

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, TEKNISK DEL

1	INLEDNING	5
2	ANLÄGGNINGAR	9
2.1	Allmänt	
2.1.1	Beskrivning av använt bränsle	
2.1.2	Erforderliga anläggningar	
2.2	Centralt bränslelager	
2.3	Inkapslingsstation	
2.3.1	Allmänt	
2.3.2	Beskrivning av anläggningen	
2.3.3	Drift av anläggningen	
2.3.4	Kvalitetskontroll	
2.3.5	Nedläggning av anläggningen	
2.4	Slutförvar	
2.4.1	Allmänt	
2.4.2	Beskrivning av anläggningen	
2.4.3	Drift av anläggningen	
2.4.4	Försegling av anläggningen	
2.4.5	Slutförvaring av aktiva metalldelar etc	
2.5	Skyddsfrågor	
2.6	Ritningar	
3	GEOLOGI	31
3.1	Bakgrund	
3.2	Berggrundsförhållanden	
3.2.1	Översikt över den geologiska utvecklingen	
3.2.2	Berggrundens sprickrörelser	
3.2.3	Landhöjning och nedisning	
3.2.4	Jordskalv	
3.3	Undersökningsområden	
3.3.1	Arbetets omfattning	
3.3.2	Resultat	
3.4	Grundvattenförhållanden	
3.4.1	Allmänt	
3.4.2	Berggrundens vattengenomsläpplighet	
3.4.3	Grundvattenmängder	
3.4.4	Strömningsvägar	
3.4.5	Grundvattnets strömningstid	
3.4.6	Grundvattnets ålder	
3.4.7	Grundvattnets korttidsvariation	

3.5	Kemisk miljö	
3.5.1	Grundvattnets sammansättning	
3.5.2	Grundvattenkemi vid uranmalmer	
3.5.3	Svenska förhållanden	
3.5.4	Berggrundens redoxsystem	
3.5.5	Extrema klimatförändringar	
3.5.6	Påverkan från anläggning och länshållning	
3.5.7	Tillämpning på ett avfallsförvar	
3.6	Utvärdering och sammanfattning	
3.6.1	Utvärdering	
3.6.2	Sammanfattning	
4	BUFFERTMATERIAL	123
4.1	Allmänt	
4.2	Egenskaper	
4.3	Funktion	
4.4	Kvalitetskontroll	
5	KAPSELMATERIAL	131
5.1	Allmänt	
5.2	Materialval och kapselkonstruktion	
5.3	Kapselns korrosionsmiljö	
5.4	Korrosionens omfattning	
5.4.1	Allmänt	
5.4.2	Korrosion orsakad av fritt syre	
5.4.3	Korrosion orsakad av sulfid	
5.4.4	Sammanlagd korrosion	
5.5	Korrosionsangreppets karaktär	
5.6	Kapselns livslängd	
5.6.1	Livslängd med hänsyn till mekaniska påkänningar	
5.6.2	Korrosionslivslängd	
5.6.3	Sammanfattande bedömning av kapselns livslängd	
6	UTLAKNING OCH MATERIALTRANSPORT	141
6.1	Allmänt	
6.2	Lakning av bränsle	
6.2.1	Experimentella undersökningar, allmänt	
6.2.2	Försök vid Battelle, Pacific Northwest Laboratories	
6.2.3	Försök i Studsvik	
6.2.4	De experimentella undersökningarnas begränsningar	
6.3	Några tänkbara händelseförlopp vid vattenin- trängning	
6.4	Begränsningar för utlakning av vissa nuklider i grundvatten	
6.4.1	Uran	
6.4.2	Radium	
6.4.3	Jod	
6.4.4	Plutonium	

- 6.5 Materialtransport i buffertmaterialet
 - 6.5.1 Transportmekanismer, allmänt
 - 6.5.2 Strömning
 - 6.5.3 Diffusion
 - 6.5.4 Jonbyte och andra sorptionsmekanismer
 - 6.5.5 Filmmotstånd
 - 6.5.6 Relativa betydelsen av olika barriärer
- 6.6 Upplösning av uranoxidmatrisen efter kapselgenombrott
 - 6.6.1 Allmänt
 - 6.6.2 Upplösning av UO_2 i grundvatten
 - 6.6.3 Upplösning relaterad till karbonathalt
 - 6.6.4 Utlakning av andra nuklider
- 6.7 Transport av nuklider genom buffertbarriären
- 6.8 Jonbyte natrium-kalcium i bentonit
- 6.9 Variationsanalys
- 6.10 Slutlig förvaring av bränslets metalldelar
 - 6.10.1 Allmänt
 - 6.10.2 Kemisk miljö i förvaret
 - 6.10.3 Korrosion
 - 6.10.4 Nickels löslighet
 - 6.10.5 Uttransport av nickel

7 SPRIDNINGSMEKANISMER FÖR RADIOAKTIVA ÄMNEN

163

- 7.1 Allmänt
- 7.2 Grundvattenströmning
 - 7.2.1 Bakgrund
 - 7.2.2 Regional vattenströmning
 - 7.2.3 Strömning i sprickigt berg
 - 7.2.4 Vattenströmning kring tunnlar
 - 7.2.5 Vattnets transportkapacitet
- 7.3 Nuklidtransport i berget
 - 7.3.1 Utlakningsförloppet
 - 7.3.2 Vattentrogna nuklider
 - 7.3.3 Nuklidfördröjning i berget, fördröjningsmekanismer
 - 7.3.4 Undersökningar av jämviktswärden
 - 7.3.5 Fördröjningsfaktorer i berg
 - 7.3.6 Dispersionseffekter
 - 7.3.7 Avklingning under vandringen
- 7.4 Nuklidtransport i biosfären och stråldoser
 - 7.4.1 Modell för transport i biosfären
 - 7.4.2 Exponeringssituationer
 - 7.4.3 Beräkning av upptag av radioaktiva ämnen
 - 7.4.4 Stråldoser
 - 7.4.5 Modellens tillförlitlighet

8 SÄKERHETSANALYS

195

- 8.1 Allmänt
- 8.2 Källstyrkor och ingångsdata
 - 8.2.1 De använda bränsleelementen
 - 8.2.2 Radioaktivitet och resteffekt i använt kärnbränsle
 - 8.2.3 Inducerad radioaktivitet i bränsleelementkomponenter

- 8.3 Hantering och inkapsling av använt bränsle
 - 8.3.1 Allmänt
 - 8.3.2 Långtidsförvaring av använt bränsle i vattenbassänger
 - 8.3.3 Säkerhetsåtgärder i inkapslingsstationen
 - 8.3.4 Normaldriftsutsläpp från inkapslingsstationen
 - 8.3.5 Haverier och missöden i inkapslingsstationen
 - 8.3.6 Stråldoser
- 8.4 Säkerhetsmässiga principer för slutlagring
 - 8.4.1 Säkerhetsmässiga bedömningsgrunder avseende slutförvaring
 - 8.4.2 Barriärer
 - 8.4.3 Temperaturförhållanden
 - 8.4.4 Strålnivåer
- 8.5 Spridningsberäkningar
 - 8.5.1 Beräkningsgång och beräkningsförutsättningar
 - 8.5.2 Beräkningsfall
 - 8.5.3 Beräkningsresultat för spridning genom berget
 - 8.5.4 Känslighetsanalys av GETOUT-beräkningarna
 - 8.5.5 Resultat av BIOPATH-beräkningarna
 - 8.5.6 Beräkningskontroll
 - 8.5.7 Spridningsberäkningar för slutförvaring av bränslets metalldelar
- 8.6 Konsekvensanalys
 - 8.6.1 Troligt händelseförlopp
 - 8.6.2 Konsekvenser av spridning från slutförvaret för bränsle
 - 8.6.3 Konsekvenser av långsam spridning från slutförvaret för bränslets metalldelar
 - 8.6.4 Maximala hälsoeffekter
 - 8.6.5 Jämförelser med gränsvärden och naturlig radioaktivitet
- 8.7 Inverkan av extrema händelser
 - 8.7.1 Berggrundsrorelser
 - 8.7.2 Kriticitet
 - 8.7.3 Meteoritnedslag
 - 8.7.4 Krigshandlingar och sabotage
 - 8.7.5 Framtida mänskliga ingrepp
- 8.8 Sammanfattande säkerhetsbedömning
 - 8.8.1 Hantering, lagring och transport av använt bränsle
 - 8.8.2 Slutförvaring av använt, icke upparbetat kärnbränsle

REFERENSER

251

- Bilaga 1 ALUMINIUMOXIDKAPSEL FÖR SLUTFÖRVARING AV ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE, LÄGESRAPPORT MAJ 1978 273
- Bilaga 2 FÖRTECKNING ÖVER KBS TEKNISKA RAPPORTER 297

1 INLEDNING

I november 1977 förelåg KBS första rapport "Kärnbränslecykelns slutsteg. Förglasat avfall från upparbetning". Denna andra rapport behandlar villkorslagets andra alternativ d v s hantering och slutförvaring av använt kärnbränsle, som ej upparbetats, det s k direktdeponeringsalternativet.

Underlaget för denna rapport är delvis detsamma som för den tidigare. I sina allmänna principer är också den föreslagna hanteringen likartad i de båda alternativen. I båda fallen föreslås sålunda att avfallet inkapslas i ett korrosionsbeständigt material varefter den slutliga deponeringen sker i vertikala borrhål upptagna från tunnlarna på stort djup i urbergsgrunden. Före slutdeponeringen föreslås även i direktdeponeringsalternativet en övervakad mellanlagringsperiod, vars huvudsyfte är att avfallets värmeavgivning skall reduceras så att maximitemperaturen i slutförvaret kan hållas väl under 100°C. Mellanlagringen utgör en period med bevarad valfrihet i fråga om upparbetning samt ger tid för utveckling och förbättring av metoder för inkapsling och slutförvaring.

De olika egenskaperna hos de två typerna av avfall, förglasat upparbetningsavfall respektive använt kärnbränsle medför dock på vissa punkter betydande skillnader i hanteringsätt och utformning av anläggningar.

I villkorslagen talas om använt kärnbränsle. Här ingår dels bränslestavarna med sin zirkaloykapsling, dels vissa konstruktionsdelar av metall, som håller samman bränslestavarna i bränsleelement. Bränslestavarna och metalldelarna utgör olika typer av avfall vars omhändertagande redovisas i det följande.

I bilaga 1 till KBS föregående rapport lämnades en lägesredovisning rörande direktdeponering av använt kärnbränsle. De mer ingående studier som därefter genomförts har lett till vissa modifieringar av där skisserat förslag. Detta gäller framför allt på följande två punkter.

- Nu slutförda utredningar har visat att bränslets zirkaloykapsling kan förutses förbli intakt även i kontakt med vatten betydligt längre än den aktuella mellanlagringstiden, ca 40 år. Tidigare föreslagna behållare av rostfritt stål för inneslutning av bränslet i syfte att förhindra vattenkontakt har därför kunnat utgå.

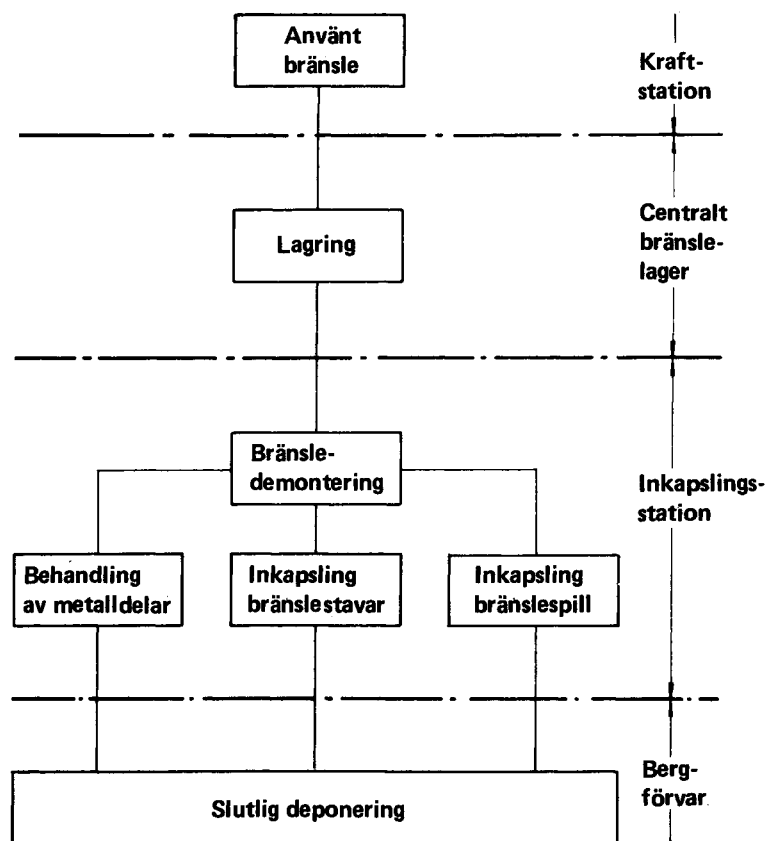
- Kapseln omges med högkompakterad bentonit i stället för med en blandning av bentonit och kvartssand för att kapseln skall få ett ännu bättre skydd mot grundvattnets påverkan.
- För att på bästa sätt utnyttja de gynnsamma effekterna av den högkompakterade bentoniten placeras kapslarna vertikalt i borrhål - på samma sätt som det förglasade avfallet - och inte horisontellt i förvaringstunnlar som visats i lägesrapporten.

Arbetet inom KBS-projektet har successivt ökat det tillgängliga kunskapsmaterialet och nu föreligger betydligt bättre underlag än då rapporten rörande förglasat avfall redovisades. Detta gäller särskilt

- buffertmaterialets (bentonitens) egenskaper
- de fysikaliskt-kemiska förhållanden som bestämmer dels kapselmaterialets långtidsbeständighet dels de radioaktiva ämnens löslighet och spridning med grundvattnet
- beräkningsmodeller för grundvattenrörelser i berggrunden
- åldersuppgifter för grundvatten från stora djup

Detta gör att säkerhetsanalysen i denna rapport kunnat baseras på ett säkrare underlag och att vissa i den föregående rapporten angivna förutsättningar nu framstår som överdrivet försiktigt valda.

Den föreslagna hanteringskedjan för det använda bränslet från kraftstationerna till den slutliga förvaringen, se fig 1-1,



Figur 1-1. Hanteringskedja för det använda bränslet från kraftstationen till den slutliga förvaringen.

omfattar ett antal steg, som vart och ett bygger på känd och inom industrin tidigare använd teknik, om än inom andra tillämpningsområden. I en del fall - elektronstrålesvetsning av kopparkapselns lock, blyfyllning av hålrum i kapseln, preparering och kompaktering av bentonit, applicering av kvarts-bentonitblandning i tunnlar - har metodernas tillämpbarhet verifierats genom särskilda försök.

De beskrivna anläggningarna har dimensionerats för en total mängd använt bränsle av ca 9000 ton uran, vilket svarar mot 30 års drift av 13 reaktorer. Om en annan dimensionering blir aktuell påverkar detta inte de tekniska lösningarna i principiellt avseende. Det är också möjligt att utforma anläggningarna så att såväl förglasat upparbetningsavfall som använt bränsle kan omhändertas.

Liksom i föregående rapport har Finnsjö-området 16 km västsydväst om Forsmark valts för att exemplifiera en verklighetsanknuten lokalisering av ett slutförvar. Detta innebär inte att området nu föreslås bli den plats, där ett slutförvar skall byggas. Något slutligt platsval behöver ej och bör ej ske förrän om flera år. Ytterligare omfattande undersökningar av flera tänkbara lokaler förutsätts dessförinnan ha genomförts. En lämplig inriktning synes vara att fastställa platsen för ett slutförvar omkring år 2000.

För det föreslagna slutförvarets säkerhet har de två materialen koppar och bentonit en betydelsefull funktion. Det kan nämnas att de kända brytvärda tillgångarna på koppar f n uppgår till ca 400 miljoner ton. Världsproduktionen är ca 9 miljoner ton/år och i Sverige produceras ca 0,05 miljoner ton/år och förbrukas ca 0,1 miljoner ton/år. Den sammanlagda vikten koppar i det föreslagna slutförvaret utgör ca 0,1 miljoner ton. Om förvaret fylls i jämn takt under 30 år motsvarar det årliga behovet ca 3% av ovan angiven årsförbrukning i Sverige.

Världsproduktionen av bentonit utgjorde åren 1973-75 i genomsnitt 4,2 milj ton/år. För fyllning av borrhål, tunnlar och schakt i det föreslagna slutförvaret åtgår totalt ca 0,25 milj ton eller genomsnittligt ca 8000 ton/år om fyllningsarbetet pågår i 30 år. Detta motsvarar ca 0,2% av årsproduktionen.

I närmast följande kapitel 2 beskrivs de olika anläggningar, som ingår i den här föreslagna hanteringskedjan. Transportsystemet och det centrala bränslelagret är utformade på principiellt samma sätt som anges i tidigare rapport om förglasat avfall, varför de inte behandlas närmare.

Kapitel 3 beskriver de geologiska förhållanden, som är väsentliga för ett slutförvar. Beträffande utförda platsundersökningar hänvisas i stor utsträckning till tidigare rapport. I fråga om berggrunds rörelser, grundvattenförhållanden och kemisk miljö däremot är materialet i flera avseenden nytt.

I kapitlen 4 och 5 beskrivs buffert- respektive kapselmaterialen och hur de medverkar till en långsiktig isolering av det använda bränslet.

Kapitel 6 behandlar utlakning av det deponerade bränslet i den situationen att inkapslingens täthet gått förlorad samt de transportmekanismer, som bestämmer de radioaktiva ämnenas vandring genom buffertmaterialet. Spridningsprocesserna i geosfären och biosfären beskrivs i kapitel 7, där också överföringsmekanismerna till de ekologiska systemen och doser behandlas.

I kapitel 8 slutligen redovisas en sammanfattande säkerhetsanalys för det föreslagna sättet att hantera och slutförvara det använda bränslet.

I en särskild bilaga redovisas läget för det utvecklingsarbete, som pågår för att ta fram en långtidsbeständig keramkapsel för använt kärnbränsle.

