd är det därför nödvändigt att kapselmaterialet har en ytterst låg reaktionshastighet med vatten. Tillförseln av i grundvattnet förekommande små mängder lösta substanser, som kan orsaka korrosion, kan begränsas genom att kapseln omges med ett buffertmaterial, se kapitel 7.

Den bästa garantin för en låg reaktionshastighet med vatten är termodynamisk stabilitet, som innebär att någon påvisbar reaktion över huvud taget ej äger rum, ens vid obegränsad kontakttid. Har man valt ett sådant material blir man oberoende av reaktionskinetiska data.

Koppar är ett praktiskt användbart material som är termodynamiskt stabilt i närvaro av rent vatten. Andra metalliska material med denna egenskap är silver, guld och platinametallerna, som emellertid är uteslutna av ekonomiska skäl.

Som kapselmateriale har därför valts ren kopparmetall, s k Oxygen Free High Conductivity Copper (SIS 5011). Kapselns utförande framgår av fig 8-1. Minsta godstjocklek är 200 mm, ytterdiametern är 770 mm, upptill 800 mm för att skapa grepp för lyftning. Längden är 4 700 mm och vikten ca 16 ton. De tre locken fogas till



Figur 8-1. Längdsnitt av kopparkapseln med bränslestavar ingjutna i bly.

kapseln med elektronstrålesvetsning. Det i kapseln inneslutna bränslet omges med ingjutet bly, varigenom deformation av kapseln på grund av yttre övertryck undviks.

Koppar har även de hållfasthetstekniska egenskaper som krävs för att kapseln skall kunna motstå förekommande mekaniska påkänningar.

### 8.3 KAPSELNS LIVSLÄNGD

#### 8.3.1 Mekanisk hållfasthet

I slutförvaret utsättes en kapsel för mekaniska påkänningar, dels på grund av yttre övertryck förorsakat av grundvattnets hydrostatiska tryck och buffertmaterialets svälltryck, dels på grund av inre övertryck som orsakas av heliumbildning i bränslet.

Det yttre övertrycket ger inte upphov till spänningar som kan leda till brott, inte ens om svälltrycket skulle vara ojämnt fördelat till följd av ojämn vattenupptagning i bentoniten. Blyfyllningen kring bränslestavarna motverkar att kapseln deformeras av övertrycket.

Det inre övertrycket utbildas så långsamt, att någon kritisk deformation ej kan uppkomma inom en tid av 1 miljon år.

Även eventuella rörelser i det omgivande berget kan ge påkänning-



ar på kapseln. Buffertmaterialets eftergivlighet och kapselns seghet gör emellertid att brott inte behöver befaras vid de små bergförskjutningar, som behöver beaktas, se kapitel 6.

Mekaniska påkänningar kan således ej förväntas begränsa kapselns livslängd till under 1 miljon år.

### Korrosion

Eftersom koppar som nämnts är termodynamiskt stabil i rent vatten kan korrosionsreaktioner endast ske med vissa ämnen som är lösta i grundvattnet.

För flertalet av de ämnen som kan förväntas förekomma i grundvattnet kring slutförvaret gäller att korrosionsreaktioner av termodynamiska skäl är uteslutna. Endast fritt syre och lösta sulfider kan orsaka korrosionsangrepp.

Buffertmaterialet kring kapseln har emellertid en utomordentligt låg vattengenomsläpplighet och en låg diffusivitet för i vattnet lösta ämnen. Härigenom försvåras intransporten av korroderande ämnen i grundvattnet. Utförda beräkningar visar, att korrosionen av sådana ämnen med mycket konservativa antaganden högst kan uppgå till drygt 50 kg per kapsel efter 1 miljon år.

Det luftsyre som innesluts i buffertmaterialet vid förvarets försegling måste också beaktas. Den dominerande mängden av sådant syre finns i sand-bentonit fyllningen i tunneln ovanför deponeringshålet. Detta syre avlägsnas emellertid genom att man till denna fyllning tillsätter 0.5% av järn(II)fosfat (som mineral benämmt vivianit) som desoxidationsmedel (s k syre-getter). Mängden syre i deponeringshålet kan högst ge en korrosion av några kilogram koppar. Korrosionen av syre bildat genom radiolytisk sönderdelning av vatten orsakad av avfallets gammastrålning blir försumbart låg pga den goda strålskärming som den tjocka kapselväggen ger.

Den sammanlagda korrosionen kommer inte att överskrida ca 60 kg per kapsel efter 1 miljon år. Det motsvarar ett medelkorrosionsdjup av ca 0.5 mm. Den översta delen av kapseln kan tänkas bli något mer angripen genom att korrosiva ämnen från tunneln företrädesvis reagerar med denna del. Antar man, att sådana angrepp koncentreras till de översta 10% av kapselytan blir medelkorrosionsdjupet där ca 2.4 mm.

Av dessa framgår, att korrosionsgenombrott av kapseln inom 1 miljon år endast kan äga rum om korrosionsangreppet blir koncentrerat till en mycket liten del av ytan i form av ett punktangrepp, s k gropfrätning.

Ren koppar är emellertid ett material med föga tendens till gropfrätning. Även om gropfrätning kan uppträda i begynnelsefasen avstannar frätgropens tillväxt praktiskt taget helt med tiden, när vägg tjockleken är tillräckligt stor. Det fortsatta angreppet sker därefter genom att befintliga frätgropar tillväxer på bredden och nya gropar påbörjas. Vid extremt stor vägg tjocklek - såsom i detta fall 200 mm - får angreppet efter mycket lång tid karaktären av en bortfränt ytzon med lokala variationer i djup.

Ett konservativt värde på det maximala korrosionsdjupet erhålls om man bortser från denna med tiden skeende utjämnning av angreppet och i stället använder det maximala förhållandet mellan max- och medelkorrosionsdjup (den s k gropfrättningsfaktorn) som har observerats (ca 25). Det maximala angreppsdjupet blir då 60 mm efter 1 miljon år, dvs 30% av väggtjockleken.

### 8.3.3 Sammanfattande bedömning av kapselns livslängd

Av ovanstående framgår, att varken mekaniska påkänningar eller korrosionsangrepp kan förväntas ge upphov till kapselpenetration inom 1 miljon år, dvs den förväntade kapsellivslängden är minst 1 miljon år. Denna livslängdsuppskattning baserar sig på ytterst ogynnsamma antaganden beträffande grundvattenkemi och konservativa antaganden med avseende på sprickighet och vattenföring i berget. Rimliga antaganden om ökning av de sistnämnda faktorerna påverkar inte livslängdsbedömningen nämnvärt.

En grupp specialister från i huvudsak korrosions- och materialområdet har i Korrosionsinstitutets regi, på uppdrag av KBS, granskat kopparkapselns beständighet ur korrosionssynpunkt. Resultatet av denna granskning finns återgiven i KBS tekniska rapport nr 90. Bedömningen utmynnar i slutsatsen, att det är realistiskt att förvänta en livslängd av hundratusentals år.

Åtta av gruppens nio medlemmar står bakom detta uttalande medan en reserverat sig.

Reservantens invändningar (som finns återgivna i ovannämnda KBS rapport) grundar sig bl a på uppfattningen, att en kommande nedisning skulle kunna orsaka en betydande uppsprickning av berget, vilket skulle leda till en dramatisk ökning av grundvattenflödet och därmed av korrosionshastigheten hos kopparkapseln. En sådan påverkan på det svenska urberget på 500 m djup överensstämmer ej med den geologiska tolkningen av det sprickmönster, som i dag kan observeras, se kapitel 6. I det hypotetiska fallet, att en nedisning skulle få som följd en betydande uppsprickning av berget kring kapslarna, kommer buffertmaterialet med sin mycket stora potentiella svällförmåga att täta nya eller vidgade sprickor och den redovisade slutsatsen beträffande kapselns livslängd kommer inte att påverkas.

## 8.4 LÄGESRAPPORT FÖR KERAMIKKAPSEL

Även keramiska material kan ifrågakomma som kapselmateriäl. Enligt en av ASEA föreslagen metod innesluts det använda bränslet i kapslar framställda genom varm isostatisk pressning av aluminiumoxidpulver vid 1 350°C och 100 MPa i en s k QUINTUS-press. I det följande ges en sammanfattning av den rapport om nuläget i utvecklingsarbetet för denna kapslingsmetod, som finns återgiven i bilaga 1 till den tekniska delen av denna rapport.

Aluminiumoxid finns i naturen som mineral i form av korund och safir. Avlagringar i flodbottenar och strandgrus visar, att detta mineral har mycket hög kemisk och mekanisk beständighet under, även i geologiskt hänseende, långa tider. Man har exempelvis funnit korund i vattenrik miljö med en ålder på miljontals år.

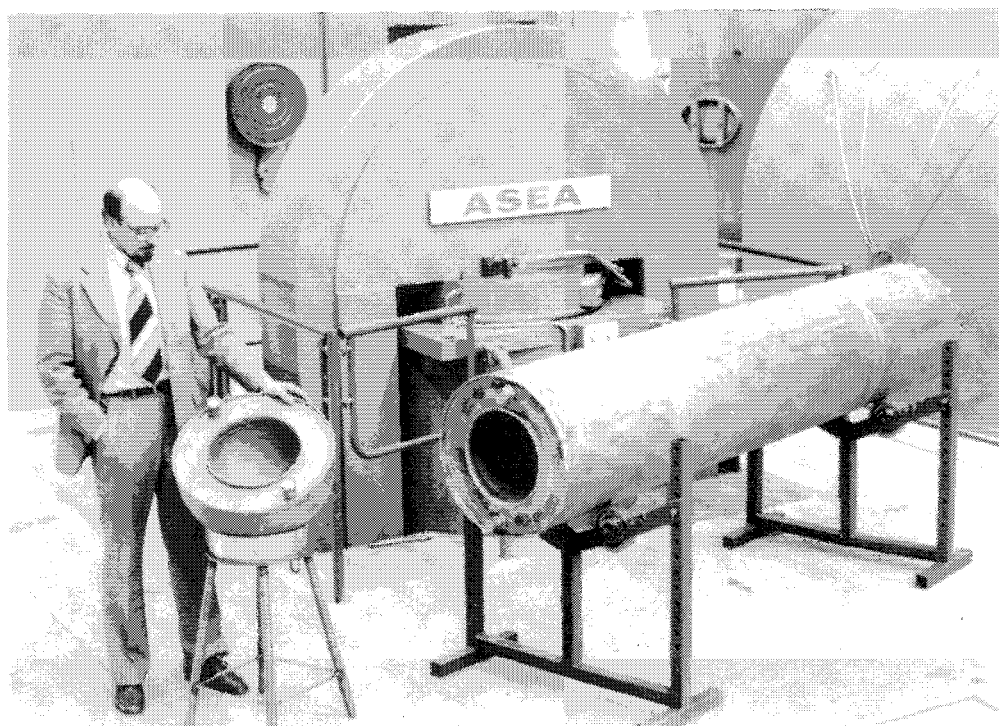
Den föreslagna kapseln har en längd av ca 3 meter, en diameter av 0.5 meter och väger ca 2 ton. Fullstora kapslar har framställts i ASEA:s högtryckslaboratorium i Robertsfors, se fig 8-2.

Kapseln tillverkas i två delar, behållare och lock. Kapselns längd, som är bestämd av för närvarande tillgänglig tillverkningsutrustning, tillåter ej inneslutning av hellånga bränslestavar. En metod för att rulla ihop bränslestavarna har därför utvecklats. Av hanteringsskäl samlas bränslerullarna i en stålbehållare som sedan placeras i kapseln. En kapsel rymmer 144 BWR-stavar eller 174 PWR-stavar. Sammanlagt erfordras ca 25 000 kapslar.

Aluminiumoxidbehållaren och locket hopfogas, omslutna av ett tunt metallhölje, genom ytterligare en varm isostatisk pressning till en helt homogen kropp. Kapseln kan därefter deponeras i slutförvaret.

Varm isostatisk pressning är en över hela världen industriellt använd metod för framställning av bl a verktygsstål och hårdmetall detaljer.

I slutförvaret kommer kapseln att utsättas för påverkan av det omgivande grundvattnet. Denna påverkan försiggår dock med mycket låg hastighet. Prov pågår för att fastställa beständigheten hos den varmisostatiskt pressade aluminiumoxiden i aktuella typer av grundvatten. Dessa prov sker vid förhöjd temperatur, 100-350°C, för att få mätbara effekter. I aktuellt grundvatten fås dock snarare en påväxning på än avverkning av kapselns yta.



Figur 8-2. Fullstor kapsel av aluminiumoxid för direktdeponering av utbränt kärnbränsle. I bakgrunden QUINTUS-pressen för varm isostatisk pressning.

Hittills utförda prov har visat, att en kapsel av aluminiumoxid med 100 mm tjock vägg med god marginal kan motstå grundvattnets påverkan i åtminstone hundratusentals år. Beständigheten påverkas i endast ringa grad av den omgivande geologiska miljön.

Såväl teoretiska som experimentella undersökningar avseende stora keramiska kroppars hållfasthetstekniska och värmetekniska egenskaper har även genomförts. Resultaten visar, att kapslarna med god marginal kan motstå den påverkan de kan utsättas för i slutförvaret.

Det hittills genomförda utvecklingsarbetet har således visat, att den föreslagna inkapslingsmetoden är ett realistiskt alternativ för slutförvaring av använt bränsle.