2 ANLÄGGNINGAR

2.1 ALLMÄNT

2.1.1 Beskrivning av använt bränsle

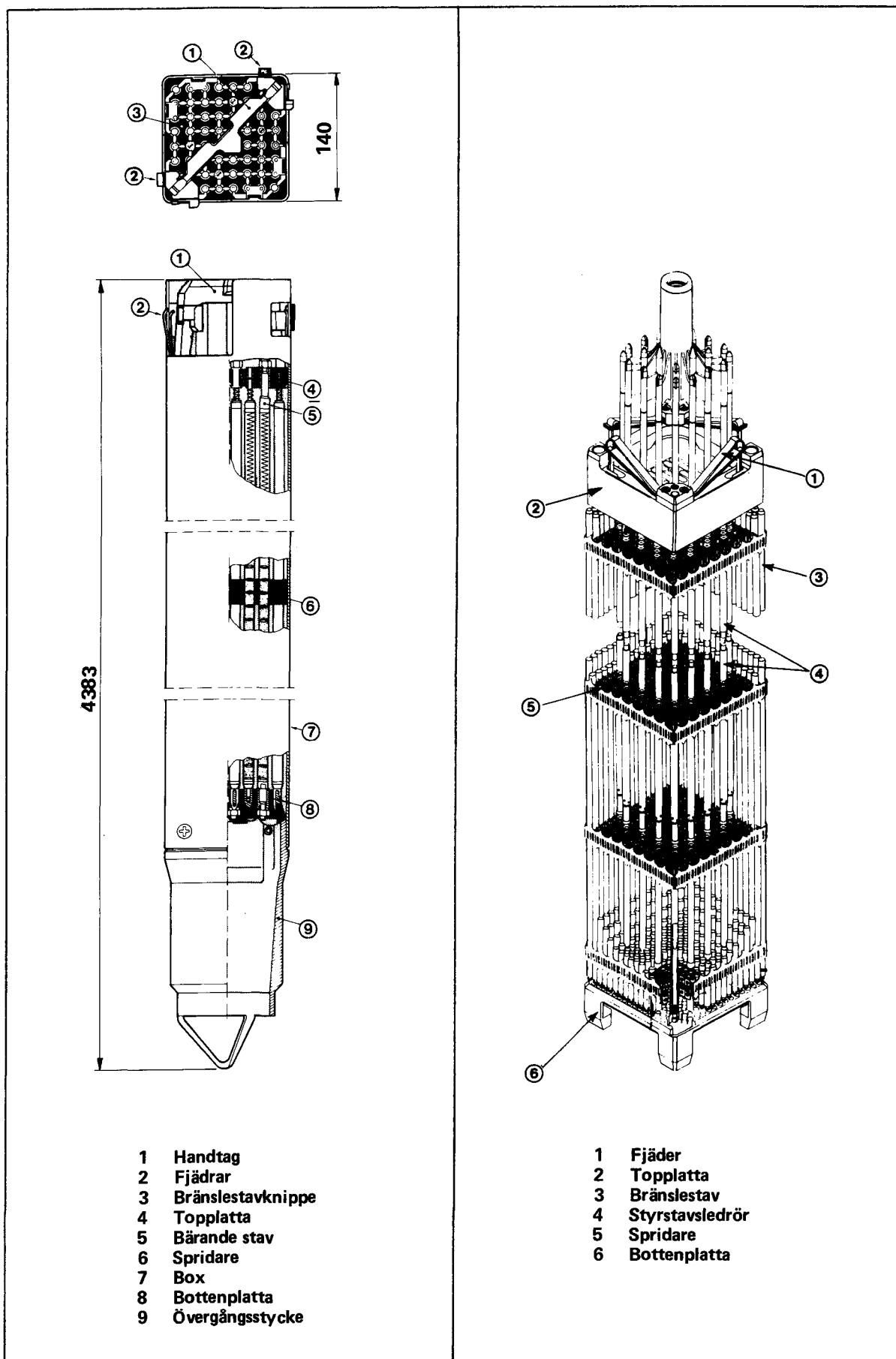
Bränslet till en kärnreaktor utgörs av cylindriska kutsar av urandioxid som är inneslutna i rör av en zirkoniumlegering (zirkaloy). Rören med kutsarna kallas bränslestavar. De sammanhålls i bränsleelement, som hanteras som enheter. Bränsleelementen har olika utformning beroende på vilken typ av reaktorer de är avsedda för.

Figur 2-1 visar ett bränsleelement för en BWR reaktor av typ ASEA-ATOM. Det innehåller 64 stavar (3) varav en spridarhållarstav. Stavarna hålls i läge med en topplatta (4), en bottenplatta (8) och sju spridare (6). Fyra av bränslestavarna är bärande (5) och är fastskruvade i topp- och bottenplattan. Övriga stavar har ändarna instuckna i hål i plattorna. Bränsleknippet lyfts med ett handtag (1) som är fäst vid topplattan. Knippet omges av en box (7) som upptill är försedd med lyftöron för hanteringen och nedtill med ett övergångsstycke (9) på vilket elementet vilar i reaktorn. Fjädrar (2) håller bränsleelementet på plats i reaktorhärden. Ett BWR element väger ca 300 kg.

Figur 2-2 visar ett bränsleelement för en PWR reaktor av typ Westinghouse. Det innehåller 289 positioner med 264 bränslestavar (3), 24 styrstavsledrör (4) och ett ledrör för neutronflödesmätning. Ledrören är fastsvetsade vid en topplatta (2) och fastskruvade med svetslåsta skruvar i en bottenplatta (6). De är även fast förbundna med åtta spridare (5). Bränslestavarna är fästade vid spridarna med fjädrar och är ej förbundna med botten- eller topplattan. Bränsleknippet hanteras med ett grepp i topplattan. Fjädrar på topplattan (1) spänner in bränslet i reaktorhärden. För PWR bränsle används ingen box. Ett PWR element väger ca 670 kg.

De i BWR- och PWR elementen ingående konstruktionsdelarna tillverkas av rostfritt stål, inconel eller zirkaloy. Vissa bränsleelement i den första härden i en PWR-reaktor innehåller effektreglerande borglasstavar i styrstavsledrören, som medföljer elementet vid uttaget.

De i det följande beskrivna anläggningarna är dimensionerade för använt bränsle från 30 års drift av 10 BWR och 3 PWR reaktorer. Det totala bränsleuttaget uppskattas till ca 40 000 BWR element



Figur 2-1. Bränsleelement för en BWR-reaktor. (ASEA-ATOM).

Figur 2-2. Bränsleelement för en PWR-reaktor. (Westinghouse Ringhals 3 och 4).

innehållande 2,5 miljoner bränslestavar och ca 4700 PWR element innehållande 1,1 miljon bränslestavar, sammanlagt motsvarande ca 9000 ton uran.

2.1.2 Erforderliga anläggningar

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

- ett centralt bränslelager i vilket bränslet kan lagras i avvaktan på slutförvaring
- en inkapslingsstation i vilken bränslet och bränsleelementens metalledar 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 /2-1/. 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.

2.2 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 3000 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.

Vid utformningen av anläggningarna har förutsatts att bränslet har en ålder av 40 år vid deponeringen i slutförvaret, vilket leder till en motsvarande lagringstid. 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 d v s bränsleelementen förvaras i vattenbassänger varvid vattnet ger erforderlig kylning och strålskärning. För att kunna bedöma om samma lagringsprincip kan tillämpas med betryggande säkerhet vid en lagringstid av 40 år har en utredning genomförts /2-2/ vars slutsatser kan sammanfattas på följande sätt:

Bränslets integritet vid förvaring i vatten är avhängig av långtidsbeständigheten av det material (zirkaloy) som används för bränslestavarnas kapslingsrör.

Zirkaloy har använts som kapselmateriäl för bränsle i lättvattenreaktorer sedan 1950-talet. I PWR används företrädesvis Zirkaloy-4 och i BWR Zirkaloy-2. Legeringarna är zirkoniumbaserade (ca 98%) med tillsatser av Sn, Fe och Cr. I Zirkaloy-2 ingår dessutom ca 0,05% Ni. I korrosionsavseende kan de båda legeringarna anses vara likvärdiga under bassänglagringen.

Legeringarna har en hög korrosionsresistens i vatten beroende på förmågan att bilda ett tätt isolerande oxidskikt på ytan. Tillväxten av detta skikt sker genom att syrejoner (O_2^-) och elektroner (e^-) diffunderar genom skiktet. På grund av att allmätkorrosionen således är diffusionsstyrd blir denna därmed exponentiellt temperaturberoende. Vid de förhållandevis låga temperaturerna vid lagringen är oxidationen synnerlig långsam. Efter 40 års bassänglagring kan man förvänta sig att mindre än 0,1% av kapselväggen oxiderat. Inverkan av bestrålning på allmätkorrosionen förväntas vara försumbar jämfört med de förhållanden som rått vid reaktordrift då dosraterna varit av en helt annan storleksordning.

Zirkaloy har i den miljö som är aktuell under bassänglagringen tillfredsställande resistens mot lokalkorrosion. Toleransen mot klorid i vattnet är t ex högre hos zirkaloy än hos aluminium eller rostfritt stål.

Den kemiska kompatibiliteten mellan kapselmaterialet och de vid drift bildade fissionsprodukterna är också god. Omfattande

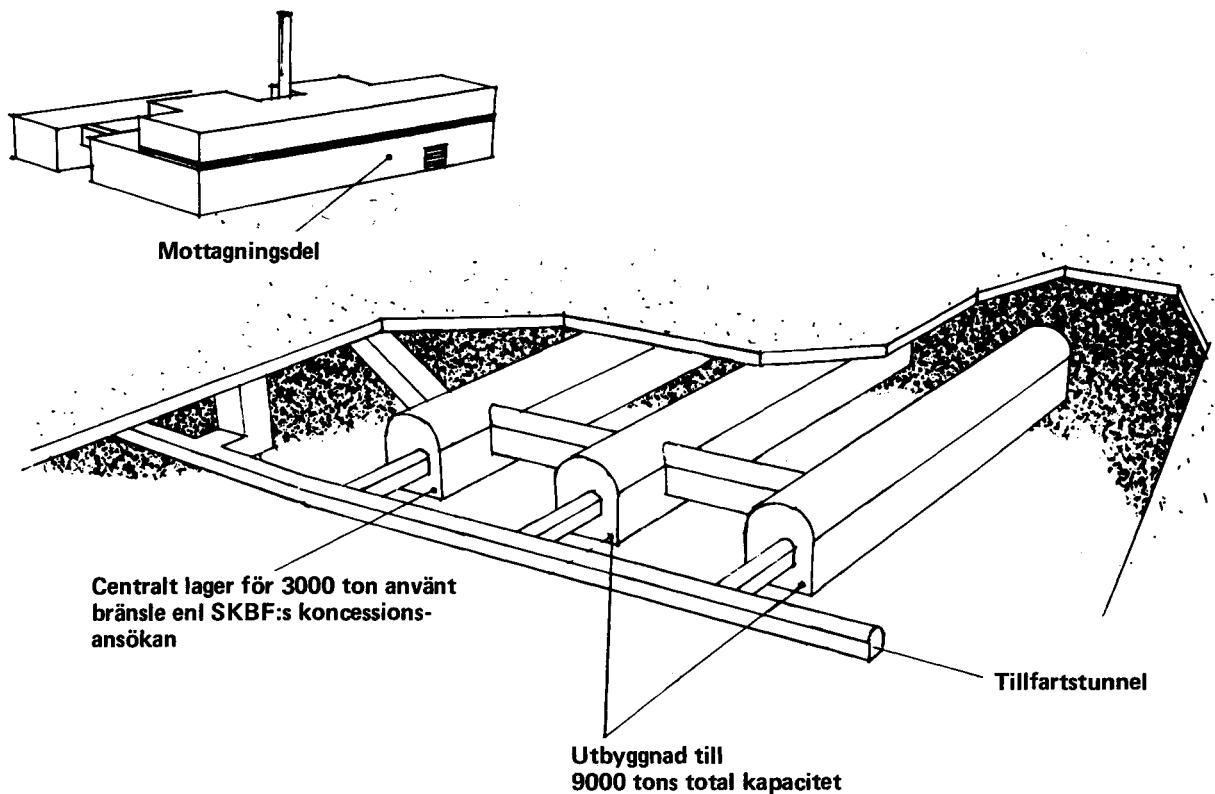
undersökningar har gjorts av inverkan på kapselmaterialet av de fissionsprodukter (I_2 , Br_2 , Cs och Cd) som är av speciell betydelse i detta sammanhang. De spänningar som finns i kapslingen efter reaktordrift är för låga för att spänningskorrosion skall uppkomma under inverkan av fissionsprodukterna.

Erfarenheterna av lagring av använt bränsle i vattenbassänger är omfattande och goda. Degraderingsmekanismer som skulle kunna påverka bränslets integritet inom 40 år har ej kunnat identifieras.

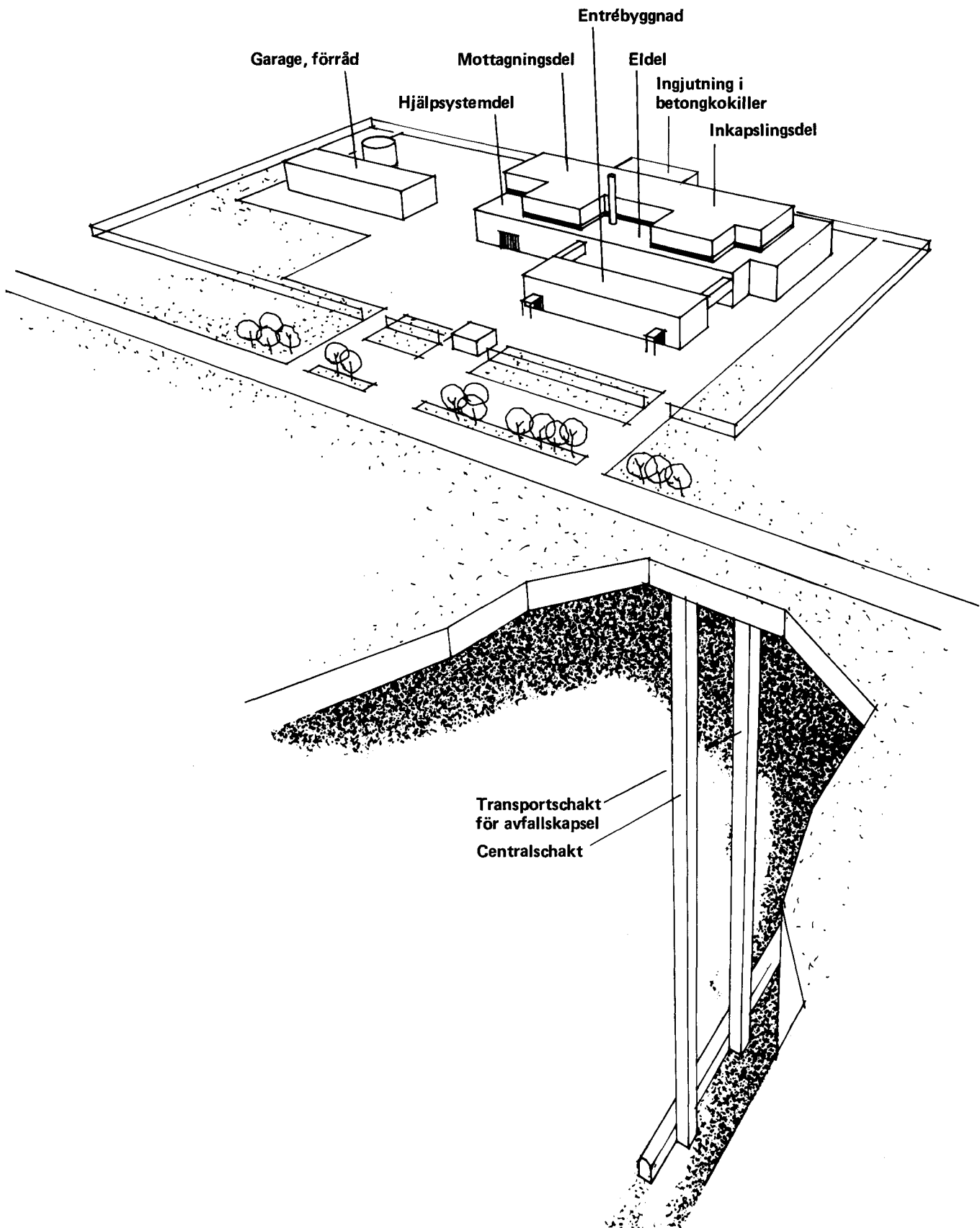
För en mera detaljerad redovisning av bränslets långtidsegenskaper vid bassänglagring och av erfarenheterna av sådan lagring hänvisas till den ovan angivna utredningen /2-2/.

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 9000 ton. En tredubbling av den planerade kapaciteten för det centrala bränslelagret skulle därvid erfordras varvid anläggningen skulle få en utformning som framgår av fig 2-3.

För en mera detaljerad redovisning av anläggningens utformning hänvisas till den under 2.1 ovan ommämnda lokaliserings- och koncessionsansökan.



Figur 2-3. Centralt bränslelager utbyggt för 9 000 tons kapacitet.



Figur 2-4. Inkapslingsstation för använt kärnbränsle. Anläggningen ligger i markplanet ovanför slutförvaret.

2.3 INKAPSLINGSSTATION

2.3.1 Allmänt

I anslutning till slutförvaret anläggs en inkapslingsstation. Anläggningen består av process- och servicebyggnader förlagda ovan jord, se fig 2-4.

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 strålskärming 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 strålskärming som förenklar hanteringen. Den ger också ett skydd mot grundvattnets påverkan, främst genom att den höjer vattnets pH-värde, vilket begränsar utlösningshastigheten av Ni⁵⁹, som är den ur säkerhetssynpunkt mest betydelsefulla isotopen i bränsleelementens metalldelar.

Anläggningen har en kapacitet av åtta kapslar per vecka, vardera med ett bränsleinnehåll motsvarande ca 1,4 ton uran (BWR) eller 1,1 ton (PWR) 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 7000 och antalet betongkokiller ca 1200.