## 9 UTLAKNING OCH MATERIETRANSPORT

### 9.1 ALLMÄNT

Kapslarna med det utbrända bränslet omges av kompakterad bentonit i förvaret, vilket är förlagt i tätt berg på stort djup. De radioaktiva ämnena måste passera en rad barriärer på sin väg till biosfären:

- kopparkapseln, blyet och zirkaloyen måste förstöras. Detta kan ske genom brott eller genom korrosion,
- urandioxidkutsarna måste lösas upp och frigöra ämnena,
- ämnena måste diffundera ut genom leran,
- ämnena måste transporteras med grundvattnet till biosfären.

Kopparkapselns degradering har behandlats i kapitel 8.

Upplösningshastigheten för de keramiska urankutsarna är låg. Detta diskuteras i belysning av såväl svenska som utländska experiment i avsnitt 9.2.

I avsnitt 9.3 behandlas transporten av de radioaktiva ämnena. Lerans höga täthet gör att någon vattenströmning inte äger rum. Transporten sker därför endast genom diffusion.

Upplösning och utlakning av radioaktiva ämnen i bränslets metall-delar behandlas i avsnitt 9.4.

Kapitel 10 behandlar transporten med grundvattnet från förvaret till biosfären.

### 9.2 LAKNING AV BRÄNSLE

Endast ett fåtal experimentella undersökningar har utförts som är inriktade på lakningsproblemen i samband med direktdeponering av använt kärnbränsle.

Under 1975 påbörjades dock vid Battelle-Northwest, USA, försök för att studera lakningshastigheten för några ämnen i bestrålat urandioxidbränsle. På uppdrag av KBS har lakningsundersökningar också utförts vid Studsvik på använt kärnbränsle från en svensk kraftreaktor.

De amerikanska undersökningarna utfördes vid 25°C på kutsfragment från lättvattenbränsle, som bestrålats till mycket hög medelut-

bränning (54 450 MWd/MTU). Av de undersökta ämnena lakades cesium ut snabbast, curium långsammast i följande rangordning:

Cesium > antimon > strontium / yttrium > plutonium > curium

Efter 150 dygn hade ca 1.5% av cesiuminnehållet frigjorts. Den andel av plutonium som lösts ut i grundvatten efter 150 dygn uppgick till 30 miljondelar.

Lakningsförsöken i Studsvik utfördes vid 60°C på ca 20 mm långa bitar av bränslestavar från Oskarshamnsverkets reaktor 1. En relativt stor lakningshastighet, uttryckt som den bråkdel av den totala mängden av ett ämne som lakats ut per dygn, uppmättes vid lakning i syntetiskt grundvatten. Mot slutet av lakningsperioden uppnåddes värden på ca en miljondel per dygn för uran, strontium-90 och cesium-137 och ca en tiomiljondel per dygn för den totala alfa-aktiviteten.

De experimentella lakningsundersökningarna utfördes under betingelser, som i flera avseenden avviker från de förhållanden som kan tänkas råda vid inträngning av grundvatten till direktdeponerat bränsle.

Den främsta skillnaden består i att vattnet ej fritt strömmar runt kapseln i förvaret. Genom att ämnena diffunderar mycket långsamt genom den våta leran som omger kapseln, kommer vattnet som är närmast att nästan mättas på lösningsprodukter. Detta minskar avsevärt lakningshastigheten.

Bränslekutsarnas löslighet styrs i hög utsträckning av det valensstadium uran befinner sig i. Det 4-värda uranet är svårlösligt, medan 6-värt uran tillsammans med karbonatjoner kan bilda lättlösliga komplex.

I bränslekutsarna föreligger uranet i 4-värd form. Kutsarnas löslighet styrs därför av den takt med vilken oxiderande ämnen kan transporteras genom lerbarriären fram till bränslet.

En annan mekanism som kan påverka oxidationstakten är att oxiderande ämnen bildas genom radiolys. Vid en intakt kapsel är radiolysen försumbar genom den strålskärning som metallerna i kapseln utgör. Om dessa emellertid bryts igenom och vatten kommer i kontakt med bränslet erhålls en radiolytisk sönderdelning av vattnet orsakad av strålningen från bränslet. Härvid kan oxiderande sönderdelningsprodukter från radiolysen överföra uran till 6-värt valensstadium. Den intensiva gamma- och betastrålningen avtar relativt snabbt, medan alfastrålningen kvarstår under lång tid.

Radiolysens betydelse när kopparkapseln penetrerats är svår att bedöma kvantitativt då den beror på i vilken grad vatten ligger i direkt kontakt med urandioxiden, bildningen av radiolysprodukter samt i vilken grad de oxiderande ämnena är tillgängliga att oxidera uranet.

En beräkning av den övre gränsen för lakningshastigheten kan dock göras genom att man antar att allt uran föreligger som 6-värt och lakningshastigheten enbart styrs av den takt med vilken ämnena kan transporteras bort.

Med pessimistiskt valda värden på vattenflöde kring lerbarriären och grundvattnets transportförmåga erhålles en minimitid som är drygt 1 miljon år för upplösning av uranet i en kapsel.

Upplösning och utlakning av bränslet behandlas mer detaljerat i kapitel II:6.

### 9.3 TRANSPORT GENOM BUFFERTMATERIAL

Kopparkapseln placeras i en tätt packad lera bestående av i huvudsak bentonit. Denna lera sväller kraftigt när den tar upp vatten. Den blir därvid så tät, att vatten praktiskt taget ej kan strömma igenom den. Syrgas och andra oxidanter i vattnet transporteras därför genom den täta leran företrädesvis med diffusion. Detsamma gäller uttransport av korrosionsprodukter och eventuellt utläckande radioaktiva ämnen. Diffusionshastigheten i den kompakterade leran har mätts och befunnits vara ca 100 ggr lägre än i vatten. På grund av det begränsade vattenflödet, den långsamma diffusionen i leran samt att sprickorna i berget är mycket små och få, kommer högst ca 1 liter vatten per år att utbyta oxidanter och andra ämnen med varje kapsel.

Positivt laddade joner kommer att vandra mycket långsammare genom leran än oladdade molekyler och negativt laddade joner. Bland de positivt laddade jonerna återfinns de flesta aktiniderna bl a uran, plutonium, neptunium och radium. Vandringshastigheten minskar på grund av att leran kan ta upp stora mängder positiva joner genom att dessa byts mot natrium som ursprungligen finns i leran. Flera viktiga nuklider, bl a cesium-137, strontium-90 och americium-241, fördröjs så mycket (700 år, 900 år och 11 000 år respektive) att de hinna avklinga till en miljondel eller mindre av den ursprungliga aktiviteten medan de diffunderar i leran. Även de övriga kommer att fördröjas kraftigt efter ett eventuellt kapselgenombrott innan de når ut. Plutonium t ex fördröjs med minst 8 400 år.

Kapselns korrosion orsakas av ämnen som kommer dels från leran, dels från det vatten som finns i berget utanför leran. De korrosiva ämnen som finns i leran i hålet där kapseln ligger, transporteras relativt fort in till kapselväggen. Transporten tar tiotals till hundratals år. Betydelsen av dessa ämnen har redovisats i kapitel 8.

Efter ett kapselgenombrott löses bränslestavarnas innehåll upp och transporteras ut genom leran. En del ämnen som samlats vid kutsarnas yta löses snabbt upp. Detta gäller bl a jod och cesium. Jod kommer att diffundera ut utan någon fördröjning, då det ej jonbyts i leran. Svårslösliga ämnen såsom oxider av uran, plutonium och neptunium transporteras långsamt, då vattnet i vilket de transporteras inte kan ha högre halt än vad lösligheten tillåter. Beräkningar och mätningar i urangruvor visar att uranhalten under förhållanden som liknar dem i svenskt berg är mycket låg. Halten uran i reducerande (syrefattigt) vatten är lägre än 0.1 mg/l. Beräknade lösligheter för uran, plutonium och neptunium visar liknande halter. I oxiderande (syrehaltiga) vatten kan halten vara väsentligt högre. Det högst tänkbara värdet är ca 1 070 mg/l (0.1%). Detta baseras på antagandet att allt karbonat i det oxiderande vattnet bidrar till att lösa uranet. Det är därför sannolikt starkt överdrivet. Då inga bättre data stått till buds har

detta värde ändå använts. Med detta värde på lösligheten tar det 1.4 - 1.8 miljoner år att lösa upp och transportera iväg den uranmängd, 1.1 - 1.4 ton, som finns i en kapsel.

Eftersom förhållande i berget är reducerande tar det avsevärt längre tid i verkligheten, upp till 5 000 gånger. Detta gäller även för de andra viktiga ämnena plutonium och neptunium.

Det har i ovanstående analys förutsatts att leran som omger kapseln finns kvar i hålet. Det är härvid av mindre vikt om den förändrat sin vattengenomsläpplighet, bara den inte släpper igenom vatten helt fritt. Leran tränger inte ut i sprickorna med en hastighet som gör att den kan expandera nämnvärt under beräkningsbar tid. Leran transporteras inte heller iväg av grundvatten med den salthalt som finns i svenska grundvatten. Den bildar en mycket stabil gel från vars yta ytterst få lerpartiklar lossnar.

Lerans innehåll av natriumjoner kommer att ändras genom att dessa byts mot andra joner bl a kalciumjoner från vattnet. Därvid kommer lerans jonbytande egenskaper och därmed fördröjande förmåga att ändras. Det tar emellertid ca 3.8 miljoner år att förändra hela mängden lera, varför de radioaktiva ämnen för vilkas fördröjning lera är viktig för länge sedan avklingat.

Beräkningar har genomförts för ett antal fall där sprickligheten i berget närmast kapseln och vattenflödet i det "ostörda" berget har varierats. I det ogynnsammaste fallet har tiden för att föra bort ämnena därvid minskat med en faktor 4 jämfört med ovan angivna värden.

#### 9.4 BRÄNSLETS METALLDELAR

Bränslets metalldelar som består av rostfritt stål, zirkaloy och inconel innehåller bl a radioaktivt nickel-59. Metalldelarna kompakteras och läggs i betonglådor. Hålrummen fylls med cementbruk och lådorna staplas i en tunnel på stort djup. Tunneln fylls därefter med betong.

Grundvatten kommer så småningom att tränga in till metallen och korrodera denna. Nickel är en relativt ädel metall, som ej säkert oxideras i den rådande miljön. Beräkningarna och bedömningarna har dock genomförts under antagandet att allt nickel oxideras. Nickel bildar svårlösliga föreningar med hydroxidjoner. Betongen innehåller mycket stora mängder hydroxider, vilka bidrar till att hålla pH mellan 10-13 under lång tid. Under denna tid är lösligheten för nickel ca 0.1 mg/l. Det har dock antagits, att grundvattnets innehåll av organiska ämnen kan bidra till att höja lösligheten till 30 mg/l. Under dessa förhållanden kan högst 0.4 miljondelar per år av allt nickel i förvaret läcka ut. Då har det förutsatts att betongen spruckit, så att den ej utgör något hinder för vattenströmning till metalldelarna.



## 10 SPRIDNINGSMEKANISMER

### 10.1 ALLMÄNT

Utläckande radioaktiva ämnen transporteras med och i vattnet. Över korta sträckor, ca 1 m och vid de förhållanden som råder kring slutförvaret, kan transport genom diffusion vara snabbare än transport genom strömning, medan strömningen är den dominerande mekanismen för transport över längre sträckor. Vattnet rör sig i sprickor. De flesta ämnena vandrar väsentligt långsammare än vattnet på grund av att de reagerar med sprickytorna och med sprickfyllnadsmaterialet. Vattenhastigheten, avståndet till biosfären och fördröjningsfaktorn bestämmer sålunda den tid det tar för ett grundämne att nå biosfären. Vattenflödets storlek och dess innehåll av grundämnen å andra sidan, bestämmer mängden som transporteras ut.

En mer djupgående behandling av de spridningsmekanismer som kan transportera radioaktiva ämnen från bergförvaret till människan återfinns i rapportens tekniska del, kapitel II:7.

### 10.2 SPRIDNING I GEOSFÄREN

Mätningar i borrhål visar, att berget på så stora djup som 500 m är mycket tätt i stora områden även om sprickzoner finns lokalt. På basis av dessa mätningar och omfattande beräkningar kan man sluta sig till att vattenflödet i berget är mindre än 0,2 liter per år och  $m^2$ . Flödet påverkas inte nämnvärt av lokala områden med hög sprickighet orsakade av tunnelarbeten eller på grund av värmeutvecklingen i bränslet.

Vattnet i berget rör sig i sprickor. Dessa har olika vattenförande förmåga beroende främst på sprickvidden, men även på eventuellt fyllnadsmaterial från bl a bergets vittringsprodukter. De stora sprickorna har en dominerande betydelse för vattenföringen och därmed transporten av de olika ämnena. På grund av skillnaden i vattenhastighet i stora och små sprickor är även transporttiden olika i olika sprickor. Mätningar med spårämnen i Studsvik har visat, att de första spåren (5%) kommer fram redan efter ca 20% av medeluppehållstiden. Teoretiska beräkningar ger liknande värden. Detta är av vikt för de radioaktiva ämnen som skulle avklinga under en tid som motsvarar medeluppehållstiden. Den del av dem som kommer fram efter en femtedel av medeluppehållstiden kan fortfarande ha avsevärd aktivitet kvar.

Varje kapsel utbyter ämnen med ca 1 liter vatten per år. Denna

vattenmängd kan komma att få en halt av ämnen som svarar mot den som finns innanför lerbarriären. Halten där begränsas av de olika ämnens löslighet och av utlakningshastigheten för bränslet.

Transporten till biosfären påverkas av hur ämnet adsorberas, jonbyts eller på annat sätt reagerar med berget. Omfattande laboratoriemätningar på bergkross och större bergytter visar, att de ämnen som uppträder som positiva joner i vattnet fördröjs kraftigt. I tabellen nedan ges värden för några ämnens fördröjningsfaktorer i tätt berg. Dessa värden baseras på mätvärden erhållna vid kort kontakttid mellan vatten och berg (kolumn 1). Vid långa kontakttider ökar värdena 2-10 gånger för de flesta ämnen (kolumn 2). För en del har ännu större ökning noterats. Mätningar av strontiums fördröjning vid fältförsök i bergsprickor i Studsvik visar god överensstämmelse med laboratoriemätningar.

Grundämne	Fördröjningsfaktor kort kontakttid	Fördröjningsfaktor bästa ansats
Uran	1 900	23 000
Radium	1 200	48 000
Neptunium	1 900	23 000
Plutonium	2 800	5 700
Strontium	120	1 500

Fördröjningsfaktorn 1 000 exempelvis innebär, att det tar 1 000 gånger längre tid för ämnet än för vattnet att vandra en given sträcka. I tätare berg ökar fördröjningsfaktorn, i mindre tätt berg minskar den. Fördröjningsfaktorn gäller sannolikt inte för den del av grundämnet som är starkt bunden till de organiska ämnen som är komplexbildare och de små fasta kolloidpartiklar som följer vattnet. Mätningar av mängden organiska komplexbildare och uppskattningar av kolloidens transportkapacitet visar, att en mycket ringa mängd kan transporteras med dessa ämnen. Totalt kan högst ca 120 mg metall per år och kapsel transporteras. Endast en ringa del därav kommer att kunna utgöras av de mera radioaktiva ämnen, eftersom dessa konkurrerar om komplexbildare och kolloider med andra metaller i vattnet och uran som utgör 95% av bränslet.

Leran som skulle kunna ge upphov till kolloidala lösningar genom att den innehåller stora mängder små partiklar, bildar mycket stabila geler i grundvattnet. Detta beror på grundvattnets innehåll av tvåvärda joner främst av kalcium och magnesium. Ytterst få fria lerpartiklar finns därför i vattnet.

En del s k vattentrogna ämnen, av vilka jod är den mest betydelsefulla, kommer ej att fördröjas i berget. De når biosfären lika fort som vattnet. På vägen sker en kraftig utspädning med vatten från stora områden.

Under transporttiden - vattnets transporttid gånger fördröjningsfaktorn - hinner många av de radioaktiva ämnen att avklinga. En del ämnen alstrar emellertid radioaktiva döttrar vilka kan vandra med annan hastighet än modernukliden. Många sönderfallskedjor har 2 och 3 döttrar, men även längre kedjor finns. Beräkningar har genomförts för alla sönderfallskedjor som har en aktivitet som skulle kunna bidra till strålningen i biosfären. Resultatet av dessa beräkningar redovisas i kapitel 11.

### 10.3 SPRIDNING I BIOSFÄREN

Via grundvattnet kan radioaktiva ämnen från förvaret nå biosfären. Inflödet sker till någon vattenrecipient. Tre olika typer av primärrecipienter för grundvattnet har studerats:

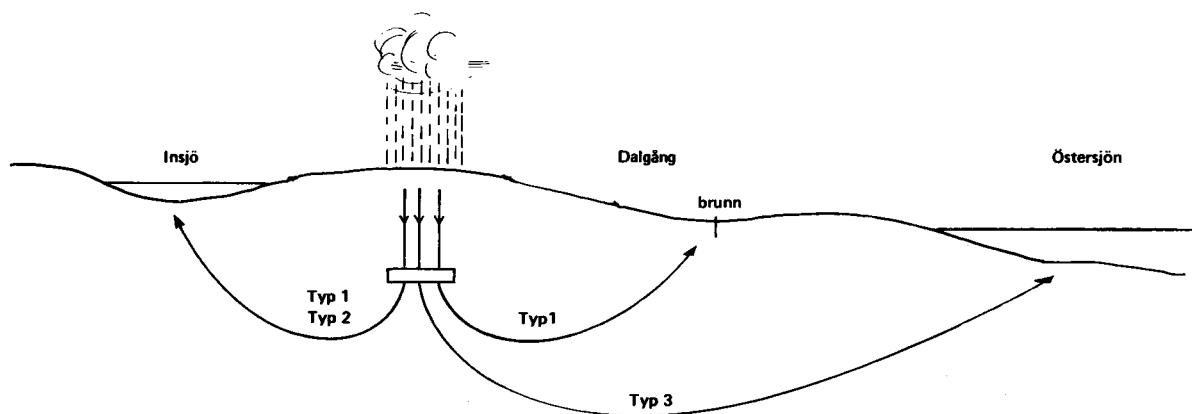
- dalgång med djupborrad brunn
- insjö i närheten av slutförvaret
- Östersjön

Spridningsvägarna illustreras schematiskt av figur 10-1.

De grundvattenburna ämnena från förvaret möter under transporten mot markytan ytterligare vatten på olika djup och späds successivt ut i en relativt stor volym. Vid inflödet till dalgången har den beräknats till 500 000 m<sup>3</sup>. De radioaktiva ämnen som når insjön späds ut i 25 miljoner m<sup>3</sup>. Beräkningarna utgår från de lokala förhållandena vid Finnsjön nära Forsmark. Förhållandena är representativa för ett stort antal lägen med avseende på insjöfallet. För utspädningen på vägen till brunnen bedöms däremot den lokala situationen vara tämligen ogynnsam.

De radioaktiva ämnenas transport genom biosfären beskrivs av en matematisk modell. Denna tar hänsyn till bl a nedan beskrivna förlopp.

De radioaktiva ämnena transporteras successivt ut i allt vidare ekologiska omlopp genom en region som är 900 km<sup>2</sup> om primärrecipienten ligger i inlandet och ett 30 km långt och 2 km brett kustavschnitt om det grundvattenburna utflödet först når Östersjön. Från regionen förs de radioaktiva ämnena ut i Östersjön genom avrinningen från sjösystemen eller vattenomsättningen i kustavschnittet. Östersjön utbyter vattenburet material med Nordsjön. På så vis når radioaktiva ämnen ut i globala kretslopp. Även transport genom atmosfären beaktas i modellen. Endast för det fåtal ämnen som lätt avdunstar från havsytan såsom kol och jod spelar emellertid denna spridningsväg någon påtaglig roll jämfört med vattnet.



Figur 10-1. De tre huvudvägarna för transport av radioaktiva ämnen till biosfären.

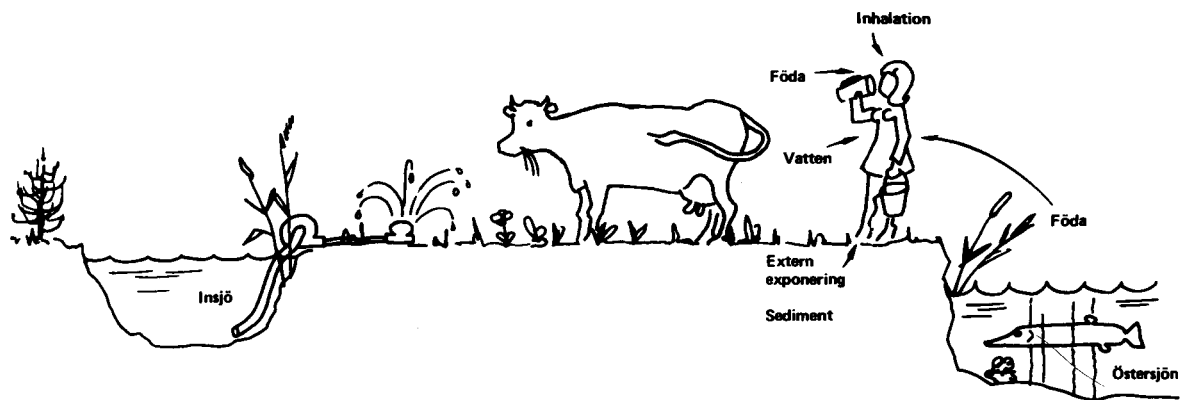
Samtidigt med denna horisontella spridning sker ett utbyte vertikalt genom ekosystemen. Radioaktiva ämnen som når t ex insjön kan omsättas mellan vatten och sediment genom sedimentation och resuspension. Antagandet att sjövattnet används för bevattning i en utsträckning som är typisk för nuvarande förbrukning av ytvattnet i mellersta Sverige leder till att radioaktiva ämnen tillförs jordarna. Därifrån återförs de genom ytavrinning eller transport med grundvattnet med olika hastighet, beroende på ämne, till sjösystemen. Även upptransport till atmosfären genom resuspension beaktas. Det luftburna material som har sitt ursprung antingen i resuspension från landområden eller avdunstning, aerosolbildning m m från havsytorna omsätts efter nedfallet mellan globala jord- och grundvattenområden och sprids i olika omfattning vidare till haven och atmosfären.

Under kretsloppen i biosfären genereras nya radioaktiva ämnen vid sönderfall av en del ämnen. Särskilt intressant med avseende på den långsiktiga dosbelastningen är sönderfallskedjan uran-234 - torium-230 - radium-226. På grund av att modernukliderna uran och torium vandrar relativt långsamt genom ytjordarna samlas många års tillförsel av dessa radioaktiva ämnen i jordbruksområden innan jämvikt nås mellan den varje år tillförda mängden och den som transporteras bort med yt- eller grundvattnet. Ansamlingen innebär, att det radium-226, som bildas genom sönderfallen och som är relativt lättrörligt i jordarna, kan nå sådana koncentrationer i grundvattnet, att det ger ett avsevärt tillskott till den totala dosbelastningen. Dricksvatten och mjölk utgör därvid viktiga exponeringsvägar.

Människan får alltså i sig radioaktiva ämnen i huvudsak genom födoämnen, dricksvatten och andningsluft. De radioaktiva ämnens koncentrationer i luft och i dricksvatten och deras upptag i växtligheten är av stor betydelse. Vid beräkning av mängden av radioaktiva ämnen som tagits upp i kroppen, måste man även ta hänsyn till hur de olika radioaktiva ämnena omsätts i och utsöndras från kroppen. Samtliga dessa faktorer ingår i den matematiska modell som används för dosberäkningarna.

Stråldoserna beror emellertid inte enbart på ämnen i kroppen. Radioaktiva ämnen i omgivningen kan också bestråla människan. Med modellen av biosfären beräknas därför framtida doser till enskilda individer och befolkningar både med hänsyn till radioaktiva ämnen som via olika vägar tagits upp i viktiga födoämnen och dricksvatten samt de ämnen som genom sönderfall i jord, vatten eller sediment ger upphov till extern exponering av människor från marken respektive från sjö eller hav, strand och fiskeredskap.

Figur 10-2 illustrerar några av de vägar längs vilka radioaktiva ämnen i vår omgivning kan nå människan. Hur spridningen och dosbelastningen sker beskrivs i avsnitt II:7.4. Allmänt gäller att den interna exponeringen genom upptaget i kroppens vävnader ger de dominerande bidragen till stråldoserna. I de fall den primära recipienten ligger i inlandet utgör dricksvatten en viktig och ofta dominerande exponeringsväg med avseende på doser till extremt utsatta individer. Kött, mjölk och fisk tillhör också ofta de viktigaste exponeringsvägarna. Sker utflödet direkt till Östersjön är dock fisk genomgående den dominerande exponeringsvägen. Fiskkonsumtion ger i flertalet fall också huvuddelen



Figur 10-2. Exponeringsvägar till människan i det lokala ekosystemet.

av den kollektiva exponeringen där kollektivdosbidraget från den regionala befolkningen är jämförelsevis litet.

#### 10.4 BIOSFÄRMODELLENS FÖRUTSÄTTNINGAR I ETT LÅNGSIKTIGT PERSPEKTIV

På lång sikt kan väsentliga förändringar ske av de förutsättningar som modellen av spridningen i biosfären och exponeringsvägarna baserats på.

Till exempel kan ett ökat utnyttjande av havets födoresurser ge en förskjutning mot en födosammansättning av mera marin karaktär. Överexploatering av de fiskbestånd som traditionellt har utnyttjats gör att man sannolikt i framtiden söker använda även andra näringskällor från havet. Alger, bläckfisk och krill (lysräkor) utgör potentiella proteinkällor. Bland dessa tänkbara kompletteringar eller ersättningar till vår nuvarande diet påverkar speciellt alger intaget av radioaktiva ämnen med födan, genom att den starkt koncentrerar en del ämnen från vattnet.

Det lokala ekosystemet kan under de tidrymder som prognoserna omfattar genomgå förändringar med väsentlig inverkan på exponeringsbilden. Utformningen av modellen gör det möjligt att analysera konsekvenserna av viktiga förändringar t ex torrläggning av den insjö som utgör primär recipient för utlakat material från förvaret. Även torrläggning av stora delar av Östersjön kan beaktas. I båda fallen kan förändringen ge upphov till nya exponeringar genom att sedimenten utnyttjas i jordbruket.

En del grundämnen anrikas till relativt höga nivåer i sedimentet från insjön eller Östersjön. För de radioaktiva ämnen, som ger den dominerande dosen till den kritiska gruppen eller kollektivdosen till befolkningen, innebär torrläggningen och förändringen av exponeringsvägarna ingen ökning av årsdoserna. Detta beror på att jordbruksprodukter odlade på sediment ger ett mindre dosbidrag än det som erhålls genom konsumtion av fisk.

Konsekvensen av sådana förändringar i spridnings- och exponeringsvägar diskuteras i rapportens tekniska del, avsnitt II:7.4.

## 11 SÄKERHETSANALYS

### 11.1 ALLMÄNT

För kärnkraftteknisk verksamhet finns speciella lagar och förordningar utfärdade, vilka utgör grundvalen för säkerheten och för skyddet av personal och närboende samt miljön.