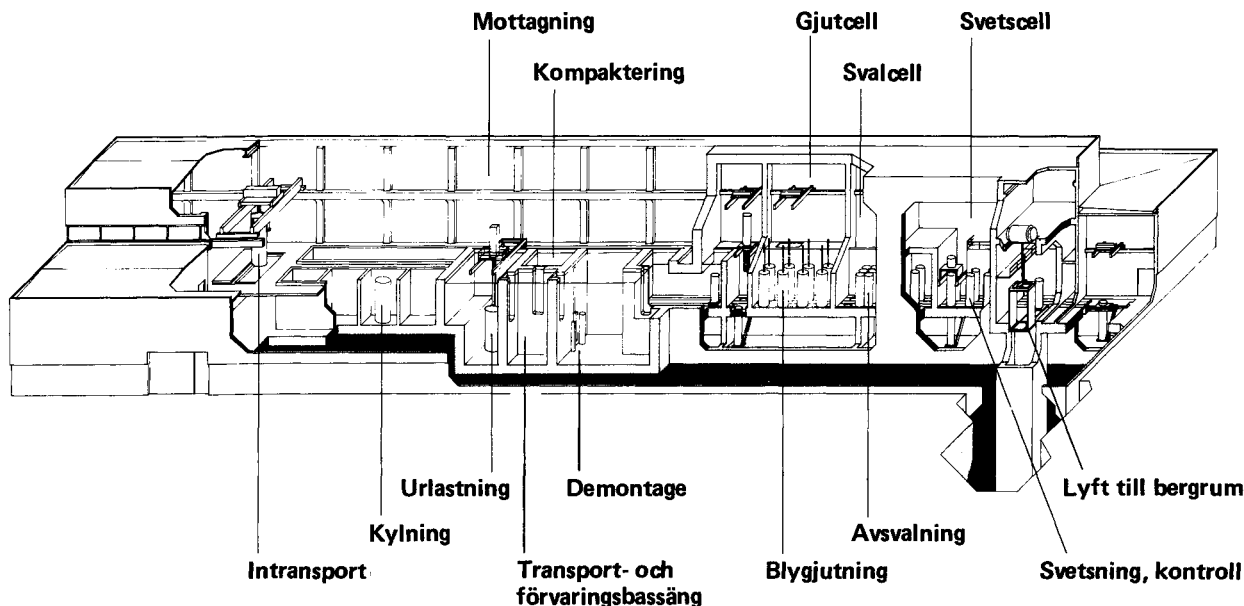
För en mera detaljerad redovisning av anläggningen hänvisas till de ritningar som finns bilagda i slutet av detta avsnitt och till /2-3/.

2.3.2 Beskrivning av anläggningen

Processbyggnadens layout framgår av fig 2-5. 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 metall- delar 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.



Figur 2-5. Perspektivbild av inkapslingsstationens processbyggnad.

Mottagning

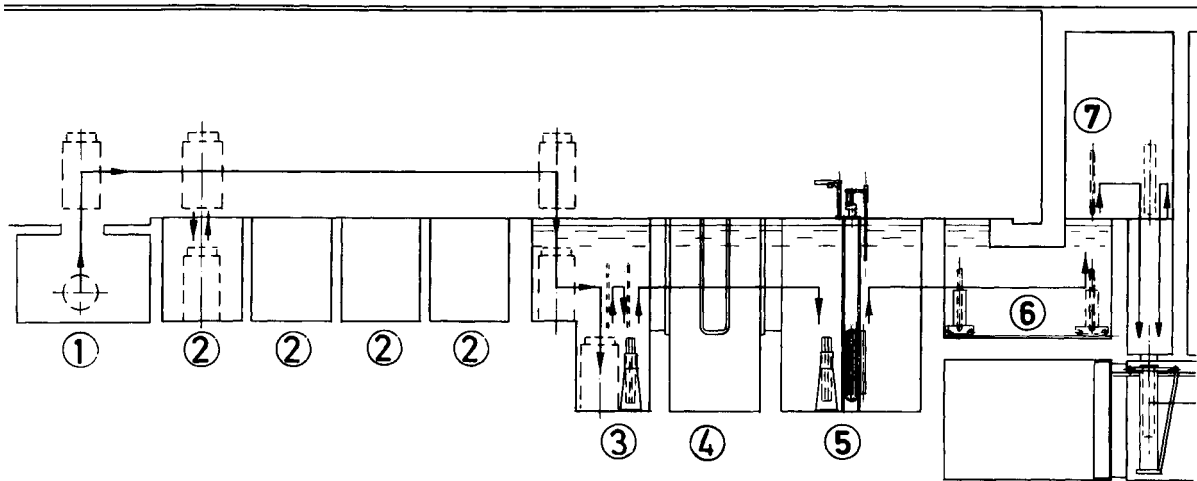
De olika arbetsmoment som ingår i hanteringen i mottagningsdelen framgår av fig 2-6.

I ankomsthallen lyfts transportbehållaren från sin trailer till positioner för kylning och tvättning. Därefter lyfts den i två steg ner i en bassäng i vilken den placeras i vertikalt läge. Efter det att locket demonterats töms behållaren varvid bränslelementen placeras i flyttbara kassetter. Den tomma behållaren kan därefter återgå och efter tvättning och kontroll lämna anläggningen.

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

I demonteringsbassängen lyfts bränsleelementen ett i taget till en av de fem demonteringspositionerna av vilka fyra är avsedda för BWR element och en för PWR. Kassetten är utformad så att BWR elementens boxar kvarhålls i kassetten när elementen lyfts.

I demonteringspositionen, fig 2-7, fräses BWR elementens bottenmuttrar bort. Spån och fragment, som därvid kan lossna från bränslet, samlas upp och sugas bort till en cyklonavskiljare i förvaringsbassängen i mottagningsdelen för vidare behandling i enlighet med redovisningen under "Hantering av bränslespill" nedan. Därefter skruvas toppmuttrarna bort och topplattan lyfts av. Stavarna kvarhålls i läge med gaffelformade don. Sedan



- 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

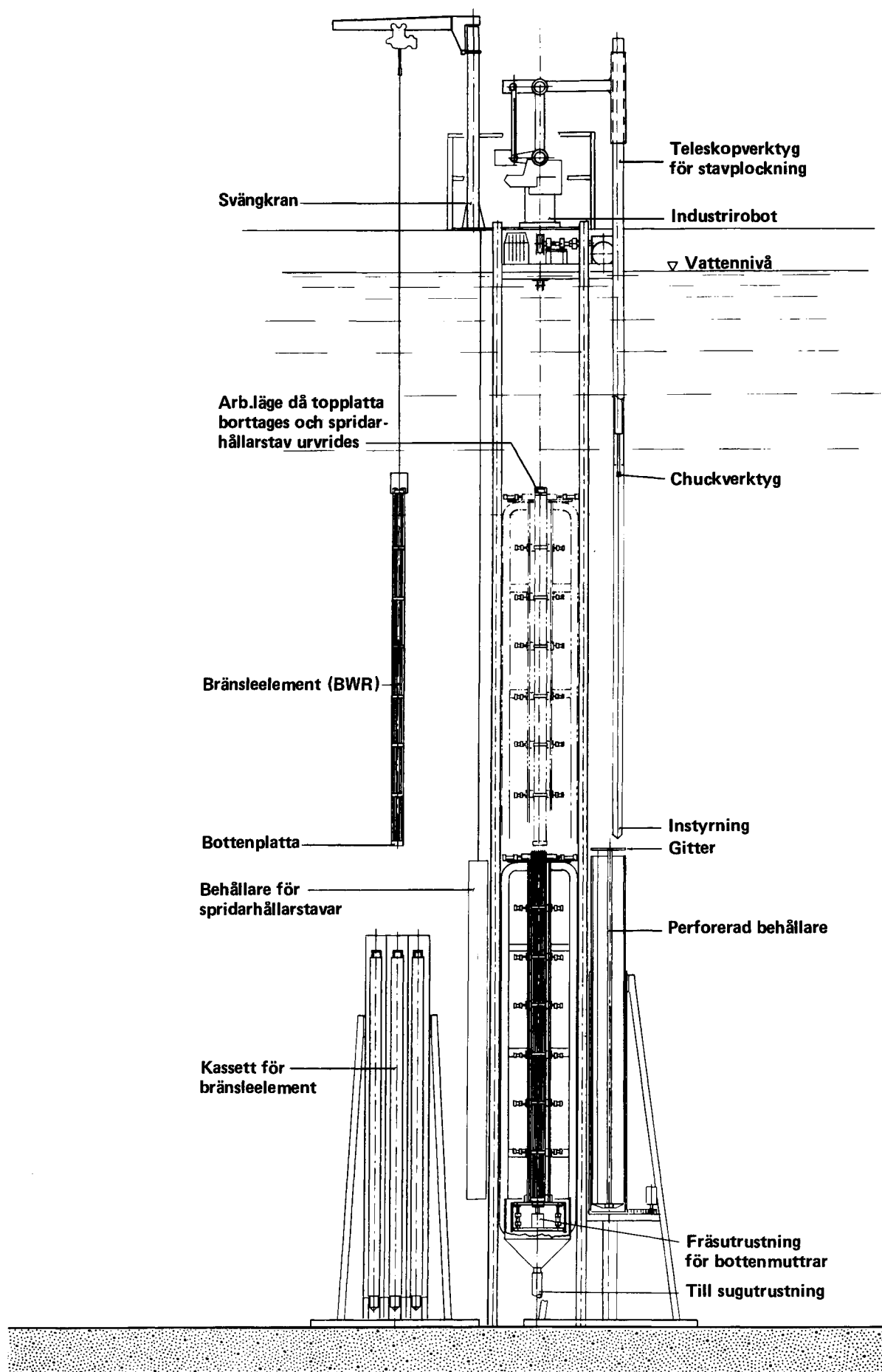
Figur 2-6. Schemat visar hanteringsgången i processbyggnadens mottagningsdel.

spridarhållarstaven lyfts bort lyfts bränslestavarna en och en och placeras i ett ställ av koppar.

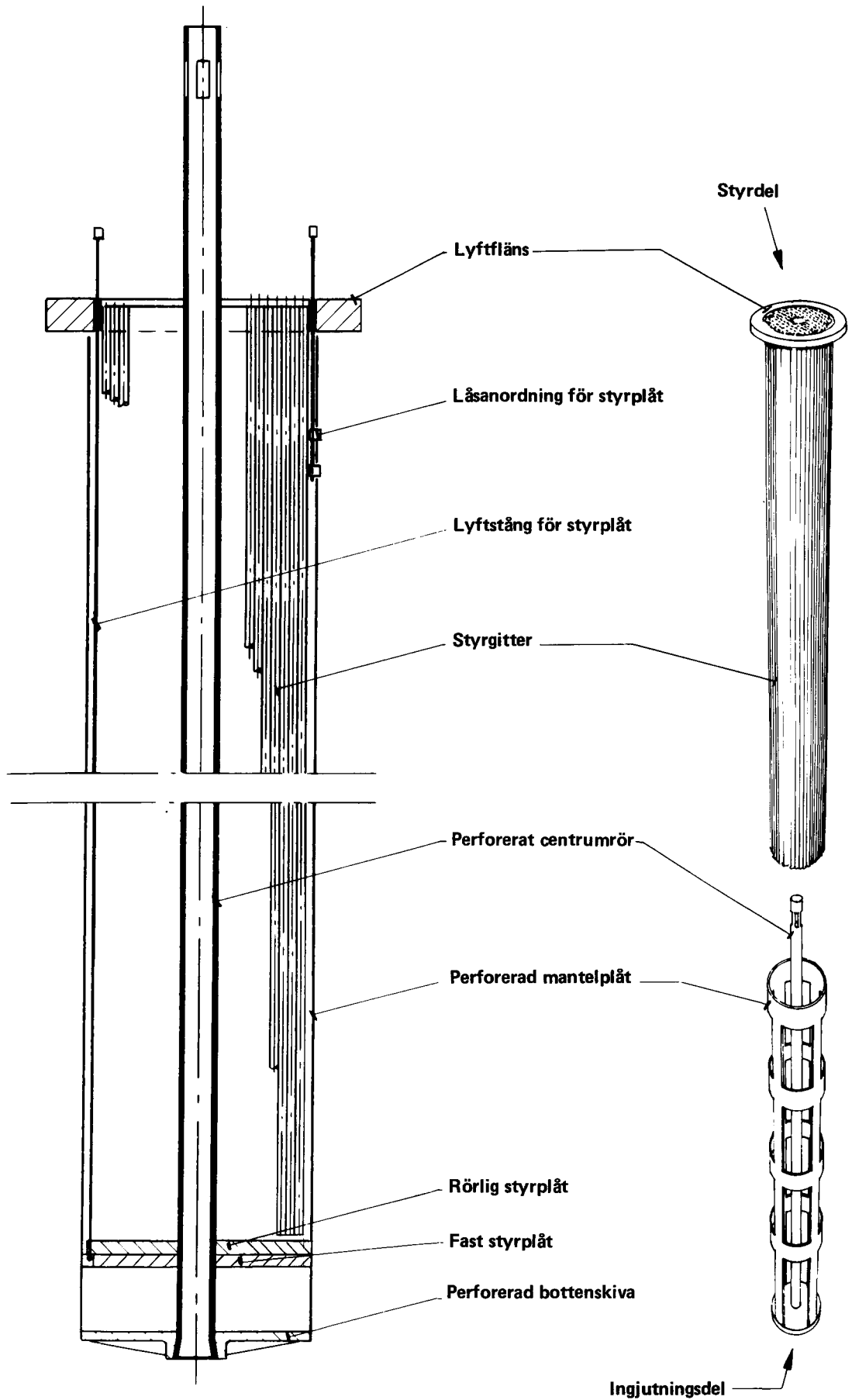
Denna hanteringsgång gäller för BWR element av den typ som tillverkas av ASEA-ATOM. Exxon-bränsle har en något annorlunda uppbyggnad. Denna typ av BWR element har fyra centrumstavar av massiv zirkaloy och åtta av de yttre bränslestavarna är bärande. Vid demonteringen av sådant bränsle frigörs topplattan genom att bajonettfattningen på de bärande stavarna lossas med ett speciellt verktyg. Topplattan lyfts sedan av varvid stavarna kvarhålls i läge med gaffelformade don. Sedan centrumstavarna lyfts bort överförs bränslestavarna till kopparstället enligt ovan. De bärande stavarna måste därvid först skruvas ur bottenplattan med ett verktyg med vridrörelse. Stavar som kärvar och kräver så stor vridkraft för att lossas att staven kan skadas, frigörs från bottenplattan genom att en rörfräs bearbetar bort materialet runt gången.

Kopparstället, fig 2-8, består av en ingjutningsdel i vilken bränslet överförs till kapseln (och som kapslas in tillsammans med bränslet) och en styrdel som har till uppgift att möjliggöra en hög packningsgrad för bränslestavarna i kapseln. Alla ingående komponenter är av koppar.

Ingjutningsdelen består av en bottenskiva, på vilken stavarna står, ett centrumrör, i vilket stället lyfts, en mantelplåt, som omsluter bränslestavarna och två styrplåtar, som håller stavarna på plats.



Figur 2-7. Utrustning för demontering av bränsleelement.



Figur 2-8. Kopparställ för bränslestavar. Styrdelen används för att packa stavarna i ingjutningsdelen.

Styrdelen består av ett hexagonalt gitter som för BWR stavar (stavdiameter 12,25 eller 11,75 mm) består av rör med innerdiametern 13 mm och godstjockleken 0,5 mm. Några av rören i gittret har emellertid större diameter för att kunna ta emot bränslestavar som svällt, deformerats eller är avbrutna. Antalet positioner är 498.

Bränslestavarna sätts ner en och en i gittrets rör, varvid en koordinatstyrning säkerställer att de sätts ned i en ledig position. När en stav lyfts upp ur bränsleelementet kontrolleras om den är avbruten, svälld eller deformerad och därför måste placeras i de speciella positionerna för sådana stavar. En minidator registrerar hur uppfyllnaden av gittret fortlöper. Den nedre delen av avbrutna stavar hanteras med speciella verktyg.

Rester från bränsleelementet - spridare, botten- och topplatta etc - läggs i en transportlåda och överförs, liksom bränsleboxarna till kompakteringsbassängen i mottagningsdelen i avvaktan på vidare behandling i enlighet med redovisningen under "Hantering av aktiva metalleder etc" nedan.

Sedan kopparstället fyllts, lyfts gittret med ett lyftdon och överförs till en ny ingjutningsdel. Lyftdonet är försett med utstöttningsstavar, som hindrar att stavar (som eventuellt kan kärva mot gitterrören) följer med i lyftet. Samtidigt lyfts den rörliga styrplåten till sitt övre läge där den fixeras med en låsanordning. Till sist påsätts ett lock, som har till uppgift att styva upp stället och som håller bränslestavarna på plats under den blygjutning som ingår i inkapslingsförfarandet (se nedan).

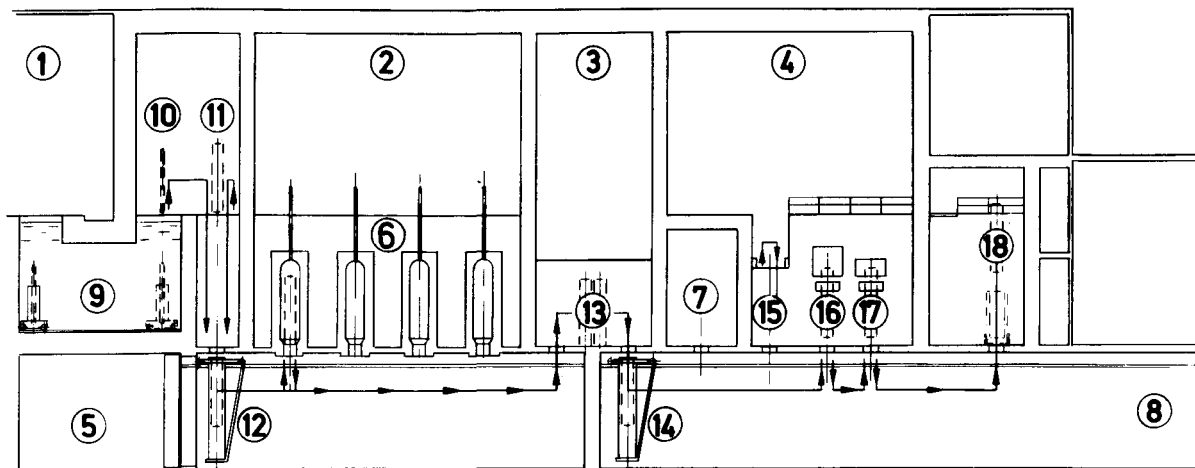
Vid PWR bränsle vänds elementet efter det att skruvhuvudena i bottenplattan frästs bort. (Alternativt kan endast svetslåsningen vid skruvhuvudena fräsas bort). Därefter följer med mindre modifierationer ovan beskrivna hantering. För PWR stavar med diametern 10,7 mm används samma gitter som för BWR enligt ovan. För stavar med diametern 9,7 mm används ett gitter med 636 positioner, som emellertid har samma ytterdimensioner som BWR gittret. Detta möjliggör att samma kopparkapsel används för alla förekommande typer av bränsle.

För PWR bränsle skulle utrymmet i kapseln tillåta ett större antal gitterpositioner. För att hålla värmeutvecklingen på samma nivå (ca 0,8 kW) för alla kapslar placeras emellertid PWR stavar på mindre tätt. Alternativt är det möjligt att minska PWR kapslarnas diameter något vilket skulle ge lägre kapselkostnader.

Inkapsling

De olika arbetsmoment som ingår i hanteringen i inkapslingsdelen framgår av fig 2-9.

Ingjutningsdelen av kopparstället, fylld med bränslestavar, överförs med en slussvagn till inkapslingsdelens gjutcell genom en bassäng som även tjänstgör som vattenlås mellan demonteringsutrymmet och gjutcellen. I de tidigare arbetsmomenten har bränslet hela tiden hanterats och förvarats under vatten med tillräcklig vattentäckning för att ge erforderlig strålskärning.



- | | | | |
|----|---|----|---|
| 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 2-9. Schema över hanteringen i processbyggnadens inkapslingsdel.

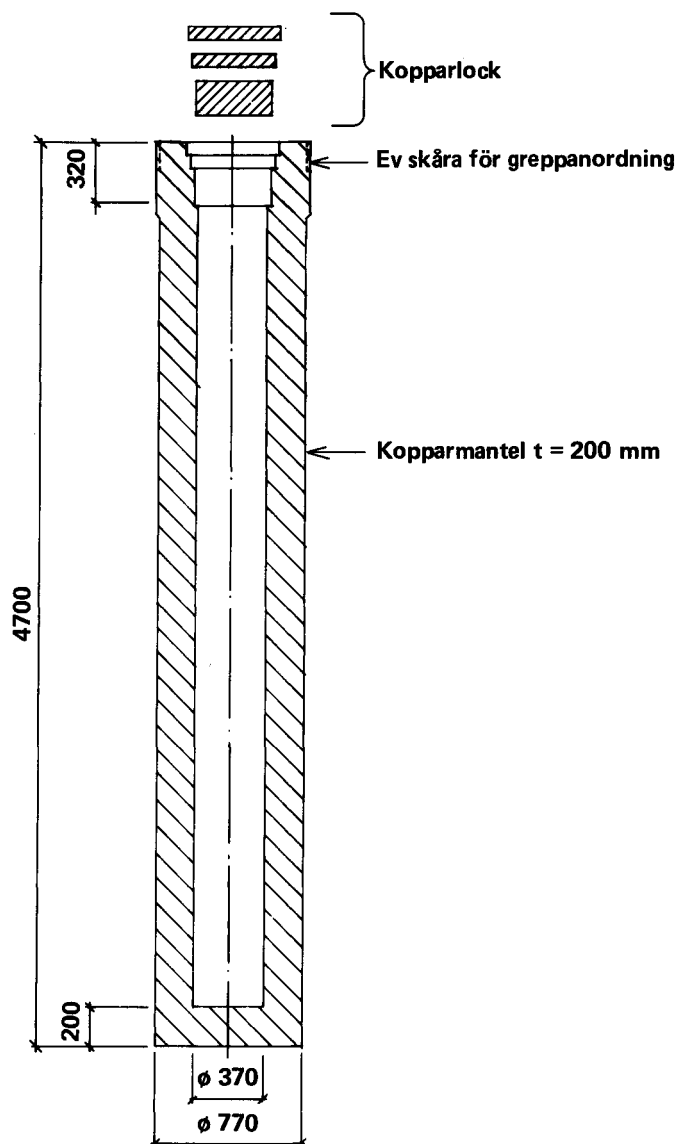
I fortsättningen utförs hanteringen i luft i celler med fjärrmanövrering varvid tjocka betongväggar ger erforderlig strålskärming.

Kopparstället lyfts upp från slussvagnen i bassängen med en travers och får rinna av och torka i luften. Det sänks därefter ned i en kopparkapsel som förts in via en lucka i slussens golv och som placerats i en transportvagn med traversen. Transportvagnen betjänar en av gjutcellens två hanteringslinjer.

Kapseln vars utförande framgår av fig 2-10 tillverkas av ren koppar genom smidning av ett koppargöt som därefter rensvarvas till färdiga ytterdimensioner. Efter uppborrning av det inre hålrummet svarvas ingångsänden för locken /2-4/.

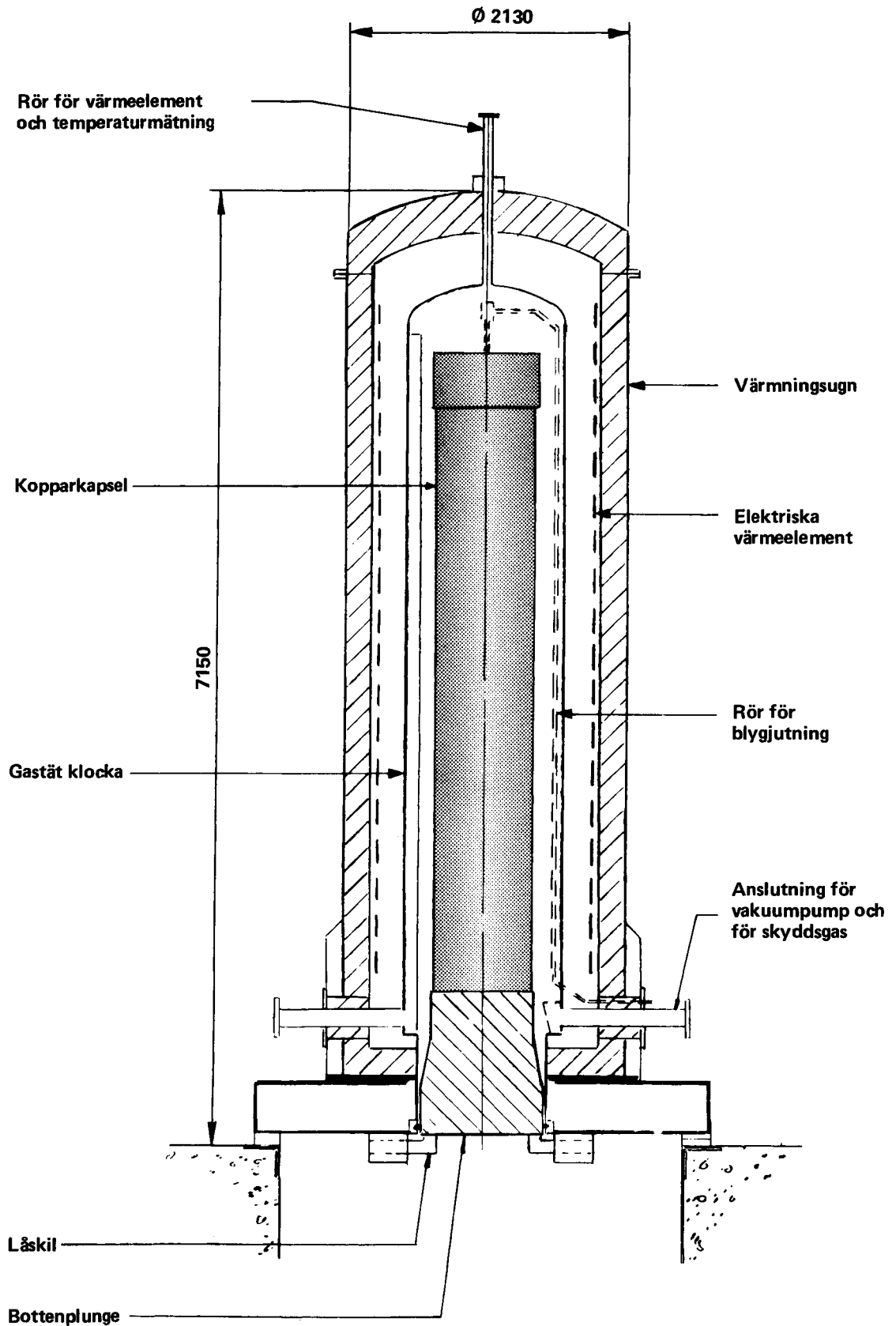
Transportvagnen överför kapseln till en av de fyra gjutpositionerna i hanteringslinjen. En gjutposition består av en vakuumklocka i vilken kapseln kan föras in underifrån. Klockan omsluts av en ugn med vilken kapseln kan värmas upp och dess avsvälning kontrolleras.

Kapseln förs in i klockan med en hydraulisk lyftanordning på transportvagnen. Kapseln står därvid på klockans lock (plunge) som samtidigt lyfts upp och som fästs lufttätt vid klockan. Centrumröret i bränslestället ansluts med en automatkoppling till ett rör för blygjutningen, fig 2-11.

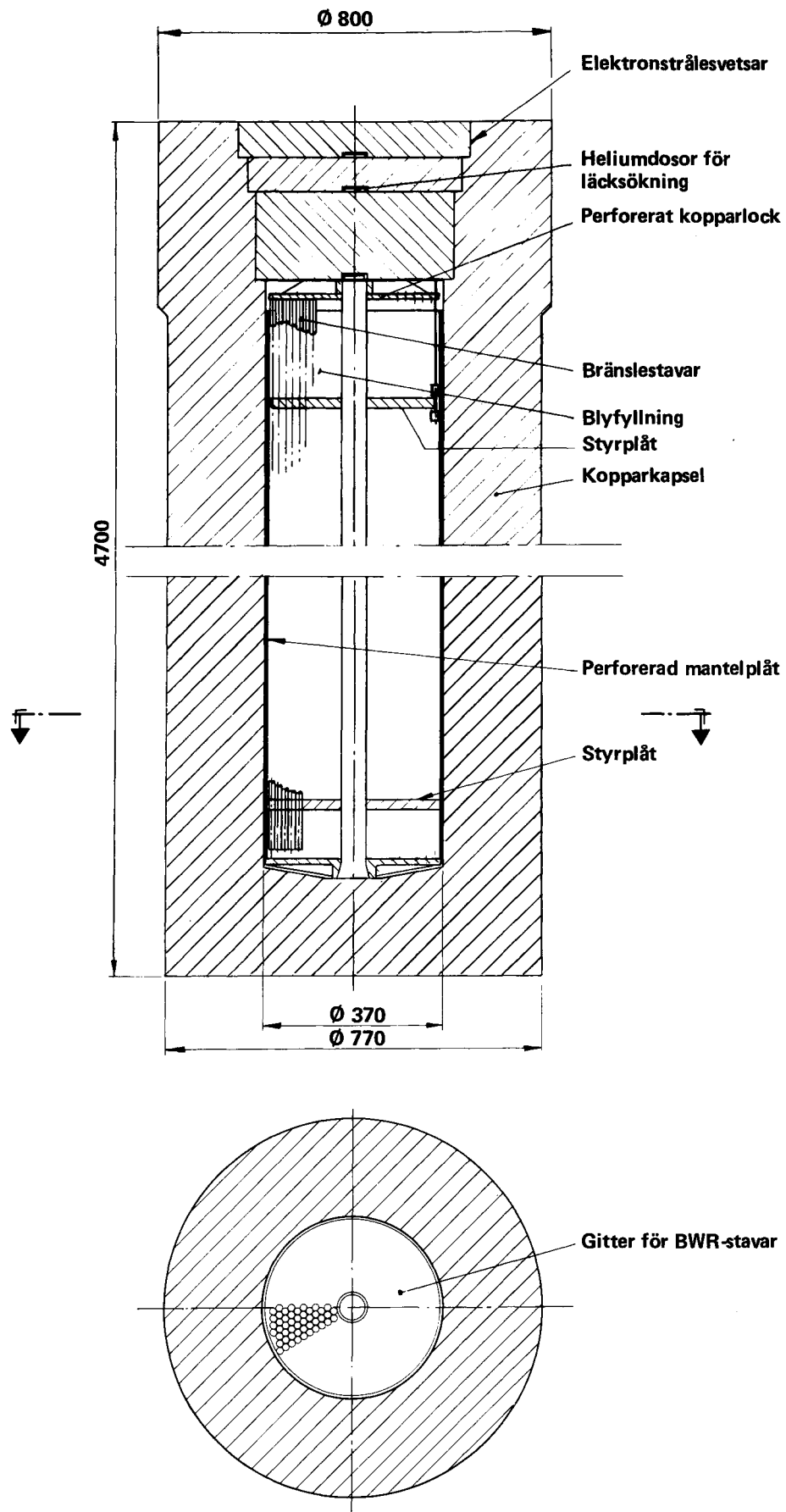


Figur 2-10. Längdsnitt av kopparkapseln.

Klockan evakueras därefter och kapseln uppvärms under 48 timmar dels genom strålningsvärme från ugnen dels genom bränslets egen värmeutveckling. Uppvärmningen avbryts vid 380-400°C och smält bly pumpas in i kopparställets centrumsrör från en smältugn utanför cellen. Centrumsröret, liksom ställets bottenskiva, lock och mantelplåt är perforerade för att möjliggöra att blyet flyter ut och fyller alla hålrum i kapseln. Vid blygjutningen lyfts bränslestavarna upp mot ställets lock på grund av att stavarna har lägre densitet än blyet. Blygjutningen avbryts på signal från nivåmätare. Ett värmeelement förs ned i bränsleställets centrumsrör och håller blyet varmt i och kring röret under stelningsförloppet. Härigenom undviks porbildning (s k piping) genom att bly kan rinna till uppifrån under stelningen. Blygjutningen utförs därför "med råge" till några centimeter över den understa förtagningen för kopparlocken.



Figur 2-11. Längdsnitt av ugn för blygjutning. Gjutning av bly i kapseln sker i en gastät klocka som omges av en värminnsugn.



Figur 2-12. Längd- och tvärsnitt av kopparkapseln fylld med bränslestavar från en BWR-reaktor.

Klockan fylls nu med kvävgas som cirkuleras i en sluten krets och kyls i en värmväxlare. Kapselns temperatur sänks under 48 timmar stegvis ner till ca 150°C. När temperaturen sjunkit till straxt ovanför blyets smältpunkt (327°C) dras värmeelementet successivt upp ur blyet i centrumröret. Ytterligare bly tillförs därvid för att kompensera krympningen.

Evakueringen och kvävgasen har till uppgift att hindra att kopparn, blyet och bränslet oxiderar under den tid kapseln har hög temperatur. Vakuum vid blygjutningen förhindrar dessutom gasinneslutningar. Genom att klockan är hermetiskt tillsluten kan luftburen aktivitet inte spridas i cellen.

Efter avslutad nedkylning överförs kapseln med transportvagnen till en svalcell. Svalcellen tjänstgör även som sluss mellan gjutcell och svetscell. I svalcellen får kapselns temperatur sjunka ytterligare ned till ca 80°C. Därefter flyttas kapseln till en position i cellen där överskottet av bly och det uppstickande centrumröret avlägsnas med maskinbearbetning så att blyets överyta är i nivå med den understa förtagningen för kapselns lock. Därefter putsas även lockförtagningens ytor. Spån från maskinbearbetningen och putsningen uppsamlas och överförs till en smältugn som står i ett avskilt utrymme under svalcellen. Här återvinns blyet som sedan tillförs systemet för blygjutning i kapslarna. Det vid smältningen bildade slagget, som kan innehålla aktivt material från bränslet, avskiljs och innesluts efter avsvälning i betongkokiller på samma sätt som aktiva metalleder enligt redovisningen nedan.

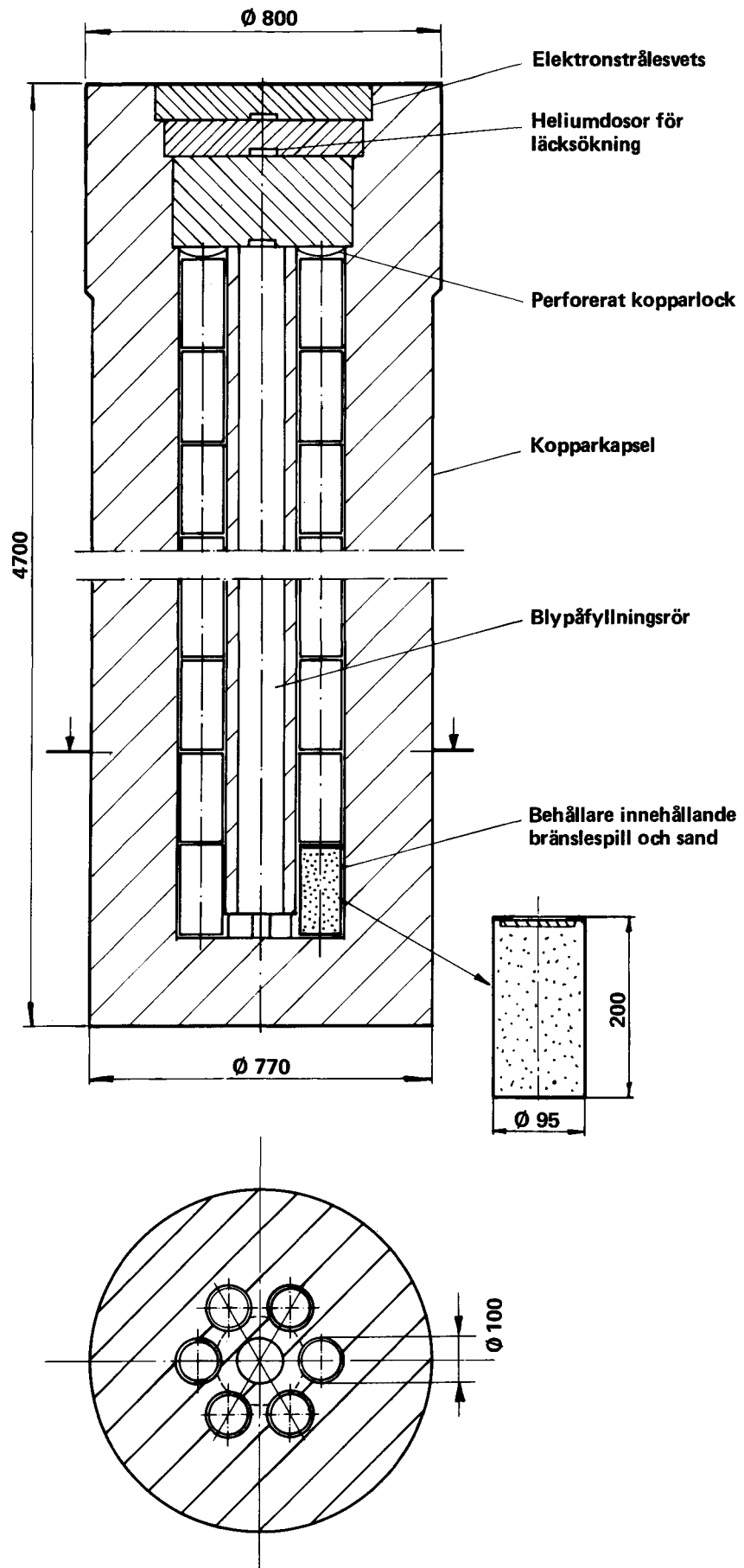
Kapseln placeras nu med svalcellens travers i en av svetscellens transportvagnar som betjänar cellens två hanteringslinjer med svets- och kontrollpositioner. Om så erfordras kan kapseln därvid först rengöras utvändigt i en cell, som även används för öppning av förslutna kapslar, som vid kontroll visat sig vara defekta. I svetscellen förses kapseln med lock som fästs med elektronstrålesvetsning. Locket är i tre delar eftersom svetsmetoden för närvarande inte medger svetsning av 20 cm gods med full penetration. Svetsningen kontrolleras med ultraljud och heliumläcksökning. Den färdiga kapseln (fig 2-12) överförs därefter till en vagn för transport ned till slutförvaret.