Övervakningen av att gällande lagar och föreskrifter följs åvilar i Sverige statens kärnkraftinspektion och statens strålskyddsinstitut. De är tillsynsmyndigheter enligt atomenergilagen respektive strålskyddslagen. I huvudsak handhar statens kärnkraftinspektion granskning av anläggningars säkerhet och utformningen av olika säkerhetssystem. Statens strålskyddsinstitut handhar frågor rörande strålskydd i arbetsmiljö och yttre miljö.

De allmänna kriterier för säkerhet och strålskydd, vilka utgör grunden för tillsynsmyndigheternas granskning och tillståndsgivning, innebär att anläggningar, processer, säkerhetssystem och verksamhet skall inriktas på

- att dosbelastningen till personal, närboende samt befolkningen regionalt och globalt skall bli låg
- att risknivån till följd av missöden skall bli låg
- att varje insats som kan minska dosbelastningen skall utföras om kostnaderna för dessa är rimliga

De speciella regler och föreskrifter som myndigheterna i olika länder utfärdat på basis av dessa kriterier har sammanfattats i KBS rapport om förglasat högaktivt avfall från upparbetning.

I motiveringen till villkorslagen sägs, att förvaringen skall kunna uppfylla de krav som ställs från strålskyddssynpunkt och som syftar till skydd mot strålskador. Slutförvaret skall kunna anordnas så att avfallet eller det använda kärnbränslet isoleras för så lång tid som behövs för att aktiviteten skall ha minskat till ofarlig nivå. Vid bedömningen skall beaktas risken för att avfallet eller det använda kärnbränslet sprids till biosfären genom naturliga processer, olyckshändelser eller krigshandlingar.

I detta kapitel ges en kort sammanfattning av säkerhetsanalysen av de aktiviteter som är speciella för direkt slutförvaring av använt bränsle utan upparbetning. En mer utförlig redovisning ges i kapitel II:8.

Omhändertagande och slutförvaring av använt bränsle utan upparbetning innefattar processer som är desamma eller likartade de

som används för det tidigare redovisade alternativet med upp-  
arbetning och förglasning.

Detta gäller speciellt

- transport av använt bränsle
- hantering och lagring av använt bränsle

Säkerhetsfrågorna i samband härmed har tidigare redovisats i KBS  
rapport om förglasat avfall.

En tillkommande aspekt är säkerheten vid förlängd bränslelagring  
(40 år) i centrallagret före inkapsling och slutförvaring. En om-  
fattande analys har gjorts av bränslets integritet, hanterbarhet  
och aktivitetsläckage vid förlängd lagring i vattenbassänger. En  
sammanfattning av dess resultat ges i avsnitt 11.2.2.

Inkapslingen av bränslestavarna i en kopparcylinder har ingående  
säkerhetsgranskats. Resultaten sammanfattas i avsnitt 11.2.3.

Slutförvaringen av använt icke upparbetat kärnbränsle innefattar  
långsiktig isolering av relativt sett större mängder av plutonium  
och andra långlivade aktinider än slutförvaringen av förglasat  
avfall från upparbetning. Större vikt har därför lagts på att  
barriärerna kapsel och buffertmaterial skall ge långvarigt skydd  
mot spridning av de radioaktiva ämnena. Dessa barriärers egenska-  
per och funktion har beskrivits i tidigare kapitel. Avsnitt 11.3  
ger en sammanfattning av säkerhetsanalysen.

## 11.2 SÄKERHET VID HANTERING, TRANSPORTER, LAGRING OCH INKAPSLING

### 11.2.1 Hantering och transporter av använt kärnbränsle

För en sammanfattande säkerhetsanalys av hantering och transpor-  
ter av använt kärnbränsle hänvisas till KBS rapport "Kärnbränsle-  
cykelns slutsteg, förglasat avfall från upparbetning".

### 11.2.2 Långvarig lagring av använt bränsle i vattenbassänger

Den föreslagna hanteringskedjan innebär en våtlagring av det an-  
vända kärnbränslet i ca 40 år efter uttag ur reaktorn och före  
slutförvaringens påbörjande.

Sedan många år föreligger goda erfarenheter av bränslelagring i  
vattenbassänger. Någon påverkan på kapsling och bränsle har inte  
observerats i samband med lagringen.

Erfarenheterna visar att allmänkorrosionen efter 100 års lagring  
i neutralt rent vatten knappast uppgår till mer än 1  $\mu\text{m}$ . Även vid  
annan riklig vattenkemi ändras inte allmänkorrosionen på ett sätt  
som äventyrar säkerheten.

Punktkorrosion, galvanisk korrosion, spaltkorrosion eller galva-  
niskt inducerad hydrering, innebär inte heller något problem för  
den aktuella typen av lagring.

Fördröjt brott på grund av väteförsprödning har inte observerats

på zirkaloykapslat bränsle i samband med lagring. Teoretiska analyser av förloppet visar låg sprickutbredning som inte leder till brott.

Under reaktordrift kan enstaka bränsleskador uppstå på grund av spänningskorrosion. Denna orsakas av höga spänningar under drift och samtidig påverkan av vissa ämnen (främst jod) som frigjorts ur bränslet.

Eftersom spänningen i kapslingsmaterialet är betydligt lägre under lagring än under reaktordrift och frigörelsen av klyvningsprodukter avstannar efter uttag ur reaktorn, föreligger inte förutsättningar för spänningskorrosion under lagringen.

Experimentella undersökningar av kapslingsinsidan efter många års reaktordrift och lagring har bl a visat följande:

- Uppbyggnaden av oxid på innerytan var knappt mätbar (ca 1  $\mu\text{m}$ ) efter 8 års bestrålning i Halden-reaktorn.
- Metallografisk undersökning av bränslestavar efter 10 års lagring i England visade ingenting som kunde tyda på en pågående eller påbörjad degradering.

Från skadade bränslestavar kan under lagringen frigöras små mängder radioaktiva ämnen. Någon fortsatt degradering av bränslet eller kapslingen har däremot inte kunnat konstateras vid lagring av sådana stavar.

Vid långtidslagring av skadat bränsle är det i första hand cesium-134 och cesium-137 som är av betydelse. Mot bakgrund av den omfattande och goda erfarenheten av hantering och lagring av skadat bränsle i reaktorernas förvaringsbassänger och de låga läckage som kvarstår efter en initialperiod kan konstateras, att aktivitetsfrigörelse under långtidslagring inte kommer att utgöra något problem.

Eventuell punktering på enstaka stavar under lagringen leder till en obetydlig frigörelse av bl a krypton-85, men detta medför erfarenhetsmässigt inga strålskyddsproblem; inte ens i samband med bränslehantering.

### 11.2.3 Inkapsling av använt bränsle i kopparkapslar

Inkapslingsstationen beskrivs i avsnitt 5.3. Figur 5-6 visar ett schema över de olika hanteringsstegen vid inkapsling.

Anläggningen konstrueras med särskild inriktning på att

- minimera stråldoserna för personalen
- förhindra att skador uppstår på bränslet på grund av missöden och felhanteringar
- minimera spridning av eventuellt frigjord aktivitet till omgivningen.

Det utbrända bränslets integritet och hanterbarhet förväntas inte försämrats under ca 40 års bassänglagring.

Hanterbarheten av högutbränt bränsle är god och omfattande erfarenhet och väl utvecklade rutiner för sådan hantering finns i



Sverige. Dosbelastningen på personal som sysselsatts med bränslehantering är erfarenhetsmässigt låg. Dessa erfarenheter bygger på hantering av bränsle i nära anslutning till avslutad reaktordrift. Det bränsle som hanteras i inkapslingsstationen har avklingat i 40 år, vilket leder till betydligt gynnsammare strålningsbetingelser.

Stråldoserna minimeras främst genom att hantering av bränslet sker fjärrmanövrerat, antingen under vatten eller i strålskärmade celler. Hantering i vatten sker med minst 2.5 m vattentäckning över bränslet, vilket innebär fullgod skärmning av såväl gammastrålning som neutroner.

De strålskärmade inkapslingscellernas olika hanteringar och utrustningar är fjärrmanövrerade och styrs från manöverrummet. Alla aktiviteter övervakas via skärmfönster från detta rum. Ventilationsluften från inkapslingscellerna kan föras genom filter om mätningarna visar att den innehåller radioaktivt material. Alla aktiva utrymmen har ständigt undertryck i förhållande till manöverutrymmen, övriga anläggningslokaler och omgivande miljö. All utrustning i inkapslingscellerna kan ges service och underhåll genom att utrustningen ifråga kan lyftas ut ur cellerna eller föras till en avskild servicecell. Sedan en cell tömts på bränsle, och eventuellt dekontaminerats, kan erforderligt underhåll utföras även i cellen.

Cellväggarna mot manöverrummen har sådan tjocklek att vid godtycklig placering i cellerna av det oskärmade bränslet kommer dosraten i manöverrummet att bli mycket låg. Med konservativa beräkningsförutsättningar blir dosraten  $< 0.1$  mrem/h.

Under blygjutningsmomentet i inkapslingsprocessen uppvärms bränslet till ca  $400^{\circ}\text{C}$ . Detta medför att stavarnas inre gastryck kommer att öka. BWR-stavarnas låga fissionsgastryck ( $0.3$  MPa) innebär att uppvärmningens inverkan på kapslingens integritet är försumbar. PWR-bränslets inre tryck kan normalt uppgå till ca  $5$  MPa, vilket efter uppvärmning kan öka upp mot ca  $12$  MPa. Detta medför en ringpåkänning av ca  $110$  N/mm<sup>2</sup>. PWR-kapslingen är dock dimensionerad för påkänningar av  $300$  N/mm<sup>2</sup>. Oxidation av stavarna eller kapseln kan ej uppstå eftersom uppvärmning och avsvälning sker i täckgas.

Bränslehantering och lagring utformas så att god marginal mot kriticitet finns i samtliga bränslekonfigurationer.  $K_{\text{eff}}$  är mindre än  $0.95$  även med oanvänt bränsle i vatten vid den urkriticitetssynvinkel mest oförmånliga konfigurationen nämligen med bränslestavar tätpackade i kopparställen.

För att reducera brandrisken uppdelas anläggningen i brandceller och förses med automatiskt brandlarm samt brandventilation och brandsläckningssystem anpassade till utrymmenas art. Brandbelastningen är genomgående låg.

Inkapslingsstationen utformas så att sannolikheten för missöden är mycket låg. De olyckshändelser som trots detta kan tänkas inträffa inskränker sig till missöden som medför liten frigörelse av radioaktiva ämnen.

Följande missöden har studerats:

- Bränsle tappas under hantering
- Genomsågning av kapsling
- Mekaniska bränsleskador vid inkapsling
- Tappat ställ med bränslestavar i gjutcell
- Skada vid igensvetsning av kopparkapsel
- Kopparbehållaren tappas
- Bortfall av vakuum och täckgas under uppvärmning och avsvälning i gjutklockan

Även yttre påverkan, inklusive sabotage och krigshandling, har behandlats.

Utsläpp till omgivningen till följd av missöden kan översiktligt sammanfattas enligt följande. Det lägre värdet gäller BWR-bränsle, det högre gäller PWR-bränsle. För närvarande beräknas 20-30% av bränslet utgöras av PWR-bränsle.

Utsläpp Ci/år	Kr-85 Ci	I-129 µCi	H-3 Ci	Aerosoler (Pu) µCi
Årligt genomsnitt	10-200	2-25	0.1	-
Flera gånger årligen förekommande missöde	2-100	1-10	0.1	
Sällsynt missöde*	100-2000	40-1200	4-10	4-40

\* mindre än 1 gång per 10 år

Beräkningar av stråldosen på 1 km avstånd från stationen ger värden lägre än 0.4 µrem/år vid normaldrift och 40 µrem vid ett sällsynt missöde, dvs långt under den konstruktionsmålsättning (10 000 µrem/år) som gäller för kärnkraftstationer.

Årsdosen för personal bedöms i genomsnitt kunna hållas lägre än 200 mrem/år och några problem att hålla individdoserna under gällande gränsvärden (5 000 mrem/år) förutses inte.

### 11.3 SÄKERHET VID SLUTFÖRVARING AV ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE

#### 11.3.1 Säkerhetsmässiga bedömningsgrunder avseende slutförvaring

Villkorslagen föreskriver, att man skall visa "hur och var en helt säker slutlig förvaring av använt, ej upparbetat kärnbränsle kan ske". I specialmotiveringen till lagförslaget anges, att härmed avses "i första hand att förvaringen kan uppfylla de krav som ställs från strålskyddssynpunkt och som syftar till skydd mot strålskador". Vidare skall "det använda kärnbränslet isoleras för så lång tid som behövs för att aktiviteten skall ha minskat till ofarlig nivå".

Dessa mycket allmänna kriterier överensstämmer med de principer som tillämpas inom kärnenergitekniken i övrigt.

Några specifika säkerhetskriterier för slutlig förvaring av radioaktivt avfall har inte fastställts. I flera länder och i internationell samverkan pågår dock ett arbete inom detta område. I avvaktan på resultatet av detta arbete får man söka tillämpa de regler som gäller och som mer eller mindre allmänt accepterats för existerande kärnenergianläggningar.