Beträffande kapselmaterialets egenskaper hänvisas till kapitel 5.

Hantering av bränslespill

Bränslespill som kan lösgöras från skadade bränslestavar vid hanteringen i inkapslingsstationen, i första hand vid demonteringsförfarandet, uppsamlas med slamsugning och leds till en cyklonavskiljare i en bassäng i mottagningsdelen. Där avskiljs partiklar ner till ca 0,5 mm storlek som förväntas utgöra minst 99% av bränslespilllet. Från cyklonavskiljaren leds vattnet från slamsugningen vidare till en tank i vilken det finkorniga bränslespilllet får sedimentera.

Det bränslespill som avskiljs i cyklonavskiljaren uppsamlas i en kopparburk med en volym av ca en liter i vars botten ett lager sand lagts in. När burken fyllts överförs den till cellen ovanför



Figur 2-13. Längd- och tvärsnitt av kopparkapsel för behållare med bränslespill.

transportslussen där den får torka. Efter det att allt vatten avgått påfylls ett lager sand ovanpå bränslespillet. Sanden och bränslespillet blandas därefter med vibrering och blandningen kompakteras genom att ett kopparlock pressas ner mot överytan med en kolv. Sandens gradering är avpassad så att den skall fylla ut mellanrummen mellan de grövre bränslefragmenten och ge den kompakterade blandningen en hög densitet. Därigenom kan den motstå de höga tryck som den kan utsättas för i slutförvaret utan att deformeras. Efter kompakteringen viks burkens kanter över locket så att det fixeras i sitt läge.

Kopparburken med bränslespillet placeras i en kopparkapsel i vilken sju hål med diametern 100 mm och längden 4 meter uppborrats, se fig 2-13. Burkarna ställs ovanpå varandra i hålen men centrumhålet lämnas öppet för att möjliggöra att den efterföljande blygjutningen kan utföras medelst stiggjutning. Kapseln förvaras i cellen ovanför transportslussen tills den fyllts med burkar.

Det finkorniga bränslespillet överförs efter sedimentering från uppsamlingstanken i form av ett slam till en indunstare. Det torra materialet uppsamlas i en kopparburk och hanteras på samma sätt som ovan beskrivits för de grövre fraktionerna. Vattnet från tanken leds till filtren i reningssystemet för bassängvattnet.

Sedan kapselns hål fyllts anbringas ett kopparlock över de översta burkarna. Locket skall hindra burkarna att flyta upp när hålrummen kring burkarna fylls med bly med samma förfarande som beskrivits ovan för kapslarna med bränslestavar. Den efterföljande hanteringen är identisk med den som gäller för kapslarna för bränslestavar.

En kapsel förutses rymma allt bränslespill (ca 130 kg) som kan uppkomma vid hanteringen av allt bränsle från 30 års drift av 13 reaktorer. Denna bedömning baserar sig på de omfattande erfarenheter man har av hantering av bränsle. Endast någon procent av bränslestavarna kan förväntas vara skadad och även från svårt skadade eller t o m avbrutna stavar har det visat sig att den mängd urandioxid som kan falla ut, är mycket begränsad.

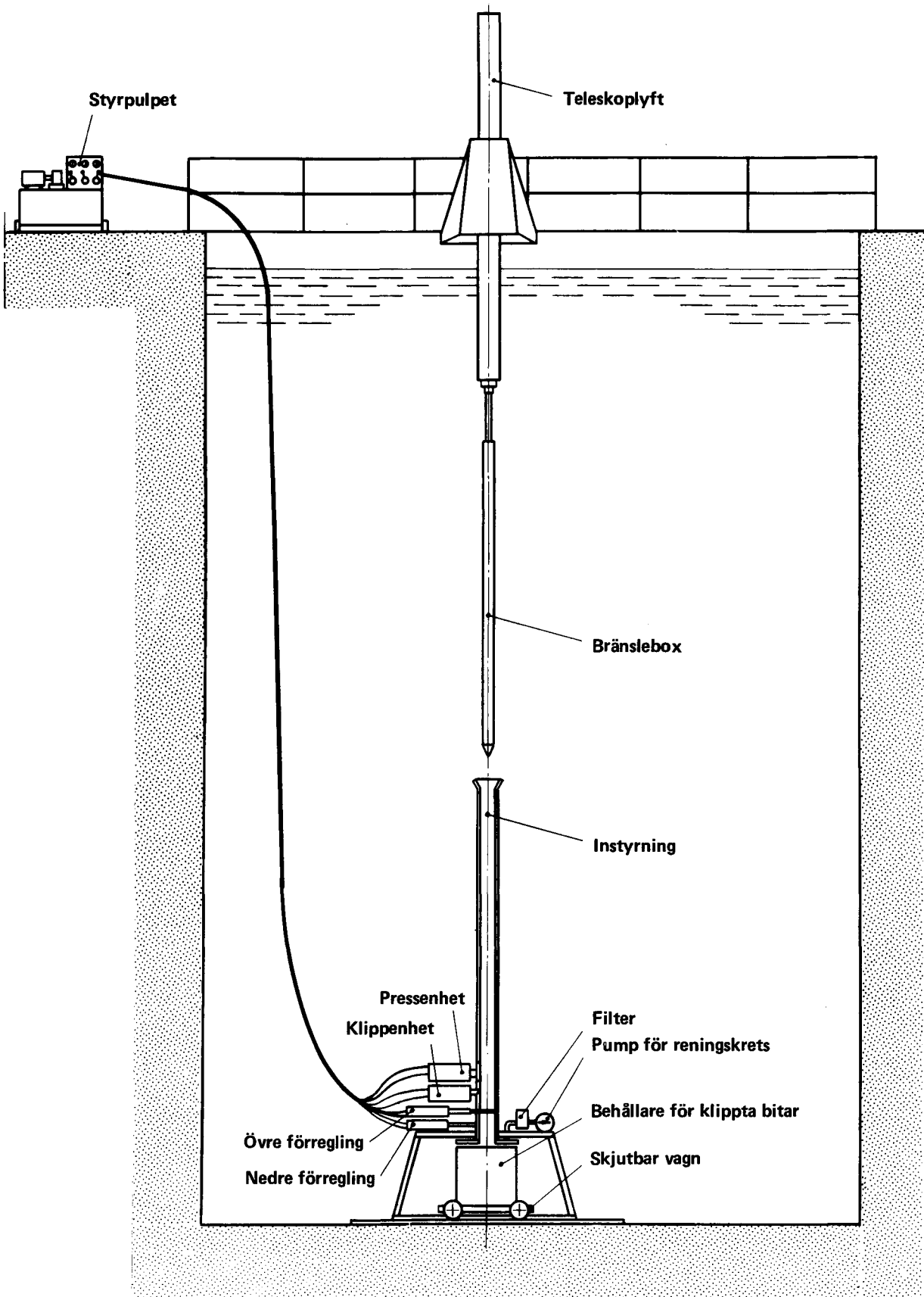
Hantering av aktiva metalldelar etc

Vid demonteringen av bränsleelementen i inkapslingsstationen uppsamlas metalldelar etc i transportlådor, som när de har fyllts överförs till en bassäng i mottagningsdelen. Hit förs även BWR elementens boxar, som placeras i ett ställ i avvaktan på kompaktering.

Före kompakteringen av BWR-elementens boxar lösgörs övergångsstycket i en fixtur. Boxarna flyttas till en utrustning som pressar ihop och klipper dem i bitar, se fig 2-14. Övergångsstycket kompakteras i en press.

Övriga komponenter behandlas på följande sätt:

BWR element: Spridarna kompakteras i en press. Spridarhållarstaven och Exxon bränslets centrumstavar klipps i bitar i ett



Figur 2-14. Utrustning för kompaktering av boxar från BWR-element.

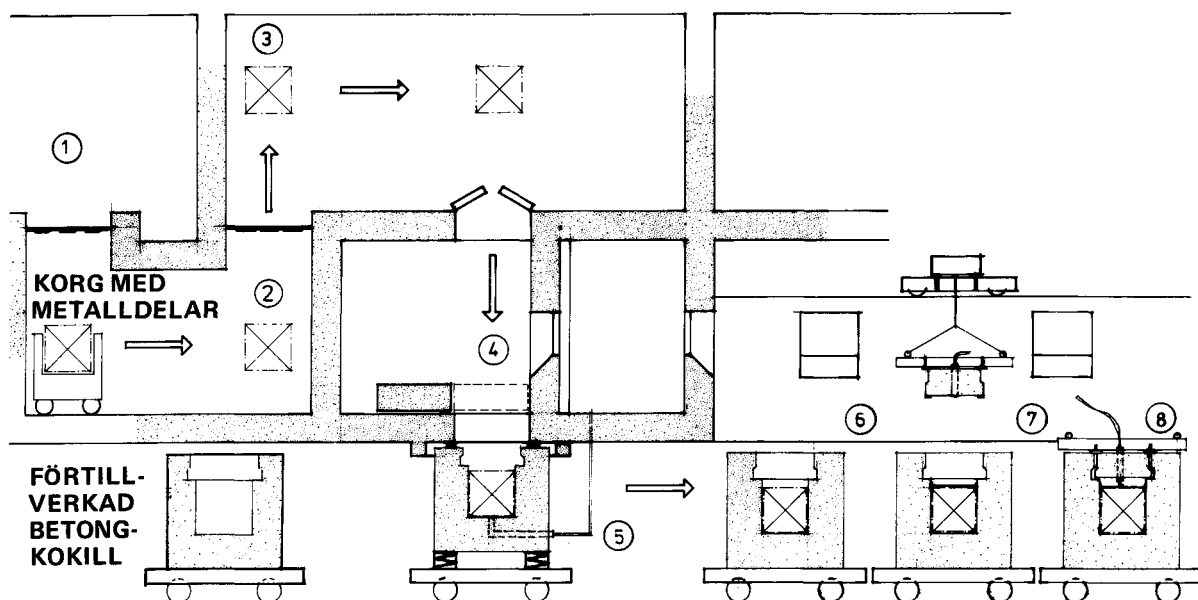
klippverktyg. Handtag och fjädrar skärs eller fräses av från topplattan. Bottenplattan kompakteras ej.

PWR element: Spridare, topplatta och styrvavsledrör sitter ihop i ett skelett som förs till ett klippverktyg. Ledrören klipps på båda sidor om spridarna och vid topplattan. Spridarna kompakteras i en press. Fjädrarna på topplattan klipps av. Även borglasstavarna sönderdelas i ett klippverktyg. Bottenplattan kompakteras ej.

Materialet uppsamlas i korgar av rostfritt stål, som förs via ett vattenlås från kompakteringsbassängen in i en cell med strålskärmade väggar, där de lyfts ur vattnet och får rinna av, se fig 2-15. Spån och spill från hanteringen slamsugs till en speciell korg med invändigt filter. Korgarna förs via en luftsluss ned i betongkokiller placerade under öppningar i slussgolvet. Kokillerna står på vagnar försedda med domkrafter med vars hjälp kokillerna kan lyftas upp och anslutas tätt till öppningarna. Cementbruk injekteras därefter in i kokillen tills den fylls till en nivå straxt ovanför korgens överkant. Tekniken är densamma som används inom byggnadsindustrin för framställning av injekteringsbetong.

Efter avslutad injektering sänks kokillen i vagnen och flyttas till en position i vilken ett betonglock påmonteras med anläggningens travers. Hålrummet under och spalten kring locket injekteras därefter med cementbruk.

Kokillerna är kubiska med yttermått 1,6 m. Väggtjockleken är



- | | | | |
|---|--|---|---|
| 1 | Station för mottagning, klippning och pressning av metalldelar | 5 | Injektering av transportkorg i betongkokill |
| 2 | Slussning via vattenbassäng | 6 | Transport till förseglingsstation |
| 3 | Dränering av transportkorg | 7 | Montering av lock |
| 4 | Placering av transportkorg i betongkokill | 8 | Injektering av spalt omkring lock |

Figur 2-15. Schemat visar hanteringen vid ingjutning av radioaktiva metalldelar från bränsleelementen i betongkokiller.

0,3 m för dem som används för BWR elementens boxar och för slagget från smältningen av spånen från maskinbearbetningen efter blygjutningen, 0,4 m för de som används för bränsleelementens övriga delar (för vilka strålningsnivån är högre). Kokillernas ytdosrat är normalt lägre än 1 rem/h men kan i extremfall uppgå till maximalt 2 rem/h. En kokill väger ca 10 ton. Sammanlagt erfordras ca 1200 kokiller.

Tillverkningen av kokillerna är avståndsmanövrerad och styrs från ett strålskärmad manöverrum.

För en mera detaljerad redovisning av hanteringen av aktiva metalldelar se /2-5/.

Hjälpsystem

I anläggningen kommer att ingå hjälpsystem för:

- rengöring och kylning av transportbehållare
- gjutning av bly
- svetsning och svetskontroll av kapslar
- lyft och transporter
- ventilation
- lokaluppvärmning
- elförsörjning
- dränage
- slamsugning
- vattenbehandling
- behandling av filter- och jonbytarmassor från reningssystem
- vattentillförsel och tryckluftförsörjning

Dessa system liknar dem som finns i en kärnkraftstation eller i annan industriell verksamhet. Praktiska prov med blyingjutning av bränslestavar och med elektronstrålesvetsning av koppar har genomförts och verifierat att här angiven teknik är tillämpbar, se /2-4/.

För att begränsa störningarna av ett externt strömavbrott och därmed öka drifttillgängligheten förses anläggningen med ett dieseldrivet elverk till vilket vissa processsystem och även personhissar ansluts.

Rumsventilationen i processbyggnaden upprätthåller undertryck i utrymmen med högre risk för kontaminering i förhållande till sådana med lägre risk. Den ingående luften filtreras och konditioneras för att ge behagliga arbetsförhållanden. Utgående luft kontrolleras med aktivitetsmätning och renas vid behov med filter. Ventilationssystemen för gjut- och svetscellerna innehåller s k absolutfilter.

2.3.3 Drift av anläggningen

Processlokalerna kommer att klassificeras som kontrollerat område och delas in i zoner med hänsyn till strålnivåer och potentiell risk för kontaminering på liknande sätt som i en kärnkraftstation.

All hantering av bränsle och bränsleelementdelar sker med fjärr-

manövrering antingen under vatten, varvid vattnet ger erforderlig strålskärning eller i särskilda celler med betongväggar som ger erforderlig strålskärning. Ventilations- och filtersystem förhindrar att aktivitet sprids till omgivningen.

I anläggningens driftsystem tillämpas känd teknik och erfarenheter från liknande system i befintliga anläggningar. Demonteringsanläggningen har utformats med ledning av erfarenheterna av den demontering av bränsle som genomförts vid kraftstationerna t ex vid ombyggnad av bränsleelement (mer än 1000 bränsleelement har byggts om vid de svenska stationerna).

All utrustning i cellerna kan ges service och underhåll genom att utrustningen kan lyftas ut ur cellerna eller föras till en avskild servicecell.

Underhåll kan även utföras i en cell sedan den tömts på bränsle och, om så erfordras, dekontaminerats.

Anläggningens utförande och drift kommer att kontrolleras av myndigheter som statens kärnkraftinspektion och statens strålskyddsinstitut 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 2.5.

2.3.4 Kvalitetskontroll

För att tillgodose de krav på säkerhet och drifttillgänglighet som gäller för den här beskrivna verksamheten samt för att den slutliga förvaringen skall bli betryggande fordras att kvaliteten hos anläggningar och produkter har tillräckligt hög nivå. Härför krävs en effektiv kvalitetsövervakning, Quality Assurance, som bl a innebär att alla åtgärder för att uppnå och bibehålla erforderlig kvalitetsnivå skall vara planerade, systematiserade och dokumenterade.

Den organisation som kommer att vara huvudman för verksamheten skall också svara för att kontrollverksamhet och kvalitetsövervakning organiseras och utförs på ett tillfredsställande sätt. Utförandet och dokumentationen av olika kvalitetsgaranterade åtgärder bör fördelas mellan huvudmannen och en officiell institution, t ex svensk anläggningsprovning, på liknande sätt som nu sker vid kärnkraftverken. Fördelningen baseras på en kompetens- och säkerhetsbedömning och skall godkännas av tillsynsmyndigheten SKI. Ansvar för sammanställning av både egna och officiella insatser åvilar huvudmannen som också svarar för fortlöpande redovisning till SKI.

Huvudmannen skall i god tid före byggstart redovisa till SKI ett program angående organisation och uppgifter för kontrollverksamhet och kvalitetsövervakning. Programmet kompletteras efterhand med instruktioner i nödvändig omfattning och underkastas en fortlöpande uppföljning av SKI. Programmet skall omfatta bl a följande punkter:

- Definition av programmets tillämpning på olika byggnadsdelar och utrustningar
- Beskrivning av huvudmannens organisation och med honom samarbetande organisationer med angivande av ansvarsområden och kontaktvägar
- Föreskrifter för konstruktionsgranskning. Granskningen bör utföras av oberoende instans
- Upphandlingsföreskrifter med avseende på nödvändiga kvalitetsbestämmelser
- Kontroll och identifiering av inköpta material
- Tillverknings- och montagekontroll avpassad till konstruktionens betydelse ur säkerhetssynpunkt
- Program för återkommande kontroll och besiktning av vissa anläggningsdelar
- Föreskrifter för drift och underhåll av anläggningen, även omfattande instruktioner för onormala driftfall och händelser
- Rutiner för rapportering till tillsynsmyndigheten

En kontrollplan för inkapslingsförfarandet för använt bränsle bör innehålla bl a följande punkter:

Blyfyllning:

- Analysbestämning av blyet
- Temperaturkontroll vid fyllning
- Nivåkontroll vid fyllning
- Vakuump kontroll i gjutklockan
- Kontroll av kvävgasträck

Kopparcylinder och lock:

- Analysbestämning av grundmaterial
- Dragprovning av grundmaterial
- Kornstorleksbestämning hos grundmaterial
- Materialidentifiering
- Dimensionskontroll
- Okulärkontroll av slutlig yta
- Ultraljudprovning av grundmaterial
- Penetrantprovning av slutlig yta
- Kontroll av svetsprocedurprov
- Funktionsprov av automatsvetsutrustning
- Renhetsk kontroll före svetsning
- Övervakning av svetsarbete
- Ultraljudprovning av svetsar
- Penetrantprovning av svetsar
- Täthetsprovning med He
- Märkning och utfärdande av provningsintyg

Vissa av de angivna kontrollmomenten utförs som stickprov varvid frekvensen bestäms med hänsyn till sannolikheten för fel.

Tillverkningen av betongkokiller kontrolleras med tillämpning av anvisningarna i gällande betongbestämmelser.

2.3.5 Nedläggning av anläggningen

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.

Nedläggningen förväntas inte erbjuda några större problem eftersom inkapslingsstationen inte innehåller några tunga utrustningar eller fasta installationer som är kontaminerade utan endast system och byggnadsmaterial, som efter rengöring kan betraktas som inaktiva.

2.4 SLUTFÖRVAR

2.4.1 Allmänt

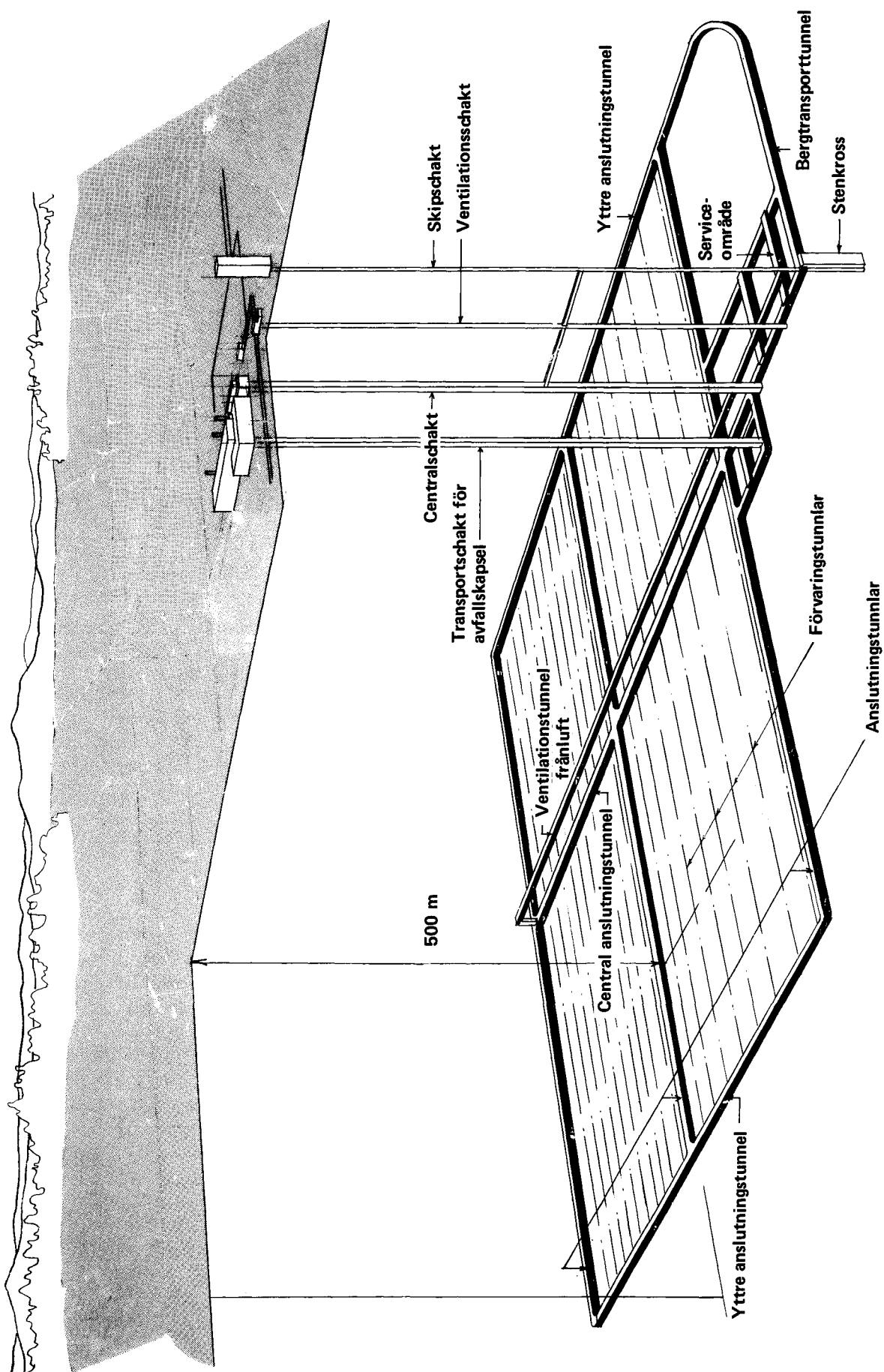
Slutförvaret för bränslekapslarna är beläget i berg under inkapslingsstationen på en nivå ungefär 500 meter under markytan. (Beträffande slutförvaring av betongkokiller med aktiva metall-delar, se 2.4.5 nedan). Anläggningen består i huvudsak av ett system parallella förvaringstunnlar med tillhörande transport-tunnlar och schakt för kommunikationen med markytan och med inkapslingsstationen, se fig 2-16. I tunnelsystemet som upptar en yta av ca 1 km² ingår också diverse serviceutrymmen. Bränsle-kapslarna deponeras i vertikala, borrarade hål i förvaringstunnlar-nas golv. Slutförvarets utformning liknar den som redovisats i KBS rapport om förglasat avfall från upparbetning med den huvud-sakliga 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. Ut-förandet ger den längre livslängd för kapseln som svarar mot de ökade kraven på varaktigheten av avfallets isolering från bios-fären.

Spridning av radioaktiva ämnen från ett slutförvar kan ske med grundvattnet. För att förhindra och fördröja en sådan spridning är slutförvaret utformat med en rad successiva barriärer.

För att grundvattnet skall kunna komma i kontakt med bränslet måste det först tränga igenom kapseln av koppar samt det bly och den zirkaloykapsling som omger bränslestavarna. Dessa material har mycket hög korrosionsbeständighet. Kapslarna placeras i hål borrarade i berg av god kvalitet med ringa grundvattenföring. De omges med ett buffertmaterial av högkompakterad lera (bentonit) med så låg vattengenomsläpplighet att diffusion blir den styrande transportmekanismen genom buffertmaterialet.

Även om grundvattnet skulle ta sig fram till bränslet så är detta mycket svårslösligt i vattnet eftersom bränslekutsarna är ett keramiskt material.

Kemiska processer i buffertmaterialet och bergets spricksystem, buffertmaterialets täthet, den låga strömmingshastigheten och den långa väg vattnet måste tillryggalägga för att nå biosfären utgör ytterligare barriärer som förhindrar och fördröjer spridningen av



Figur 2-16. Perspektivskiss av slutförvaret. Inkapslingsstationen ligger i markplanet. Slutförvaret består av ett system av parallella förvaringstunnlar som är belägna 500 meter under markytan.

radioaktiva ämnen. Före ett eventuellt inflöde i biosfären sker dessutom en utspädning i stora grundvattenvolymer.

Spridningsmekanismerna beskrivs i kapitel 7. En utvärdering av slutförvarets säkerhet redovisas i kapitel 8.

Slutförvaret har utformats för en total kapacitet av ca 7000 kapslar varav 5300 med BWR bränsle (1,4 ton uran/kapsel) och 1700 med PWR bränsle (1,1 ton uran/kapsel).

Anläggningsutformningen framgår av de ritningar som finns bilagda i slutet av detta kapitel.

2.4.2 Beskrivning av anläggningen

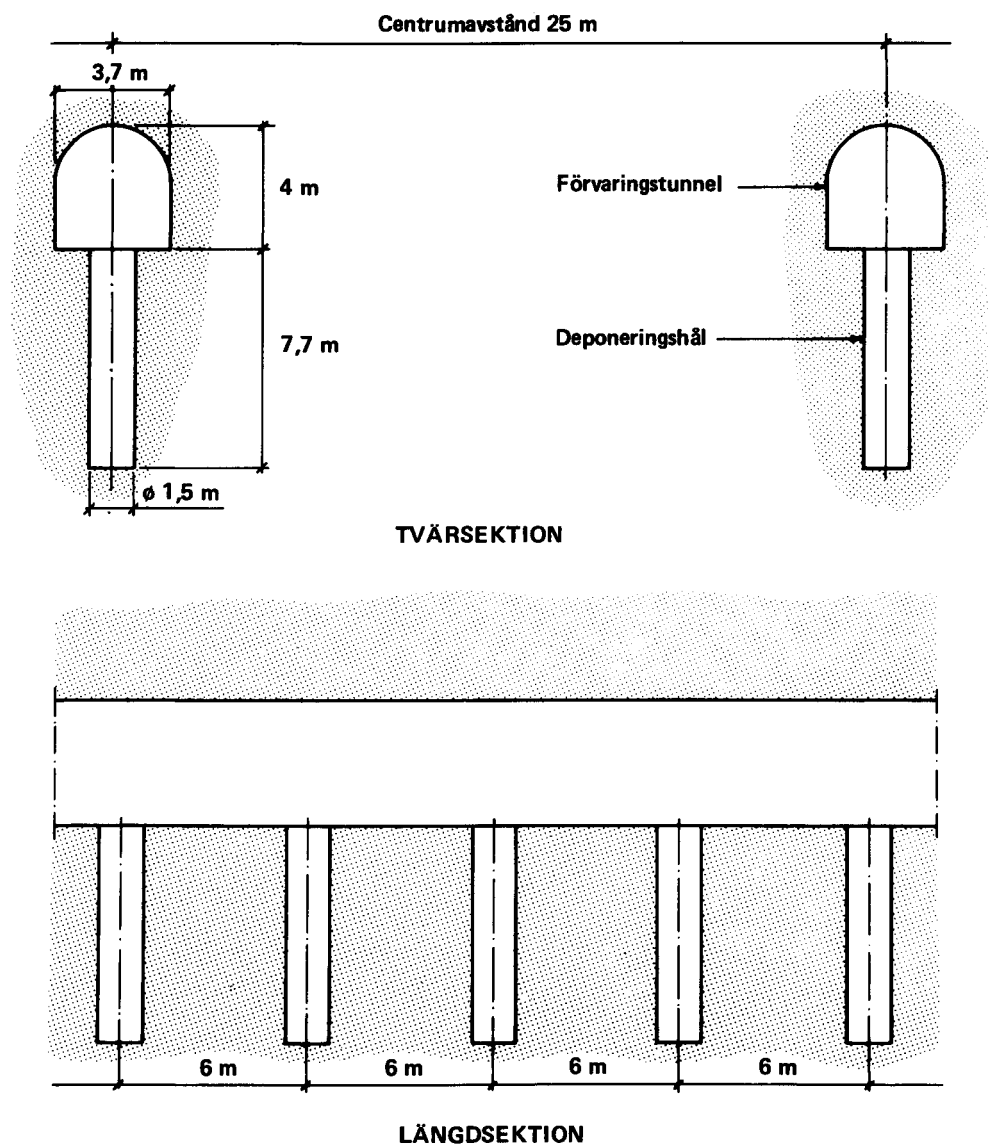
Slutförvaret för bränslekapslarna är utformat som ett tunnel-system beläget inom en i stort sett kvadratisk yta av drygt 1 km² på en nivå ca 500 meter under markytan. Dess geometriska utformning kommer dock att modifieras med hänsyn till de geologiska förhållandena på den utvalda platsen.

Bränslekapslarna deponeras i vertikala hål borrarade i förvarings-tunnlarnas golv. Avstånden mellan tunnlar (25 meter) och mellan deponeringshål (6 meter), se fig 2-17, har bestämts på grundval av bergmekaniska hänsynstaganden och inverkan av bränslets värmeavgivning i kapslarna (ca 0,8 kW per kapsel vid deponeringen). Med de valda avstånden blir den specifika värmebelastningen i initialskedet densamma (5,25 watt per m²) som i det av KBS föreslagna slutförvaret för förglasat avfall från upparbetning. Bränslets värmeavgivning kommer härigenom inte att ge upphov till nya sprickor i berget eller nya strömningsvägar för grundvattnet som skulle kunna påverka slutförvarets säkerhet. I markytan blir dess effekt på klimatet, markhöjningen etc inte märkbar, /2-6/.

Deponeringshålerna har en diameter av 1,5 meter och ett djup av 7,7 meter. Varje hål är avsett för en kapsel. De borraras med fullhålsmaskiner. Hålens djup är avpassat så att kapseln med god marginal kommer att vara belägen under den av utsprängningen störda zonen kring förvaringstunnlarna i vilken permeabiliteten kan förväntas vara högre.

På platsen för varje deponeringshål borraras först ett mindre pilothål i vilket det omgivande bergets permeabilitet bestäms med vattenförlustmätning. Om permeabiliteten befinns vara tillräckligt låg och bergförhållandena i övrigt är lämpliga för ett deponeringshål borraras därefter dräneringshål längs tunnelväggarna på ömse sidor om pilothålet med ett inbördes avstånd av 1,5 meter, se fig 2-18. Därefter injekteras berget genom att pilothålet fylls med bentonitslurry som sätts under tryck samtidigt som ett undertryck appliceras i de yttre hålen. Utförda försök visar att med ett sådant förfarande erhålls en mycket god tätning av berget. En ytterligare tätningseffekt kan erhållas om förfarandet kompletteras med s k elektrokinetisk injektering /2-7 och 2-8/.

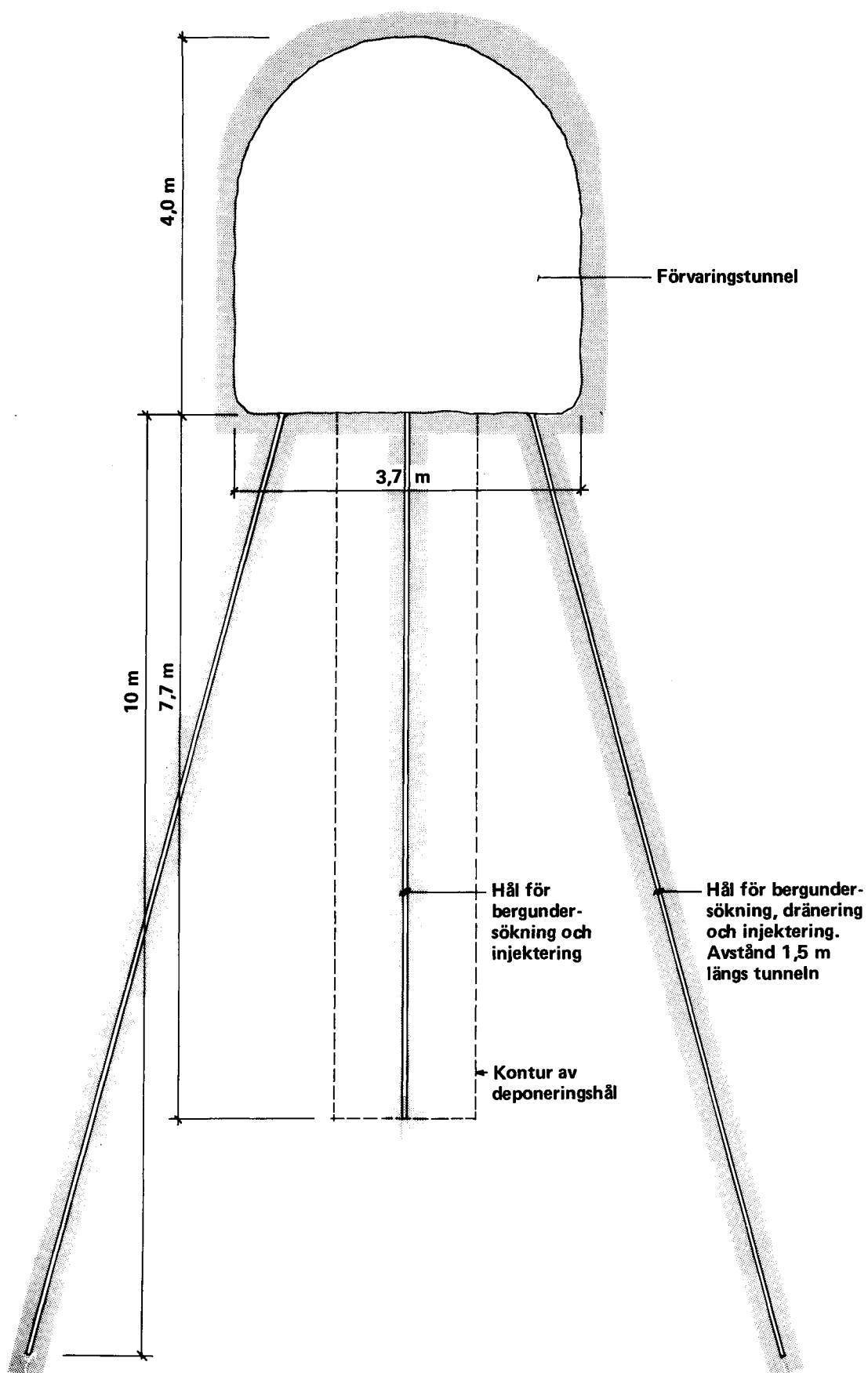
Beträffande berganläggningens utförande i övrigt och dess hjälpsystem hänvisas till redovisningen i KBS rapport om förglasat avfall från upparbetning, del III, kapitel 6 och till /2-9/.