För slutförvaringen bör man beakta bl a följande regler:

- ICRP:s regel att ingen individ vare sig nu eller i framtiden skall erhålla stråldoser som överstiger de av ICRP rekommenderade dosgränserna. För närvarande gäller därvid för individer 500 mrem per år från all verksamhet som kan ge bestrålning med undantag av medicinsk användning av joniserande strålning. Om en viss strålkälla kan antas ge exponeringar under en följd av år skall stråldosen från denna ej överstiga 100 mrem per år i medeltal räknad som viktad helkroppsdos.
- Den i Sverige gällande konstruktionsmålsättningen för nya kärnkraftverk innebärande maximalt 10 mrem per år i viktad helkroppsdos till närboende.
- Den i Sverige gällande högsta tillåtna stråldosen till närboende vid drift av kärnkraftverk nämligen 50 mrem per år, (viktad helkroppsdos).
- Den i de nordiska länderna rekommenderade högsta tillåtliga globala viktade kollektivdosinteckningen om 1 manrem per år och MW installerad elektrisk effekt (MWe) gällande hela kärnbränslecykeln. Kollektivdosinteckningen skall räknas på 500 år och fördelas med 0.5 manrem/MWe-år på drift av kärnkraftverk och 0.5 manrem/MWe-år på resten av kärnbränslecykeln. Bakom valet av nivån 1 manrem per år och MWe ligger målsättningen max 10 mrem/år och individ vid en antagen genomsnittlig global kraftproduktion från kärnenergi av 10 kW per person. (Anm: I Sverige är den totala elkraftinstallationen f n ca 25 000 MWe dvs ca 3 kW per person. Härav utgörs ca 0.5 kW per person av kärnkraft. 13 kärnkraftblock skulle öka detta till ca 1.2 kW per person.)

Vid bedömningen av slutförvaringen bör man även beakta att radioaktiva ämnen förekommer i naturen och att joniserande strålning från dessa är en del av människans naturliga miljö. Den naturliga bakgrundsstrålningen varierar i Sverige mellan 70 och 140 mrem per år och individ.

### 11.3.2 Barriärer

För att möta kravet på en långsiktig isolering av de radioaktiva ämnena och erhålla en säker slutförvaring omges avfallet av ett antal barriärer.

Dessa kan indelas i:

- bindning till ett fast svårlösligt ämne
- inneslutning i kapslar av ett långtidsbeständigt material
- inpackning av kapslarna i ett tätt buffertmaterial

- kemiska barriärer mot spridning av de radioaktiva ämnena
- slutförvaring i stabilt urberg med låg grundvattenföring

Var och en av dessa barriärer ger skydd mot spridning. De har emellertid olika egenskaper och därmed även olika funktioner som både förstärker och kompletterar varandra.

Bindningen av radioaktiva ämnen till urandioxidbränslet behandlas i kapitel 9. Inkapslingen av bränslestavar beskrivs i avsnitt 5.3 och kapselns egenskaper redovisas i kapitel 8. Inkapslingen av metallavfall m m beskrivs i avsnitt 5.3 och dess långtidsbeständighet analyseras i avsnitt 9.4. Buffertmaterialets egenskaper och funktion redovisas i kapitel 7 och den geologiska barriärens egenskaper i kapitel 6. Fördröjning av radioaktiva ämnen genom sorptionseffekter beskrivs i avsnitt 10.2.

Slutförvarets utformning vad avser använda bränslestavar framgår av figur 5-9 och 5-11 och vad avser övrigt avfall av figur 5-12.

### 11.3.3 Troligt händelseförlopp

De beräkningar och analyser som gjorts av kopparkapselns livslängd i kapitel 8 visar, att denna kan förväntas ha en livslängd på mer än 1 miljon år. Under denna tid avklingar de flesta av de radioaktiva ämnena i det använda bränslet. Under tidsperioden efter en miljon år dominerar bränslets radiotoxicitet av sönderfallsprodukter från uran främst radium-226. Detta innebär att med nämnda livslängd på kopparkapseln blir konsekvenserna av slutförvaringen av det använda bränslet inte värre än konsekvenserna av en förvaring av motsvarande mängd urandioxid som ej bestråls i någon reaktor. Ett undantag från detta är spridningen av jod-129 som även efter en miljon år kan ge en viss dos i biosfären om den sprids via grundvatten. Denna dos rör sig dock om högst ca 0.4 mrem per år i brunnsfallet. Spridningen av jod-129 går betydligt snabbare än spridningen av uran, torium och radium. De beräknade doserna från jod-129 är dock väsentligt lägre än från radium-226.

För det fall att kopparkapseln antages ha en kortare livslängd än en miljon år skulle spridningen av radioaktiva ämnen kunna påbörjas tidigare. Den kemiska miljön i slutförvaret är emellertid sådan att upplösningen av bränslet kan förväntas ske ytterst långsamt. Lokalt kan visserligen radiolys från främst alfastrålning göra sig gällande, men detta gäller endast ett område i omedelbar anslutning till kapslarna. I övrigt är de kemiska förhållandena i berget sådana att lösligheten för aktinider är ytterst låg. Se kapitel 6. Vidare är buffertmassan mycket tät, vilket innebär att materialtransporten styrs av diffusion. Även med försiktiga antaganden blir den beräknade tiden för upplösning av allt uran i en kapsel miljontals år. Under sådana omständigheter kommer fortfarande konsekvenserna att bli likvärdiga med dem som skulle erhållas från förvaring av obestrålat uran. Fortfarande gäller att jod-129 kan ge vissa tidiga stråldoser som ej skulle erhållas från obestrålat uran.

Kopparkapseln och buffertmassan utgör således samverkande barriärer som hindrar spridning av de radioaktiva ämnena i använt kärnbränsle i praktiskt taget obegränsad tid framöver. På samma gång är de i viss mån redundanta barriärer eftersom buffertmassan

hindrar att en snabb spridning sker även om kopparkapseln skulle brytas ned.

#### 11.3.4 Konsekvenser av långsam spridning av radioaktiva ämnen

Vid bedömningen av säkerheten hos slutförvaret är det angeläget att studera konsekvenserna av olika händelseförlopp som är mer ogynnsamma än det mest troliga. Sådana förlopp innefattar dels en penetration av kapseln vid någon viss tidpunkt, dels en relativt sett snabbare upplösning av avfallsämnena än den mest troliga.

Som redovisas i kapitel 8 har en grupp korrosionsexperter bedömt att det är realistiskt att räkna med en livslängd av hundratusentals år hos kopparkapseln med undantag av en expert som har menat att man ej kan räkna med mer än 1 000 till 10 000 års livslängd.

Grundantagandet i konsekvensberäkningarna är, att de första kapslarna börjar penetreras efter 100 000 år och att processen med penetration av kapslar sedan fortsätter i jämn takt under 400 000 år. Utlakningen av bränslet i en skadad kapsel antages ta 500 000 år. Detta antagande motiveras i kapitel 9.

Med grundfallets antaganden om kapselgenombrott och utlakningstid har två olika spridningsscenarioer analyserats. Det ena, som betecknats som huvudfall, förutser en vattenströmningstid från förvaret till biosfären på 3 000 år kombinerat med en bästa ansats av fördröjningsfaktorer. Det andra fallet betecknas som ett pessimistiskt fall och avser vattentransporttiden 400 år och mer försiktigt beräknade fördröjningsfaktorer. Skillnaden mellan de två omgångarna fördröjningsfaktorer redovisas i avsnitt II:7.3.

I det följande diskuteras resultaten av de nämnda beräkningsfallen samt inverkan av olika variationer i grundantagandena och av olika fenomen som kan påverka dessa.

#### Huvudfallet

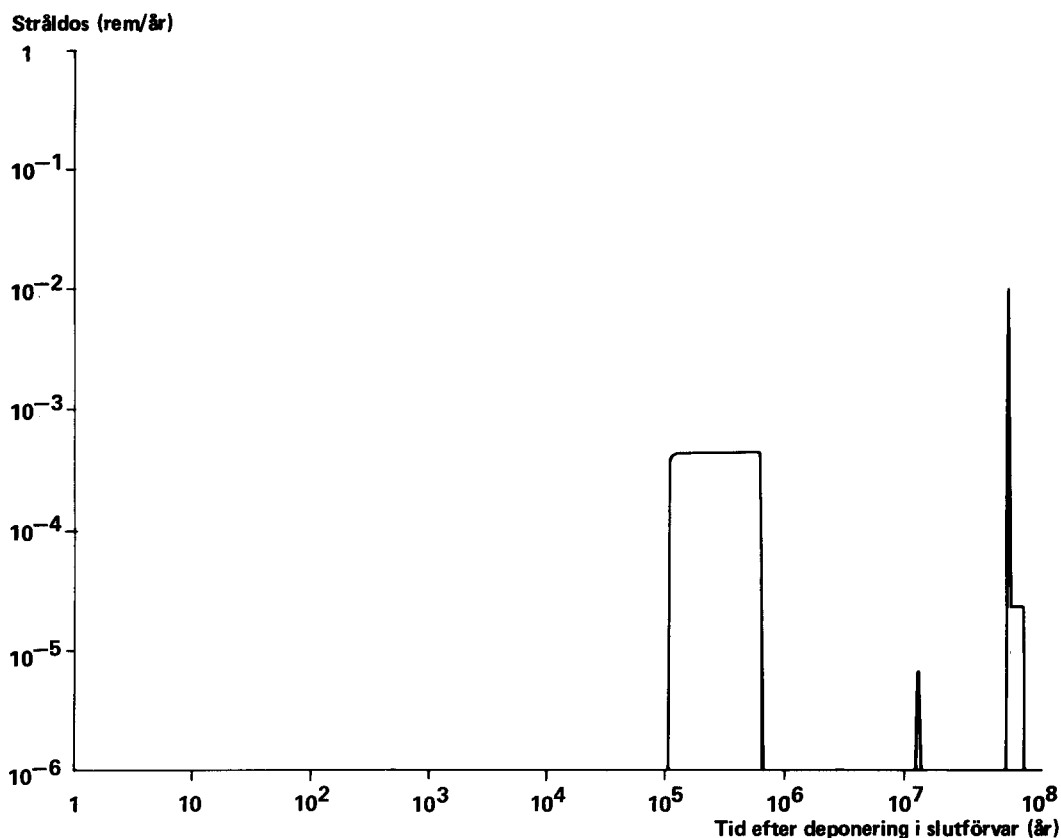
Figur 11-1 visar de beräknade individdoser i en sk kritisk grupp som antas bo i närheten av förvaret och ta sitt vatten från en närbelägen djupborrad brunn. Man bör observera, att figuren har logaritmiska skalor på båda axlarna.

I intervallet 100 000 till 1 miljon år, då nedbrytningen av kapslarna och upplösningen av bränslet pågår, beräknas stråldosen bli lägre än 0.5 mrem/år. Dosen orsakas huvudsakligen av jod-129 som inte fördröjs i berget. Efter drygt 10 milj år beräknas cesium-135 ge en stråldos av omkring 0.007 mrem/år. De största doserna beräknas för huvudfallet inte uppkomma förrän efter 70 milj år med en summados av omkring 10 mrem/år.

Bidragen kommer väsentligen från radium-226, protaktinium-231, torium-230 samt uranisotoperna.

Se vidare tabeller i avsnitt II:8.6.

Om primärrecipienten antages vara en insjö erhålles 2 gånger lägre stråldoser än i brunnsfallet och om den antages vara öster-



Figur 11-1. Beräknade individdoser för kritisk grupp (närboende) i huvudfallet med brunn som primär recipient.

sjöns kustzon 330 gånger lägre. De dominerande exponeringsvägarna redovisas i avsnitt II:8.5.

#### Pessimistiskt spridningsfall

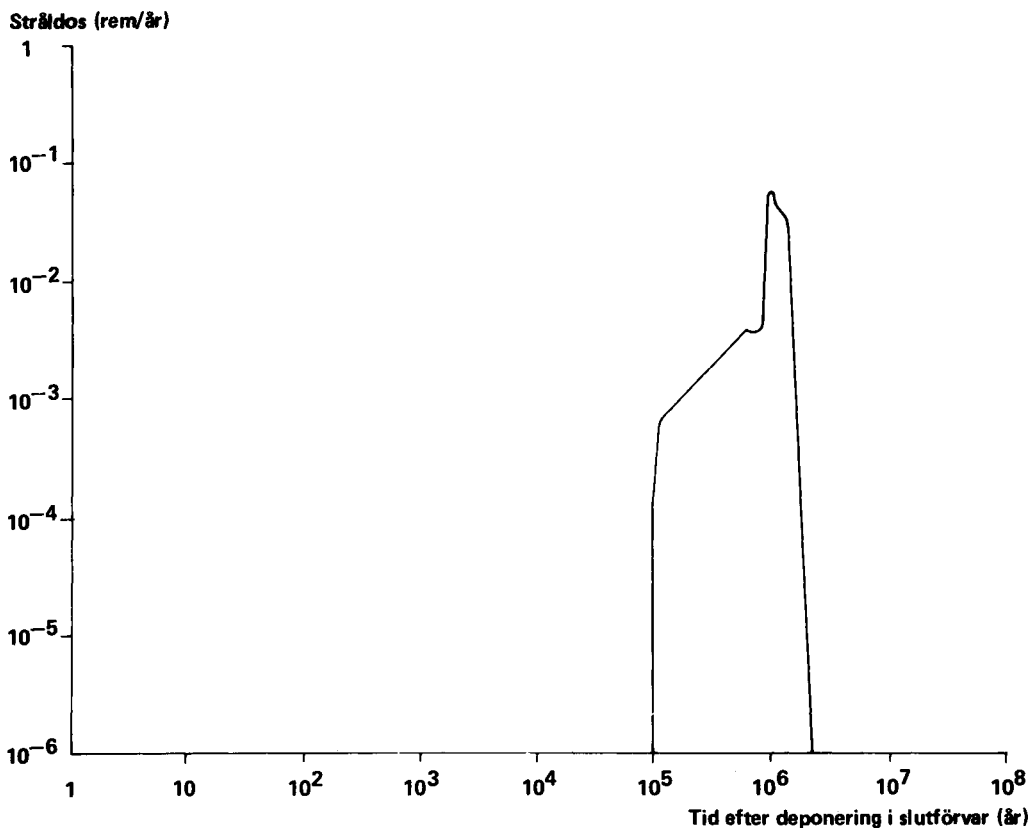
Detta fall skiljer sig från huvudfallet med avseende på vatten-transporttiden (400 år) och lägre fördröjningsfaktorer.