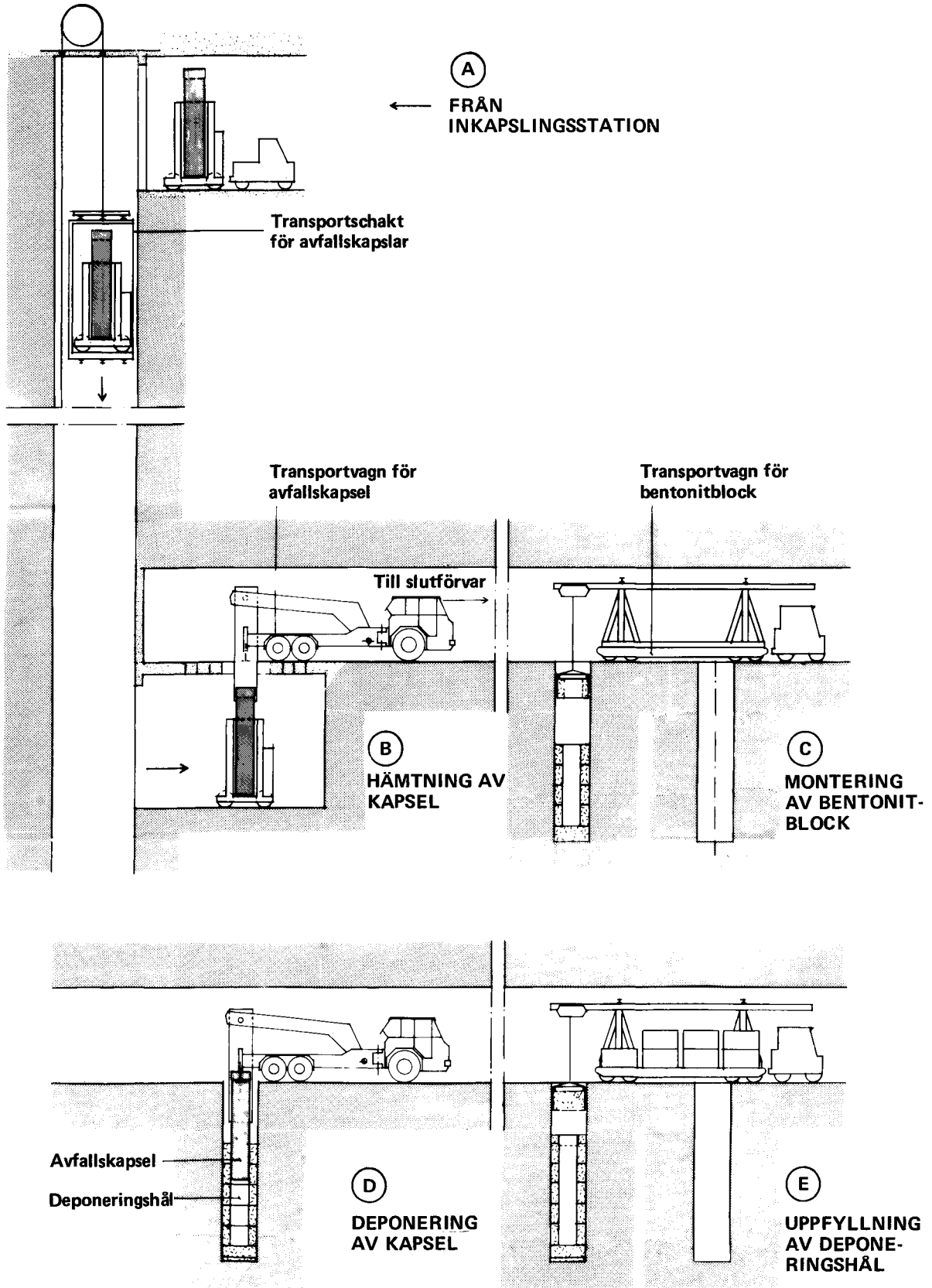
Figur 2-17. Tvär- och längdsektion av förvaringstunnlar i slutförvaret. Varje deponeringshål är avsett för en kapsel.

Bränslekapseln överförs från inkapslingsstationen till slutförvaret i en transportvagn som transporteras ned till förvaringstunnlarnas nivå med en hiss, se fig 2-19 moment A. Hissen, som löper i ett vertikalt schakt, utförs som en konventionell, gejdtrad gruvhiss med drivskivespel, med flera av varandra oberoende bromssystem. Hisskorgen är upphängd i ett antal linor så dimensionerade att några enstaka linor med god marginal (10-faldig säkerhet) kan bära lasten. Som en ytterligare säkerhetsåtgärd finns en vattenbassäng i hisschaktets botten som dämpar stöten från en fallande hiss och som förhindrar kapselbrott, /2-10/.

När hissen är nere vid förvarets nivå flyttas vagnen med fjärrmanövrering ut ur hissen in i ett strålskärmad hanteringsutrymme, se fig 2-19 moment B. Därifrån lyfts kapseln upp från vagnen in i en strålskärmad huv som är monterad på ett specialfordon. Efter det att huvan med kapseln fällts ned till liggande ställning på fordonet, transporteras kapseln till ett läge ovanför det hål i



Figur 2-18. Borrhål för undersökning, injektering och dränering av berget kring ett deponeringshål.



Figur 2-19. Hanteringsschema för deponering i slutförvaret.

vilket den skall deponeras. Positioneringen av kapseln över hålet sker med hjälp av optiskt lod.

Innan fordonet är på plats har deponeringshålet dränerats på det vatten som eventuellt kan ha kommit in i hålet. Därefter har hålet klätts in med block av högkomprimerad bentonit, se fig 2-19 moment C. Spalten mellan blocken och berget fylls därvid med bentonitpulver. För monteringen av blocken används en telferutrustad vagn.

Kapseln lyfts ned i hålet med fordonets utrustning, se fig 2-19 moment D, varefter spalten mellan kapseln och de omgivande blocken fylls med bentonitpulver. Hålet fylls sedan med ytterligare bentonitblock, moment E. Till sist påläggs ett temporärt betonglock som skydd, se fig 2-20. Locket kan stämpas mot tunneltakets svälltryck skulle utbildas i hålet innan tunneln återfyllts. För en mera detaljerad redovisning av hanteringen av kopparkapseln och av bentonitblocken, se /2-10 och 2-11/.

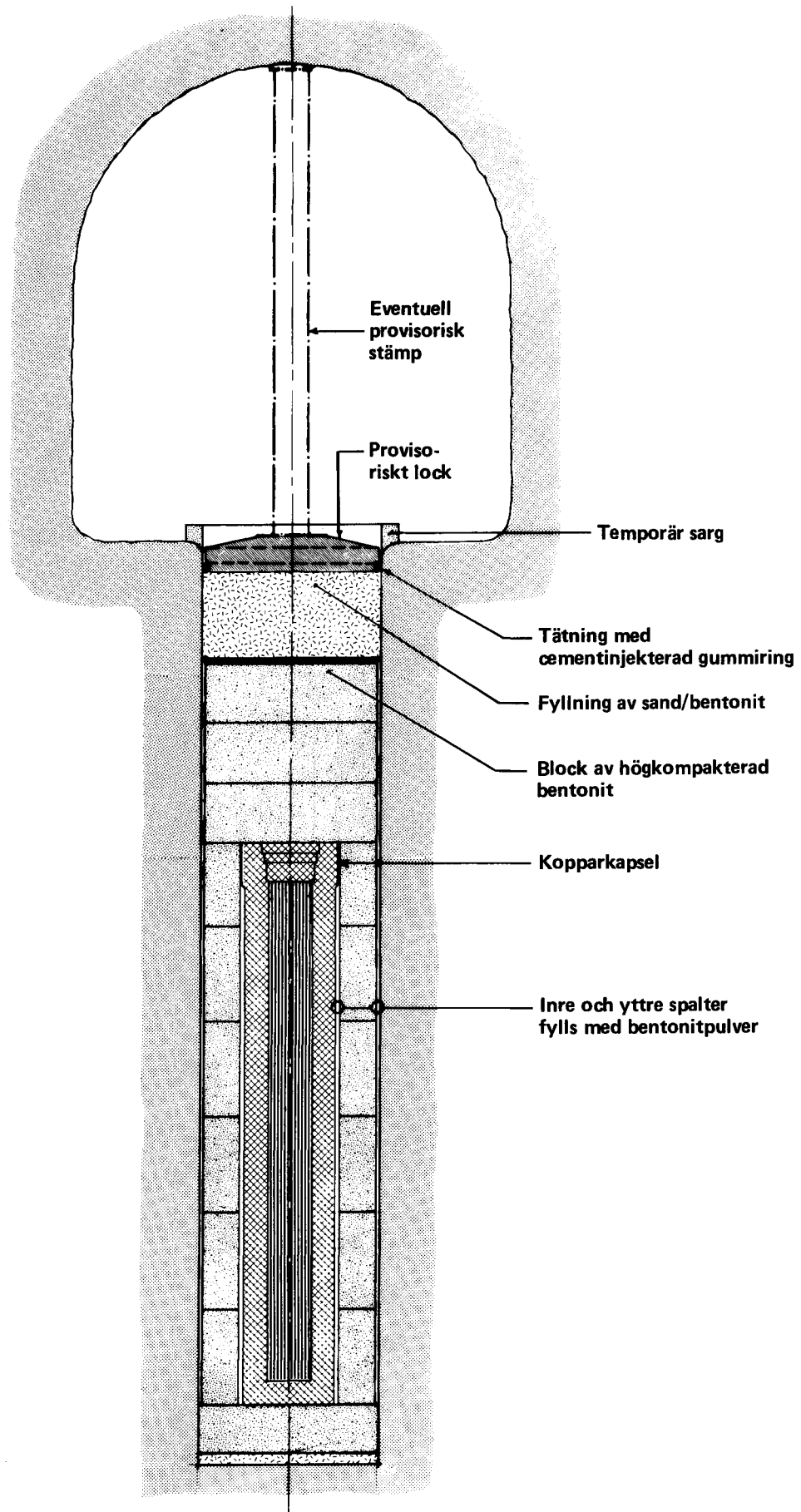
Fordonets huv ger strålskärning vid kapselns nedsänkning i hålet. Den uppåtriktade strålningen från kapseln är obetydlig (ca 1 mrem/h), varför de avslutande arbetena med att fylla hålet kan utföras utan särskilda strålskärmande åtgärder.

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. Bentonitblocken framställs genom pressning (isostatisk kompaktering) under mycket högt tryck. Härvid används utrustning av typ ASEA-QUINTUS, som sedan länge utnyttjats för tillverkning av t ex isolatorer, grafitblock m m. Tillverkningen av blocken redovisas mera detaljerat i /2-11/. Pressningen ger bentoniten en hög densitet varigenom den får god bärighet och en permeabilitet som är så låg ($<10^{-13}$ m/s) att den är praktiskt taget ogenomsläpplig för vatten. Genom att bentonitens svällning i hålet är förhindrad erhålls ett svällningstryck när bentoniten 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 4.

2.4.3 Drift av anläggningen

Deponering av kapslar börjar när ungefär en fjärdedel av det totala antalet förvaringstunnlar har färdigställts. Anläggningen utformas på ett sådant sätt att de fortsatta byggnadsarbetena kan utföras helt åtskilda från transporten och deponeringen av kapslar. Intill mitt-tunneln är förvaringstunnlarna avstängda med en betongvägg, som är försedd med en port och med spjäll för reglering av ventilationen i förvaringstunneln.

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. Härtill bidrar bl a den ringa vattenföringen i berget, den utförda injekteringen runt deponerings-



Figur 2-20. Efter deponeringen tillsluts deponeringshålet med ett betongblock. Locket kan stämmas mot bergtaket för att motverka en eventuell uppsvällning av bentoniten.

hålen, dräneringshålen längs förvaringstunnlarnas väggar samt den låga vattengenomsläppligheten hos bentoniten i deponeringshålet. Genom att den högkompakterade bentoniten inte vattenmättas kommer höga svällningstryck inte att kunna utbildas i hålet före det att slutförvaret förseglas. Det bentonitpulver som fyller spalten mellan berget och bentonitblocken kan emellertid tänkas ta upp tillräckligt med vatten för att ge ett mindre svälltryck. Det svälltrycket kan emellertid utan svårighet tas upp av det temporära locket, eventuellt med hjälp av en provisorisk stämp mot tunneltaket.

Förutom den kontroll av berget och av grundvattnet, som utförs under byggnads- och driftperioden, kommer kvalitetskontrollen för slutförvaret i huvudsak att inriktas på att verifiera buffertmaterialalets egenskaper. Erforderliga åtgärder i detta avseende redovisas i avsnitt 4.4.

Anläggningens utförande och drift kommer att kontrolleras av myndigheter som statens kärnkraftinspektion och statens strålskyddsinstitut 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 2.5.

2.4.4 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.

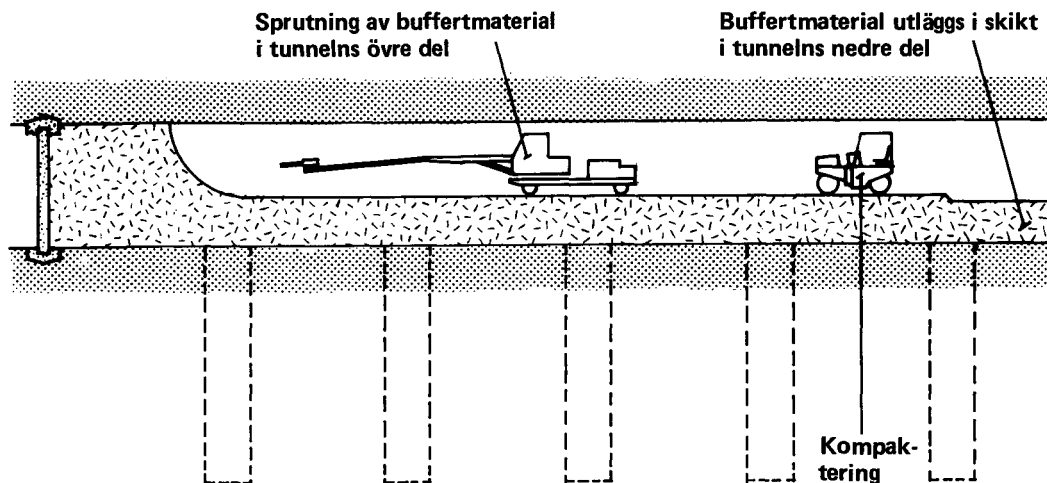
Före förseglingen borttas det temporära locket i deponeringshålen och betongsargen bilas bort. Därefter iläggs eventuellt en kopparplåt (som diffusionsspärr) ovanpå fyllningen i hålet. Även om det temporära locket påverkas av ett svälltryck från fyllningen i deponeringshålet sväller fyllningen inte upp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

Vid förvarets försegling fylls förvarings- och transporttunnlar med en blandning av kvartssand (80-90%) och bentonit (10-20%).

I samband med tillredningen av den sand/bentonit blandning som används som tunnelfyllning tillsätts 0,5% ferrofosfat som s k syre-getter.

Den undre delen av tunnelfyllningen läggs ut i skikt som packas med vibrovält, se fig 2-21. Den övre delen appliceras med en sprutteknik som sedan länge används för sprutning av betong. Utförda prov /2-12/ har visat att denna teknik är väl lämpad för sprutning av sand/bentonit. Spruttekniken och bentonitens svällförmåga gör det möjligt att uppnå en fullständig uppfyllnad av tunnelsektionen med en hög packningsgrad, fig 2-22.

Vid förvarets förslutning fylls huvuddelarna av de vertikala schakten med en sand/bentonitblandning. För att erhålla en extra säkerhet mot vattenströmning i det berg, som närmast omger schak-



Figur 2-21. Vid försegling av slutförvaret fyller man tunnarna med en blandning av kvartssand och bentonit. Det undre lagret utläggs med traktorer och vibrovältas. Den övre delen av tunneln fylls med sprutning.

ten och som kan ha skadats vid schaktdrivningen, fylls ett eller flera avsnitt med "pluggar" av ren högkompakterad bentonit på sätt, som visas på bilagd ritning nr 16. Då bentoniten sväller vid vattenupptagning kommer den att tränga ut i sprickor som mynnar i schakten och tillsammans med en tidigare utförd tätinjektering med bentonitsuspension blockera eventuella vattenvägar kring schakten. Motsvarande typ av tätning med två "pluggar" kan användas för att avgränsa lokala sprickzoner i tunnarna, se ritning nr 16.

Borrhål, inklusive de som upptagits vid förundersökningen av bergformationen, fylls likaledes med högkompakterad bentonit.