I figur 11-2 visas individdoser till kritisk grupp (närboende) med en brunn intill förvaret som vattentäkt. I detta fall blir doserna koncentrerade till perioden från 100 000 år till omkring 3 milj år efter deponeringen.

Den maximala stråldosen beräknas i detta fall inträffa efter omkring 1 miljon år och uppgår till ca 70 mrem/år. Radium-226 ger även i detta pessimistiska fall det dominerande bidraget till stråldosen.

#### Initial kapselskada

Med hänsyn till de kontrollåtgärder som skall utföras vid tillverkningen av kapseln bedöms sannolikheten för initial kapselskada som mycket låg. För att ändå belysa konsekvenserna av detta har ett fall med initial kapselskada på en behållare undersökts. Individdoser för brunnsfallet uppträder efter 3 000 år och beräknas till 0.003 mrem/år samt härrör från jod-129. I övrigt blir



Figur 11-2. Beräknade individdoser för kritisk grupp (närboende) för pessimistiskt fall med brunn som primär recipient.

konsekvenserna i stort sett samtidigt med dem för de ovan nämnda fallen och beroende av antaget spridningsscenario.

#### Extremt snabbt påbörjad kapselnedbrytning

En av de anlitade experterna på korrosion har menat, att det inte kan uteslutas, att kapselns livslängd med avseende på korrosion är endast några tusen år. Som redan påpekats i kapitel 8 är inte detta förenligt med den miljö och de förhållanden som råder i slutförvaret. Antages likväl att ett första kapselgenombrott inträffar efter 3 000 år kan stråldoser från jod-129 uppträda redan efter ca 6 000 år.

Dessa blir av storleken 0,5 mrem per år vid fallet brunn som primärrecipient. Antar man att nedbrytningen av kapslarna sker i jämn takt under 400 000 år liksom i huvudfallet erhålles samma maximala stråldoser som för detta. Om frekvensen kapselbrott är högre under en viss tidsperiod kommer dosen från lättlösliga komponenter att öka. Antages försiktigtvis att frekvensen är 10 ggr högre och att hela jodmängden i bränslet är tillgängligt för läckage kommer stråldosen från jod-129 att öka 10 gånger under denna period. Endast en mindre del (omkring 1%) av joden är emellertid direkt tillgänglig vid lakning. En nedbrytning av bränslestrukturen som snabbt skulle kunna frilägga större andelar jod synes inte rimlig.

### Sent kapselgenombrott

Antages kapselnedbrytningen starta efter en halv miljon år eller senare erhålles i stort sett oförändrade maximala stråldoser såväl för huvudfallets spridningsscenario som för det pessimistiska spridningsscenariot. Man får endast en viss förskjutning i tiden.

### Inverkan av organiska komplexbildare

Halten av komplexbildande ämnen i grundvattnet är begränsad. De kan därför endast transportera en mindre del av de radioaktiva ämnena. Med pessimistiska antaganden om att största möjliga del av tungmetallerna komplexbinds vid förekommande organiska ämnen och att dessa transporteras med grundvattnets hastighet erhålles vissa stråldostillskott. Dessa inträffar samtidigt med dosen från jod-129 och beräknas tillsammans med denna till ca 3 mrem/år i fallet brunn som primärrecipient. Dominerande nuklid är plutonium-239.

### Sprickviddsdispersion

Beräkningarna av inflödet till recipienten har utförts med antagande om en konstant sprickvidd. En dispersionseffekt erhålles genom att sprickorna har en viss storleksfördelning. Detta leder dels till att en liten del av inflödet sker vid en tidigare tidpunkt än genomsnittet, dels att koncentrationsmaximum kan minska. Ett tidigare inflöde kan medföra avsevärt högre koncentrationer för relativt kortlivade nuklider, som annars avklingar. Den totala radiologiska konsekvensen av ett tidigare inflöde förändras emellertid obetydligt, då doserna domineras av långlivade ämnen.

Som exempel kan nämnas torium-229, där inflödet ökar från  $1.3 \cdot 10^{-11}$  Ci/år till  $2 \cdot 10^{-5}$  Ci/år. Dosen stiger dock maximalt med endast ca 0.02 mrem per år. För cesium-135 är dostillskottet av samma storleksordning, medan det för övriga nuklider är mindre.

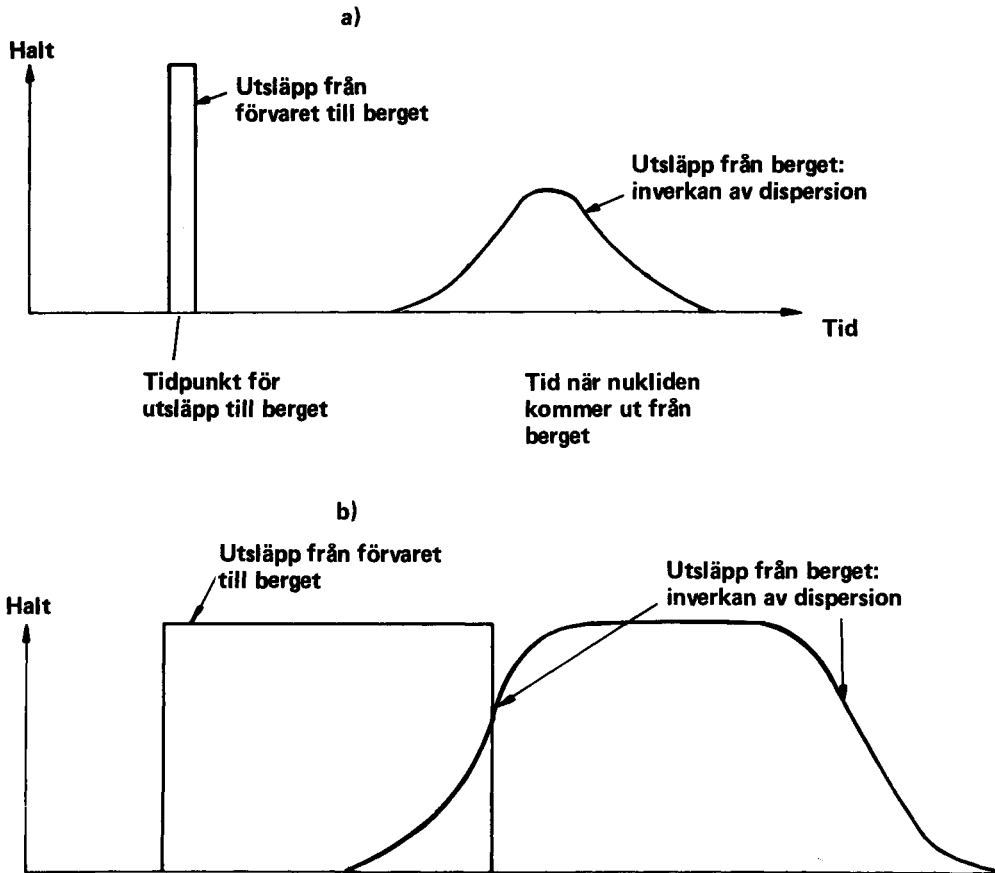
En annan och viktigare konsekvens av sprickviddsdispersionen är att tidsförloppet ändras ganska radikalt. Den topp som visas i figur 11-1 vid 70 millioner år breddas och sänks avsevärt i analogi med vad som visas i figur 11-3a. För ett pessimistiskt spridningsscenario inverkar dispersionen väsentligt mindre i analogi med figur 11-3b.

### Kollektivdoser

De kollektiva stråldoserna har beräknats för de olika fallen. Se avsnitt II:8.5. De varierar endast i relativt ringa grad med förutsättningarna. För huvudfallet erhålles maximalt 17 manrem per år och för det pessimistiska spridningsfallet högst 105 manrem per år.

Kollektivdosinteckningen för mest belastad 500 årsperiod blir 8 500 manrem respektive 53 000 manrem, vilket svarar mot 0.03 och 0.18 manrem per MWe och år.





Figur 11-3. Inverkan av dispersion på pulsutsläpp och på långvarigt utsläpp utan hänsyn till den sänkning som uppkommer till följd av avklingning och utspädning.

I huvudfallet blir den beräknade kollektivdosinteckningen för olika tidsperioder följande:

Tidsperiod år	Kollektivdosinteckning manrem
0 - 100 000	0
0 - 200 000	0,25 miljoner
0 - 1 000 000	11 miljoner
0 - ∞	2 000 miljoner

### 11.3.5 Konsekvenser av långsam spridning från slutförvaret för konstruktionsdetaljer

Förvaringen av vissa metalldelar från bränsleelementen som blivit aktiva genom neutronbestrålning sker i betongkokiller i separat förvar på 300 m djup. De kortlivade nukliderna (kobolt-60 och nickel-63 med 5,3 år respektive 92 års halveringstid) avklingar helt i förvaret.

För nickel-59 som har en halveringstid av 80 000 år blir inflödet i recipienten högst 0,06 Ci/år, vilket motsvarar en individdos i brunnsfallet lägre än 0,1 mrem/år. För kol-14 med 5 730 års hal-

veringstid erhålles med ogynnsamma antaganden om upplösningstid och fördröjning i bergtäcket stråldoser på omkring 1 mrem/år.

### 11.3.6 Hälsoeffekter

Även för de ogynnsammaste fallen med pessimistiskt valda data i beräkningarna är hälsoriskerna till följd av spridning från förvaret utomordentligt små om ens några. Detta gäller såväl närboende som övrig befolkning för all framtid.

De beräknade kollektivdoserna i huvudfallet och det pessimistiska spridningsfallet motsvarar med gängse dos-effektsamband 2 respektive 10 fall av cancer hos hela jordens befolkning för den mest belastade 500 årsperioden.

De två nukliderna jod-129 och radium-226 dominerar kollektivdosen. Dessa nuklider koncentreras i kroppen till sköldkörteln respektive benstommen. De arvsbärande anlagen i könskörtlarna får därför relativt låg dos från dessa nuklider. Med utgångspunkt från den kollektiva gonaddosen beräknas antalet genetiska defekter vara högst 0.1 fall under en tidrymd av 500 år i hela världsbefolkningen.

### 11.3.7 Jämförelser med gränsvärden och med naturlig radioaktivitet

ICRPs gränsvärde för kritisk grupp som beräknas få stråldoser under en följd av år har nyligen satts till 100 mrem/år. Även med pessimistiska antaganden om spridningsförhållandena understiger de beräknade stråldoserna från slutförvaret ICRPs gränsvärde.

Beräknad maximal stråldos (10 mrem/år) i huvudfallet ligger i nivå med den konstruktionsmålsättning SSI anger för svenska kärnkraftverk. Målsättningen har baserats på principen att utsläpp av radioaktiva ämnen skall begränsas så långt det är rimligt med hänsyn taget till de ekonomiska och sociala följderna av varje insats för utsläpps begränsning.

Det kan även vara av intresse att direkt jämföra beräknade förhöjda halter av radioaktiva ämnen i de primära vattenrecipienterna med dem som förekommer naturliga i vatten. Jämförelsen har speciell relevans med hänsyn till att dosdominant nuklid är radium-226, som också förekommer i naturen.

Radioaktivt ämne	Halter i naturliga vatten i Sverige (pCi/l)		Beräknad maximal ökning av halten i primära recipienter nära slutförvaret i huvudfallet (pCi/l)	
	Dricks-vatten	Havs-vatten <sup>a)</sup>	Brunn	Insjö
Radium-226	0.1-40	0.3	0.3	0.5
Uran-238	0.1-1500 <sup>b)</sup>	0.3	6	0.1
Kalium-40 <sup>c)</sup>	ca 20	330	-	-
Cesium-135 <sup>c)</sup>	-	-	0.3	0.006

a) Med 3.5% salthalt.

b) Inkluderar uran-235 och avser naturliga vatten (ej nödvändigtvis dricksvatten).

c) Kalium-40 och cesium-135 är biologiskt väl jämförbara men har något olika dosfaktorer (24 000 respektive 7 300 rem/Ci).

### 11.3.8 Inverkan av berggrundsrörelser

I föregående avsnitt har säkerheten på lång sikt behandlats med hänsyn till de långsamma nedbrytningsprocesser som skulle kunna ske av avfallsbehållarna i slutförvaret.

I detta och följande avsnitt diskuteras andra processer som kan tänkas påverka säkerheten hos slutförvaret.

I samband med tidigare redovisning av förglasat avfall genomfördes ett flertal olika undersökningar för att belysa förekomsten av jordskalv och berggrundsrörelser och hur dessa skulle kunna påverka ett slutlager på 500 m djup i svenskt urberg.

Berggrundsrörelser kan tänkas dels skada kapslarna, dels ändra de hydrologiska förhållandena. Kopparns och buffertmaterialets egenskaper gör emellertid att en rörelse i deponeringshålen på några cm kan ske utan att kapselns täthet påverkas.

En uppfattning om frekvensen och storleken av berggrörelser över långa tider kan man få vid studier av sprickmönstret i blottlagda bergtytor. För att exemplifiera rörelsefrekvensen i ytligare lager av bra berg har observationer gjorts i Karlshamnsområdet. Den största observerade förskjutningen var 2 cm. Med ledning av frekvensfördelningen av förskjutningarnas storlek och under förutsättning att de observerade förskjutningarna i sin helhet har uppstått i ett enda deformationssteg har sannolikheten för en förskjutning om 3 cm uppskattats. Överförd på ett slutförvar innebär det att en eller några få kapslar skulle drabbas under en period av ca 30 miljoner år.

Som närmare behandlas i avsnitt II:3.2.2 kan sprickrörelserna under de närmaste årmiljonerna endast medföra obetydliga ändringar i bergets genomsläpplighet för vatten.

Konsekvenserna av hypotetiskt antagna stora berggrunds rörelser som skadar ett tiotal behållare i förvaret blir lägre än de som redovisats för långsam kapselnedbrytning.

### 11.3.9 Risken för kriticitet i slutförvaret

Möjligheten att kriticitet, dvs en självunderhållande kedjereaktion, uppstår med det klyvbara plutonium-239 och uran-235 som finns i förvaret är praktiskt taget utesluten. Frågan behandlas utförligt i KBS teknisk rapport 108. Här ges en kort sammanfattning.

#### Kriticitet med plutonium-239

Principiellt finns från början tillräckligt mycket plutonium-239 i en enstaka behållare för att kriticitet skulle kunna uppnås. Förutsättningen är dock att någon process med inträngande vatten separerar plutonium från uran i bränslet och samlar det i koncentrerad form på ett för kriticitet lämpligt sätt. Detta är inte rimligt av flera skäl.

Med hänsyn till att den förväntade livslängden på kopparbehållarna är väsentligt längre än halveringstiden för plutonium-239 kommer plutoniummängden att vara för låg för kriticitet om och när kopparbehållarna penetreras. Fallet är således endast intressant för någon enstaka behållare som eventuellt har initial kapselskada.

Kriticitet inuti en skadad kapsel kräver att där befintligt uran selektivt upplöses och transporteras ut ur kapseln innan plutonium-239 hunnit avklinga tillräckligt.

Kriticitet utanför en skadad kapsel kräver att uran och plutonium löses ut tillsammans och att plutonium selektivt fälls ut i bentonitbufferten utanför kapseln. Selektiv utlakning av plutonium är inte möjlig av kemiska skäl.

Varken inre eller yttre kriticitet med plutonium är emellertid rimlig eftersom den kräver en snabbare upplösning (storleksordningen 50 000 år) av uran respektive uran och plutonium än vad som beräknas möjlig (1.8 miljoner år) med aktuella betingelser avseende vattenflöde och karbonathalter. Därtill kommer att plutonium måste få en för kriticitet lämplig fördelning, som är mycket osannolik.

Kriticitet kräver dessutom att stora delar av bentonitmaterialet runt kapseln förloras. Detta bedöms omöjligt mot bakgrund av existerande kunskap om bentonit och berggenskaper.

Inre transportmotstånd i kapseln kommer att ytterligare försvåra uttransporten av material från kapseln.

Sammantaget är sannolikheten för plutoniumkriticitet extremt låg. Konsekvensen av en trots detta postulerad kriticitet blir obetydlig. Förloppet karakteriseras av en långsam effektutveckling och att temperaturen teoretiskt maximalt stiger till vattnets kokpunkt (omkring  $265^{\circ}\text{C}$  vid det aktuella trycket på 500 m djup). Tenderar temperaturen att stiga ytterligare avkokar vatten och reaktionen avstannar. Påverkan på närliggande behållare blir inte av den art att deras integritet riskeras. Mängden långlivade radiotoxiska ämnen som bildas i samband med kriticiteten är liten i förhållande till den mängd som redan fanns i den havererade behållaren.

#### Kriticitet med uran-235

Kriticitet med uran-235 kan inte ske inom kapslarna av neutronfysikaliska skäl utan är endast möjlig i tunnelsystem och i deponeringshål utanför kapslarna. På grund av den långa halveringstiden för uran-235 berör risken för kriticitet i detta fall inte bara enstaka initialt skadade behållare. Beräkningar visar, att minsta kritiska massa i tunnarna är omkring 4 400 kg, vilket innebär, att allt uran från minst fyra behållare måste ansamlas inom den kritiska geometrin. Den förväntade reducerande miljön med tvåvärt järn i bentoniten håller uran i fyrvärt valenstillstånd, vilket motverkar migration och lokal utfällning på större avstånd från behållarna. Risken för kriticitet kan helt elimineras genom inblandning av några procent magnetit i bentoniten, vilket ökar neutronabsorptionen tillräckligt mycket.

Även om risken för kriticitet således antingen är extremt låg eller helt kan elimineras har beräkningar genomförts av konsekvenserna av ett hypotetiskt fall. Plötslig och kraftig energifrigörelse är utesluten. Tillståndet kan bara byggas upp genom en långsam ansamling av uran. Effektutvecklingen från en hypotetisk kritisk massa omfattande allt uran deponerat i en av tunnarna blir lägre än 130 kW. Bildningen av klyvningsprodukter motsvarar 900 ton deponerat bränsle vilket inte bedöms öka stråldoserna i någon större utsträckning i förhållande till huvudfallet utan kriticitet.

Sammanfattningsvis kan konstateras, att ett flertal extrema eller icke rimliga förutsättningar måste postuleras för att en kritisk konfiguration skall uppnås. Sannolikheten för detta bedöms försvinnande liten. Konsekvenserna av hypotetiska fall av kriticitet från såväl plutonium-239 som uran-235 har dessutom beräknats bli obetydliga.

#### 11.3.10 Meteoritnedslag

Om en meteorit skulle träffa jordytan mitt över ett slutförvar uppstår en krater som skulle kunna försvaga den geologiska barriären eller i värsta fall eliminera den helt.

Studier av meteoritnedslag som inträffat under mycket långa tidsrymder visar, att sannolikheten för meteoritnedslag som kan vara av betydelse för säkerheten hos ett slutförvar ligger mellan  $10^{-11}$  och  $10^{-13}$  per år och  $\text{km}^2$ . Den historiska erfarenheten är även en bekräftelse på att meteoritnedslag inte är en risk som behöver beaktas i detta sammanhang.

### 11.3.11 Krigshandlingar och sabotage

I de långa tidsperspektiv som är aktuella för slutförvaringen kan krigshandlingar ej hänföras till "extrema händelser". Däremot får det anses extremt att krigshandlingar skall leda till allvarliga konsekvenser för säkerheten hos ett slutgiltigt tillslutet slutförvar på ca 500 m djup i den svenska berggrunden.

Markdetonationer av kärnladdningar på 10-50 megaton ger upphov till kratrar i berget med djup av storleksordningen 110-180 m. Den geologiska barriären genombryts sålunda inte men kan väl försvagas. Detta får dock i en sådan situation anses vara av underordnad betydelse då eventuella utsläpp från slutförvaret endast motsvarar en bråkdel av den radioaktivitet, som bomben förorsakar och som under långa tider kommer att kvarligga inom området. Krigsskador på slutförvaret och inkapslingsstationen under uppfyllnadsskedet är givetvis tänkbara. Sannolikheten är dock låg, då dessa anläggningar inte torde bli primära mål för militära aktioner. Konsekvenserna av bombträffar och liknande blir också begränsade jämfört med de situationer i övrigt som blir en följd av krigshandlingarna.

Under de skeden då bränslelagring, inkapsling och uppfyllnad av slutförvaret pågår förutses anläggningarna bli skyddade mot sabotage på ett sätt som godkännes av myndigheterna. Sedan slutförvaret blivit definitivt stängt är verkningsfulla sabotagehandlingar uteslutna.

Jämfört med andra objekt som erfarenhetsmässigt har varit aktuella för sabotage i utpressningssyfte är här behandlade anläggningar mindre attraktiva för potentiella sabotörer och närmast jämförbara med annan industri där man hanterar miljöfarligt material.

### 11.3.12 Framtida mänskliga ingrepp

Det är tänkbart att vetskapen om var slutförvaret är beläget går förlorad i en avlägsen framtid och att människor då av någon anledning kommer att utföra borrhningar eller bergarbeten, som leder till kontakt med avfallet. Slutförvaret är beläget i någon av våra vanligaste bergarter, som inte innehåller värdefulla mineraler, som kan tänkas bli aktuella för utvinning. Djupet och den låga vattenföringen i det utvalda täta berget gör att sannolikheten för framtida djupbrunnsborrning efter vatten i förvarets omedelbara närhet likaledes är låg. Någon anledning att söka sig till dessa stora djup vid anläggande av bergrumslager eller liknande synes ej föreligga. Att belägenheten av slutförvaret skulle bli okänd torde förutsätta att vår nuvarande civilisation gått förlorad genom någon katastrofartad händelse såsom ett globalt utrotningskrig eller en ny istid. Om landet därefter åter blir befolkat blir de här behandlade riskerna aktuella, dock endast om den nya befolkningen nått en teknisk utvecklingsnivå som möjliggör avancerade bergarbeten. I så fall är det troligt att man även har förmågan att detektera den aktivitet som finns i slutförvaret och agera på sådant sätt att skador därav förhindras.

11.3.13 Ny istid

En ny nedisning av landet bedöms ej påverka slutförvarets integritet. Se kapitel II:3.

11.4 **SAMMANFATTANDE SÄKERHETSBEDÖMNING AV SLUTFÖRVARING AV ANVÄNT, ICKE UPPARBETAT KÄRNBRÄNSLE**

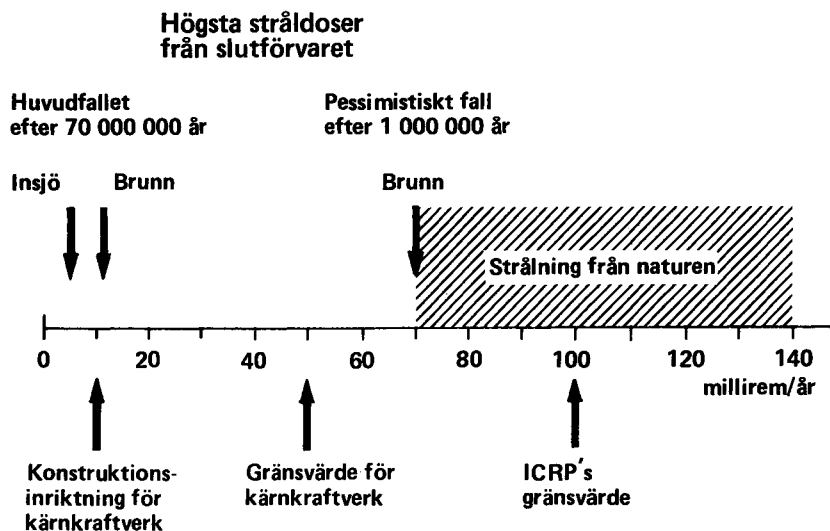
Det använda kärnbränslet isoleras genom inkapsling i kopparkapslar som inpackas i högkompakterad bentonit i bra berg på 500 m djup. Bergtunnlar och schakt försluts med en blandning av 80-90% kvartssand och 10-20% bentonit. Metalls-krot m m som härrör från det använda bränslet gjuts in i betong och förvaras i särskilda bergtunnlar på 300 m djup i bra berg. Tunnlarna efterfylls med betong. Säkerhetsanalysen av en sådan slutförvaring visar följande:

1. Grundvattenkemin i svenskt urberg på de djup som är aktuella för slutförvaren (300-500 m) är reducerande. Grundvattnet är praktiskt taget syrefritt. Buffertmaterialet - högkompakterad bentonit - har utomordentligt låg vattengenomsläpplighet, varför materialtransport genom buffertmassan bestäms av diffusion.

Tillgången på oxiderande ämnen som kan angripa koppar är ringa och tillförseln av dessa ytterst långsam. Kopparkapseln kan därför väntas få praktiskt taget obegränsad livslängd och därmed förhindra spridning av radioaktiva ämnen.

2. Den troliga konsekvensen av slutförvaring av det använda kärnbränslet på angivet sätt är att den ej kommer att medföra någon spridning av radioaktiva ämnen till biosfären under mycket lång tid - mer än en miljon år. Detta innebär, att slutförvaringens långsiktiga konsekvenser är likvärdiga med de långsiktiga konsekvenserna av förvaring av obestrålad urandioxid på samma sätt.
3. På basis av ett utlåtande från en grupp specialister bedöms att det är realistiskt att förvänta en minsta livslängd av hundratusentals år hos en kopparkapsel med en väggtjocklek av 200 mm.
4. Under en tidsrymd av 100 000 år hinner följande viktiga radioaktiva ämnen att avklinga praktiskt taget helt - americium-241, plutonium-238 och -241, strontium-90, cesium-137 och kol-14. En väsentlig minskning av aktiviteten sker för americium-243, plutonium-239 och -240.
5. Om kopparkapslarna efter några 100 000 år skulle penetreras kan en viss utlakning av radioaktiva ämnen till grundvattnet äga rum. Denna sker ytterst långsamt och tar troligen miljontals år även med pessimistiska antaganden. Efter ca en miljon år domineras avfallets giftighet av radium-226 som är en dotterprodukt till uran-238 med 4 510 miljoner år halveringstid. Uran-238 och dess sönderfallsprodukter kommer således under även med geologiska mått mycket långa tidsrymder att finnas kvar.

6. För ett fall med försiktigt valda data men representerande troliga förutsättningar beträffande vattentransporttid och nuklidfördröjning (huvudfallet i fig 11-4) erhålles efter 70 miljoner år en maximal beräknad stråldos till individer på ca 10 mrem per år. Motsvarande globala kollektivdos är ca 17 manrem/år.
7. För ett fall med mycket pessimistiskt valda data på alla betydelsefulla parametrar (pessimistiskt fall i fig 11-4) erhålles efter 1 miljon år en maximal beräknad stråldos till individer på ca 70 mrem per år. Motsvarande globala kollektivdos är ca 105 manrem/år.
8. Även för det pessimistiska fallet är hälsoriskerna utomordentligt små om ens några.
9. Den beräknade ökningen av halten radioaktiva ämnen i de recipienter dit spridning av avfallsprodukter kan tänkas ske är även i ogynnsamma fall jämförbar med naturliga halter av sådana ämnen.
10. Slutförvaringen av övrigt avfall som uppkommer vid hanteringen av använt icke upparbetat bränsle ger inget dostillskott av betydelse för den totala säkerhetsbedömningen (maximalt 0,1 mrem/år).



*Figur 11-4. De högsta stråldoser från slutförvaring av använt bränsle som någon individ beräknas kunna få jämfört med några gränsvärden. ICRP är den internationella strålskyddskommissionen. Strålningen från naturen varierar mellan olika platser och ligger i Sverige inom det streckade området.*



11. Ett flertal extrema eller icke rimliga förutsättningar måste tillgripas för att kriticitet i eller i anslutning till förvaret skall kunna uppstå. Sannolikheten för detta bedöms som utomordentligt liten. Antas trots allt att kriticitet inträffar blir förloppet långsamt och konsekvenserna blir små jämfört med de som redovisats för förvaret i övrigt.
12. Även i de fall där man valt en rad ogynnsamma förutsättningar blir de beräknade förändringarna av strålningsmiljön mindre än förekommande normala naturliga variationer. Dessa naturliga variationer har ingen idag påvisbar inverkan vare sig på människan eller de ekologiska systemen. Beräknade högsta värden på stråldoser orsakade av utläckning från ett slutförvar ligger under de gränsvärden som den internationella strålskyddskommissionen (ICRP) rekommenderat. Den föreslagna metoden för slutförvaring av använt bränsle bedöms således som helt säker.

## 11.5 TIDSPERSPEKTIVET

De tidrymder, som aktualiseras i säkerhetsanalysen är av en sådan storleksordning att de knappast kan förankras i vår normala föreställningsvärld. En något bättre överblick av förhållandena kan möjligen erhållas om man betraktar det förväntade framtida händelseförloppet uppdelat på olika skeden.

Det förutsättes här att jorden under de olika skedena fortfarande är hemvist för någon form av mänskligt liv. I annat fall skulle diskussionen om slutförvarets påverkan på de ekologiska systemen sakna intresse.

### Några tusen år framåt

Under detta skede kommer kopparkapslarna att vara helt intakta, med eventuellt undantag endast för enstaka kapslar, som redan från början kan vara behäftade med fel. Den aktivitetsmängd, som kan läcka ut från dessa och nå biosfären, ger helt försumbara doser.

Under några tusental år framåt kan slutförvaret därför betraktas som "helt säkert", oavsett hur man värderar detta begrepp.

### Från några tusental år till några hundratusental år framåt

Genomförda beräkningar visar, att förutsättningar saknas för att någon spridning av radioaktivitet till biosfären skall äga rum under detta tidsskede, även om man gör pessimistiska antaganden rörande de olika barriärernas bestånd och funktion. Under detta skede kan det inte uteslutas, att kapslarna börjar genombrytas och grundvattnet kommer i kontakt med det använda bränslet. Den täthet och de kemiska förhållanden, som karakteriserar buffertmassan och berget, begränsar emellertid aktivitets-spridningen. Ur geologisk och geokemisk synpunkt är detta tidsskede inte svåröverskådligt och stora klimatiska förändringar kan inte heller påverka ett slutförvar på 500 m djup i svensk berggrund.

Även under detta skede kan därför hävdas, att slutförvaret uppfyller kravet på att vara "helt säkert".

#### Från några hundratusental år och framåt

Säkerhetsanalysen visar, att vid pessimistiskt valda förutsättningar, kan en viss aktivitetsspridning ske till biosfären efter ca 1 milj år. Det dostillskott, som skulle bli en följd härav, har beräknats bli av samma storleksordning eller lägre än de gränsvärden, som idag tillämpas och lägre än de doser som härrör från strålningen i naturen. I det här aktuella tidsperspektivet, miljontals år, synes det emellertid inte meningsfullt eller rimligt, att närmare diskutera effekterna av slutförvaret i relation till dagens normer. Några ansatser härtill har inte heller - inte ens för tidsperspektiv, som motsvarar det först behandlade skedet - gjorts inom andra verksamhetsområden, som kan ha långsiktiga miljöpåverkande effekter.

Med hänsyn till den geologiska stabilitet under mycket långa tidsrymder som berggrunden uppvisar i de delar av landet, som kan bli aktuella för ett slutförvar, kan dock göras gällande, att eventuella konsekvenser av ett slutförvar blir mycket begränsade. Strålningens påverkan på de ekologiska systemen och deras utveckling torde komma att domineras av den naturliga strålningen och vid sidan härav blir effekterna från slutförvaret lokalt små och globalt försumbara.

## BILAGA AV KBS-PROJEKTET ENGAGERADE ELLER KONSULTERADE FÖRETAG, INSTITUTIONER OCH EXPERTER

### INDUSTRI- OCH KONSULTFÖRETAG

AB Atomenergi (nuvarande Studsvik Energiteknik AB)  
 Ahlsell & Ågren AB  
 ASEA  
 ASEA-ATOM AB  
 ASEA-Hafo AB  
 ASEA-Kabel  
 Avesta Jernverks AB  
 AB Exportspråk  
 Forsgren Produktion AB  
 Gruvornas Arbetsstudie- och Konsultverksamhet  
 Gränges Gruvor Mineralprocesslaboratoriet  
 Hagby Bruk AB  
 H Folke Sandelin AB  
 Hagconsult AB  
 Hydroconsult AB  
 IFÖ Electric Högspänning AB  
 IPA-Konsult  
 Kemakta Konsult AB  
 Orrje & Co AB, Ingenjörfirman  
 Salénrederierna AB  
 Stabilator AB  
 Statens Provningsanstalt  
 Ställbergs Grufveaktiebolag  
 Ingenjörsvetenskapsakademien  
 Teleplan AB  
 Vattenbyggnadsbyrån  
 WP-system AB

### UNIVERSITET OCH HÖGSKOLOR

#### Lunds Universitet

Kvartärgeologiska avdelningen

Fil dr E Lagerlund

#### Göteborgs Universitet

Avdelningen för marin mikrobiologi

Prof K Gundersen

Stockholms Universitet

Arreniuslaboratoriet	Fil lic T Wadsten
Institutionen för geologi	Doc N-A Mörner
Institutionen för mikrobiell geokemi	Fil lic T Flodén
	Doc R Hallberg

Uppsala Universitet

Seismologiska institutionen	Doc O Kulhánek
-----------------------------	----------------

Sveriges Lantbruksuniversitet

Institutionen för kemi	Prof I Lindqvist
------------------------	------------------

Lunds Tekniska Högskola

Institutionen för oorganisk kemi	Doc Sten Andersson
----------------------------------	--------------------

Chalmers Tekniska Högskola

Institutionen för geologi	Fil dr L Bergström
Institutionen för kärnkemi	Prof J Rydberg
	Tekn dr B Allard
Institutionen för konstruktionsmaterial	Doc I Olefjord
Institutionen för oorganisk kemi	Prof N-G Vannerberg

Kungliga Tekniska Högskolan

Institutionen för bergteknik	Prof I Janelid
Institutionen för fysikalisk kemi	Doc C Leygraf
Geodetiska institutionen	Prof A Bjerhammar
Institutionen för kemisk apparat-teknik	Prof I Neretnieks
Institutionen för kulturteknik	Prof Y Gustafsson
	Prof I Larsson
Institutionen för kärnkemi	Doc T E Eriksen
Institutionen för oorganisk kemi	Prof I Grenthe
Institutionen för teknisk elektro-kemi och korrosionslära	Prof G Wranglén

Luleå Högskola

Avdelningen för bergmekanik	Prof O Stephansson
	Doc K Röshoff
Avdelningen för geoteknik	Prof R Pusch
	Fil dr A Jacobsson

## ÖVRIGA INSTITUTIONER

Cement- och Betonginstitutet, Stockholm	Prof S G Bergström
--	--------------------

Försvarets Forskningsanstalt,  
Stockholm

Glasforskningsinstitutet, Växjö

Institutet för Metallforskning  
Korrosionsinstitutet, Stockholm

Svenska Silikatinstitutet, Göteborg  
Tandemacceleratorlaboratoriet i  
Uppsala  
Sveriges Geologiska Undersökning

Ytkemiska Institutet

Laborator G Walinder  
Forskningschef  
L H Andersson  
Tekn lic B Simmingsköld  
Fil dr T Lakatos  
Tekn dr G Eklund  
Prof E Mattsson  
Tekn lic L Ekbohm  
Tekn lic R Carlsson  
Prof A Johansson  
  
Doc O Brotzen  
Fil lic U Thoregren  
Doc P Stenius  
Tekn lic J le Bell

#### EXPERTER OCH FORSKARE

Doc Sten G A Bergman  
Tekn dr Claes Helgesson  
Dr Peter Fritz

#### UTLÄNDSKA ORGANISATIONER OCH FÖRETAG

Försöksanläggningen Risö  
ROSKILDE, Danmark

Norges teknisk naturvetenskaplige  
forskningsråd/NORSAR  
KJELLER, Norge

Frauenhofer-Gesellschaft  
Institut für Silicatforschung  
WÜRTZBURG, Västtyskland

Lehrstuhl für Glas und Keramik  
Institut für Steine und Erder  
CALUSTHAL-ZELLEFELD, Västtyskland

Saint Gobain Techniques Nouvelles  
PARIS, Frankrike

COGEMA  
PARIS, Frankrike

University of Western Ontario  
Prof W Fyfe  
LONDON, Ontario, Canada

Corning Glass Works  
CORNING, New York, USA

Electric Power Research Institute  
PALO ALTO, California, USA

Department of Energy  
WASHINGTON DC, USA

Dr Ralph E Grim  
URBANA, Illinois, USA

Lawrence Berkeley Laboratory  
University of California  
BERKELEY, California, USA

Nuclear Regulatory Commission  
WASHINGTON DC, USA

Office of Waste Isolation  
Union Carbide Corp  
OAK RIDGE, Tennessee

Inom KBS har även personal från Vattenfall, OKG, SKBF, CDL och PRAV medverkat. Projektet har organiserat referens- och arbetsgrupper inom följande områden:

#### GEOGRUPPEN

Doc Sten G A Bergman	Stocksund
Doc Otto Brotzen	Sveriges Geologiska Undersökning
Prof Yngve Gustafsson	Kungliga Tekniska Högskolan
Doc Rudolf Hiltcher	Saltsjö-Boo
Prof Ingvar Janelid	Kungliga Tekniska Högskolan
Doc Ulf Lindblom	Hagconsult
Prof Roland Pusch	Högskolan i Luleå
Tekn lic Jan Rennerfelt	Orrje & Co AB
Prof Ove Stephansson	Högskolan i Luleå

#### REFERENSGRUPP FÖR KORROSION

Tekn lic Roger Carlsson	Svenska Silikatforskn institutet
Övering Thomas Eckered (observatör)	Statens kärnkraft- inspektion
Tekn lic Lars Ekbohm	Korrosionsinstitutet
Tekn dr Göran Eklund	Institutet för Metallforskning
Prof Ingemar Grenthe	Kungliga Tekniska Högskolan
Doc Rolf Hallberg	Stockholms Universitet
Fil mag Sture Henriksson	Studsvik Energiteknik AB
Prof Einar Mattsson	Korrosionsinstitutet
Prof Nils-Gösta Vannerberg	Chalmers Tekn Högskola
Prof Gösta Wranglén	Kungliga Tekniska Högskolan

#### KEMIGRUPP

Tekn dr Bert Allard	Chalmers Tekniska Högskola
Doc Otto Brotzen	Sveriges geologiska Undersökning

Prof Ingemar Grenthe	Kungliga Tekniska Högskolan
Tekn lic Kåre Hamnerz	ASEA-ATOM
Fil dr Arvid Jacobsson	Högskolan i Luleå
Prof Ivars Neretnieks	Kungliga Tekniska Högskolan
Prof Roland Pusch	Högskolan i Luleå

## GRUPP FÖR KONSTRUKTIONSSTUDIER

Civ ing Alf Engelbretsson	Vattenbyggnadsbyrån
Civ ing Göran Fröman	Vattenbyggnadsbyrån
Ing Bo Gustafsson	SKBF
Ing Bertil Mandahl	OKG

## GRUPP FÖR LAKNINGSTUDIER

Doc Hilbert Christensen	Studsvik Energiteknik AB
Civ ing Lennart Devell	Studsvik Energiteknik AB
Fil dr Roy Forsyth	Studsvik Energiteknik AB
Civ ing Ragnar Gehlin	Studsvik Energiteknik AB
Tekn lic Kåre Hamnerz	ASEA-ATOM

## GRUPP FÖR SÄKERHETSANALYS

Diplomfysiker Peter Behrenz	ASEA-ATOM
Fil dr Ronny Bergman	Studsvik Energiteknik AB
Civ ing Lennart Devell	Studsvik Energiteknik AB
Civ ing Bertil Grundfelt	Kemakta Konsult AB
Tekn lic Kåre Hamnerz	ASEA-ATOM
Prof Ivars Neretnieks	Kungliga Tekniska Högskolan
Ing Curt Stenqvist	Studsvik Energiteknik AB