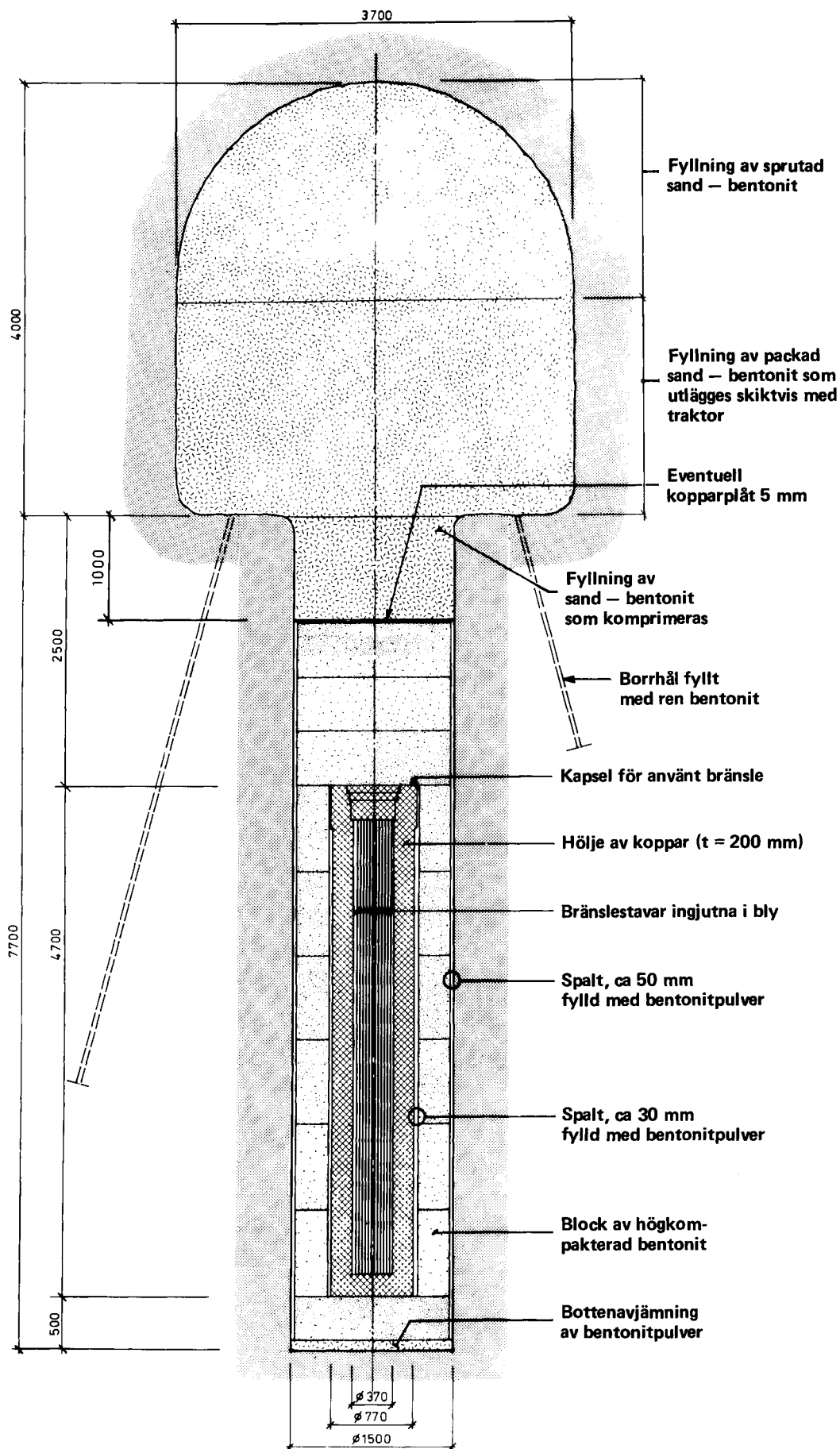
För en redovisning av sand/bentonit blandningens egenskaper, se avsnitt 6.3, del III av KBS rapport om förglasat avfall från uppabetning.

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

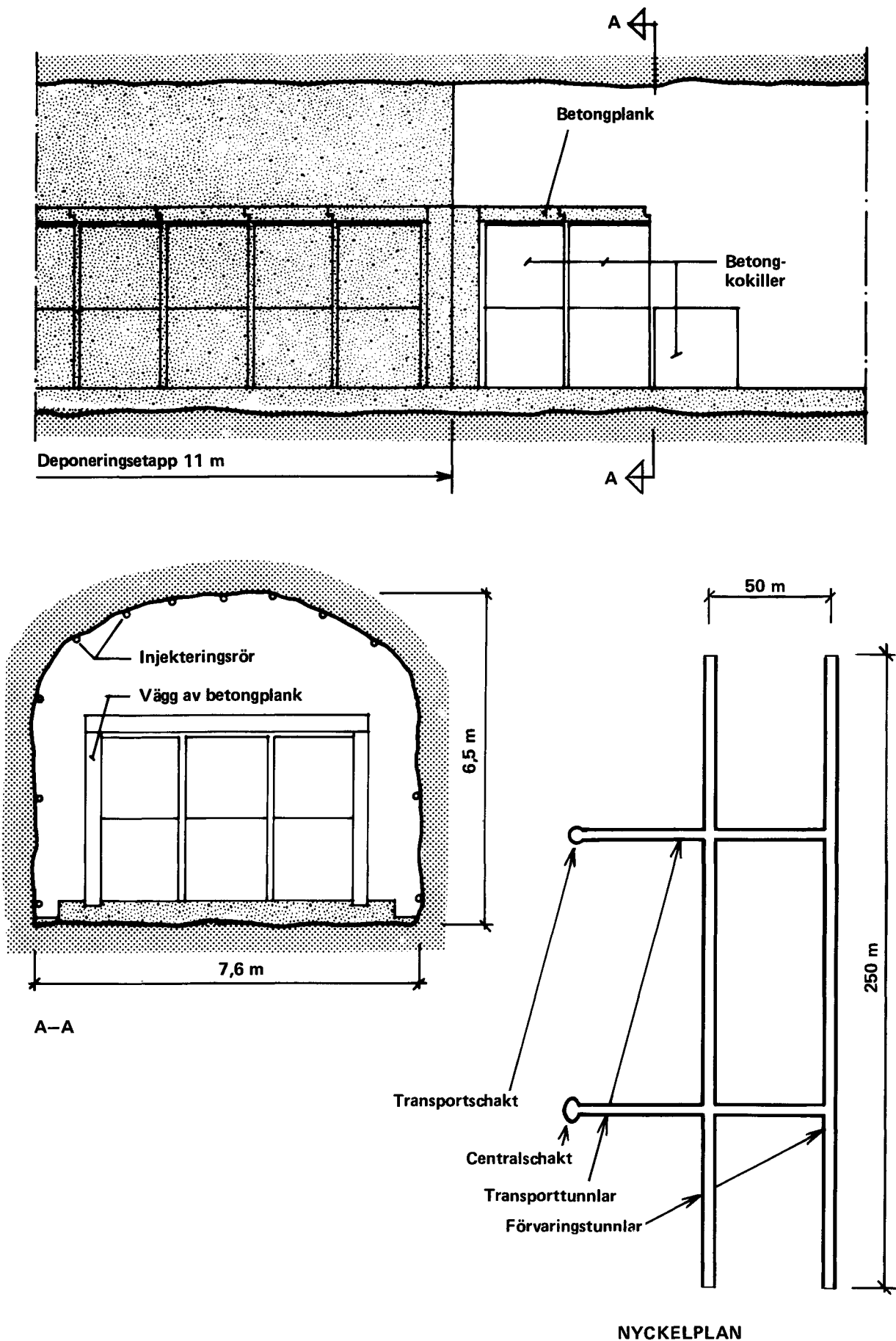
Under en viss tid efter tillslutningen av slutförvaret förutses att observationer och mätningar av grundvattensystemet, bergspänningar, temperaturer etc kommer att utföras. Ett program för detta kommer att utarbetas i samarbete med berörda myndigheter.

2.4.5 Slutförvaring av aktiva metalledlar etc

Även betongkokillerna med de aktiva metalledlarna och andra komponenter från bränselelementen avses bli slutförvarade i bergrum. Det väsentligt lägre aktivitetsinnehållet i denna typ av avfall jämfört med det bränsle som innesluts i kopparkapslar, möjliggör emellertid den enklare och mindre kostsamma inkapslingen i betong och ställer dessutom mindre krav på förvarets djup under markytan och på det material som används för bergrummens försegling. Det förhållandet att kvantiteterna är begränsade och värmeavgivningen försumbart låg gör också att slutförvaret kräver ett relativt litet utrymme.



Figur 2-22. 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 2-23. Slutförvar för betongkokiller med radioaktiva metalleder 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.

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 medelst två transporttunnlar, ett transportschakt och ett centralschakt, se fig 2-23. Tunnelarna har en tvärsnittsarea av ca 50 m². Förvarets djup under markytan är ca 300 meter.

Slutförvaret för betongkokillerna är här visat som en separat anläggning men en förläggning i anslutning till slutförvaret för bränslekapslarna är också tänkbar. En sådan placering har den fördelen att samma schaktsystem etc kan utnyttjas för båda förvaren. Dessutom undviker man därigenom transporten av kokillerna från inkapslingsstationen till platsen för slutförvaret. En nackdel med en sådan samlokalisering är emellertid den negativa påverkan som slutförvaret för kokillerna kan tänkas få på den kemiska miljön kring slutförvaret för bränslekapslarna. Hithörande frågor har ännu ej utretts i tillräcklig grad för att en samlokalisering kan föreslås.

En annan tänkbar lokalisering är i anslutning till den planerade anläggningen för slutförvaring av medelaktivt avfall.

Kokillerna överförs till slutförvaret i en strålskärmad, motor-driven transportvagn /2-5/, som transporteras ned till förvarets nivå med en hiss. De staplas två i höjd och tre i sida i förvaringstunnelarna på ett betonggolv med transportvagnens lyftanordning. Därefter täcks de med betongplank på överytan och på sidorna. Planken ger en kompletterande strålskärming som underlättar arbetet vid förvaringstunnelns försegling. Före förseglingen avledds inträngande grundvatten via golvrännor till pumpgropar, varifrån vattnet pumpas vidare till recipient ovan mark.

Förseglingen av förvaringstunnelarna sker etappvis genom att alla utrymmen mellan och omkring kokillerna fylls med betong efter det att deponeringen avslutats på en sträcka av ca 11 meter. Tunneldelen avstängs därvid med en flyttbar form. Under den tid förseglingsarbetena pågår kan deponering av kokiller fortsätta i en annan del av tunnelsystemet.

När hela slutförvaret är fyllt förseglas transporttunnlar och schakt med sand/bentonit på samma sätt som slutförvaret för bränslekapslar.

Genom den ovan angivna utformningen isoleras det aktiva materialet i betongkokillerna från biosfären dels genom att slutförvaret förläggs i berg, som i princip skall uppfylla samma krav som gäller för slutförvaret för bränslekapslarna, dels genom att utlösningshastigheten för de radioaktiva ämnena i materialet är mycket låg.

Betong utgör visserligen ett sämre skydd mot inträngning av grundvattnet till avfallet än bentonit eller sand/bentonit eftersom man måste räkna med en viss sprickbildning, som lokalt ökar det vattenflöde som kan påverka avfallet. Betongen kan även utsättas för kemisk påverkan av ämnen i grundvattnet, som på sikt reducerar dess vattentäthet /2-13/. Men genom att betongen höjer grundvattnets pH-värde och därigenom minskar utlösningshastigheten av nickel-59, som är den ur säkerhetssynpunkt mest betydelsefulla isotopen i bränsleelementens metalldeklar, bidrar den till att ge slutförvaret en tillfredsställande säkerhet /2-14/.

Kvalitetskontroll av betongarbetenas utförande sker med tillämpning av anvisningarna i gällande betongbestämmelser.

För en mera detaljerad redovisning av hanteringen och slutförvaringen av aktiva metalldelar se /2-5/.

2.5 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.

Arbetsmiljöfrågorna under anläggningsskedet är av liknande art som redovisats i KBS rapport om förglasat avfall från upparbetning. Den ovanför slutförvaret belägna inkapslingsstationen tas i drift samtidigt med slutförvaret, varför en avgränsning mellan idrifttagna anläggningar och pågående anläggningsverksamhet i direktdeponeringsalternativet erfordras enbart inom slutförvarets bergrumsdel och mellan utbyggnadsetapper för centrallagrets förvaringsdel.

Inkapslingsförfarandet innebär bl a demontering av bränsleelement, ingjutning med bly av de med bränslestavar fyllda kapslarna och förslutning av kapslarna. Förfarandet baserar sig på känd teknik men medför relativt komplicerade arbetsoperationer i samband med hantering av använt bränsle. Skyddsfrågorna måste därför ägnas speciell uppmärksamhet vid utformningen av inkapslingsstationen.

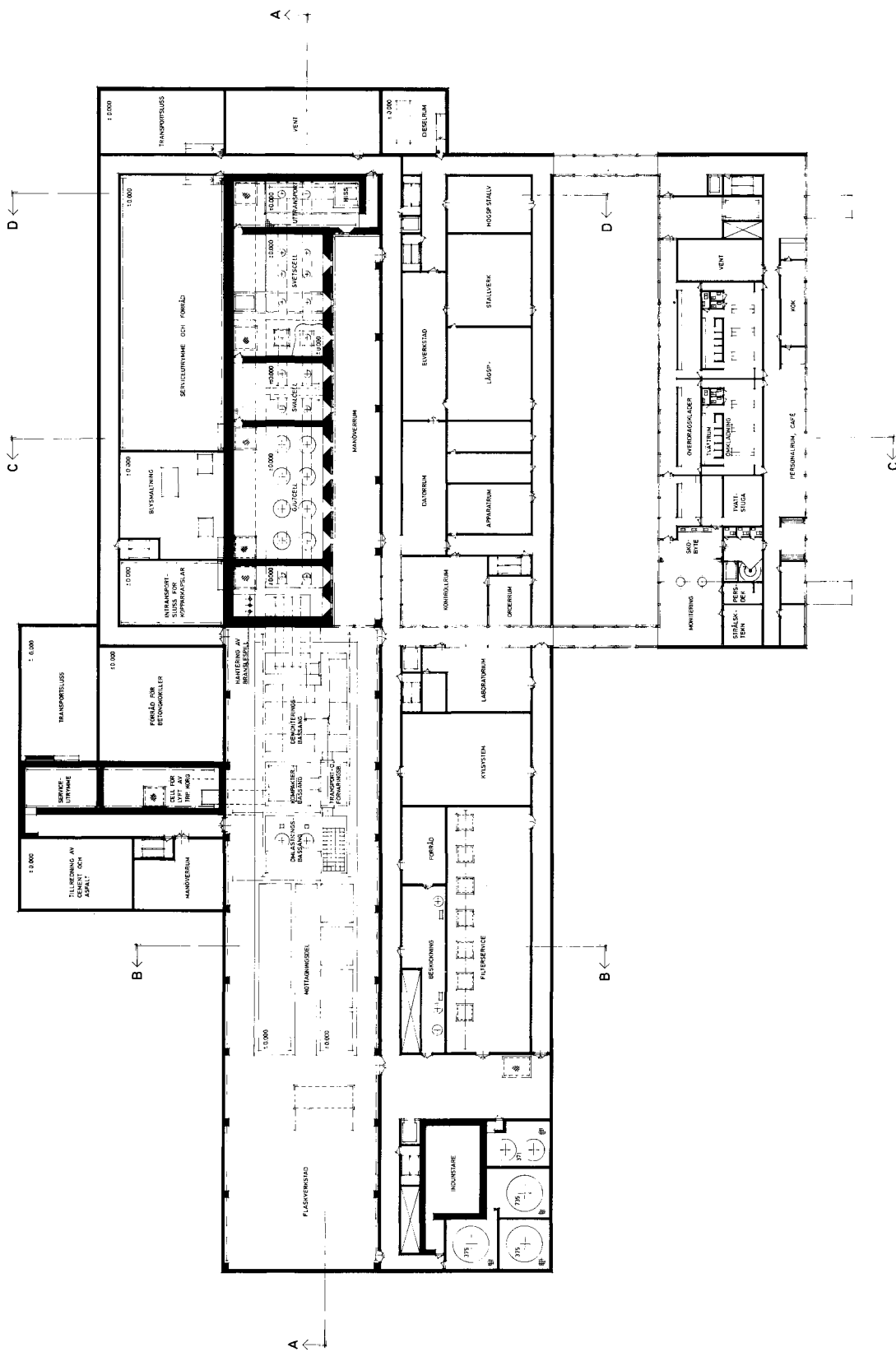
Tillverkningen och hanteringen av de högkompakterade bentonitblocken förutses inte medföra några svårlösta arbetsmiljöproblem. Bentonit är lukt- och smakfri och helt ofarlig.

Den radiologiska säkerheten i hanteringskedjan för använt bränsle redovisas i kapitel 8.

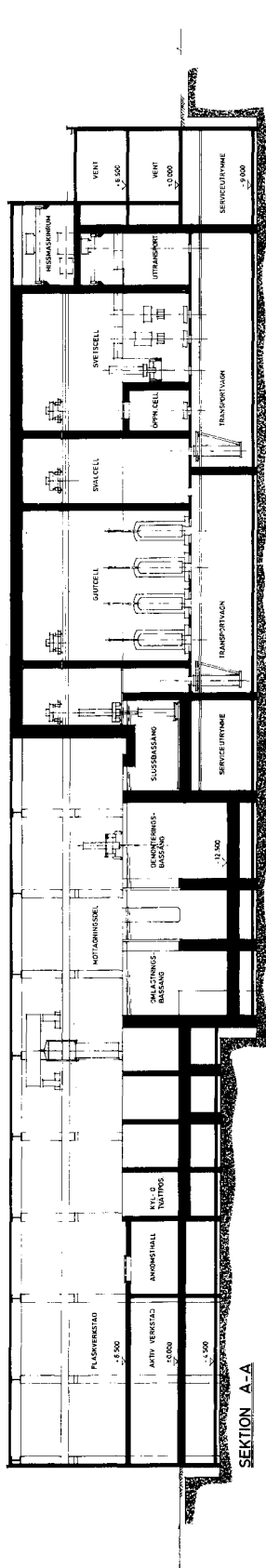
2.6 RITNINGAR

Ritning	01	Inkapslingsstation. Byggnadslayout. Plan +6.500
	02	Inkapslingsstation. Byggnadslayout. Plan <u>±</u> 0.000
	03	Inkapslingsstation. Byggnadslayout. Sektion A-A, B-B, C-C, D-D
	04	Huvudlayout
	05	Perspektiv
	06	Förläggningsexempel
	07	Utbyggnadsetapper
	08	Transportvägar
	09	Ventilation
	10	Förvaringstunnlar
	11	Förseglat förvar
	12	Transport av avfallskapsel till slutförvar
	13	Transport och deponering av avfallskapsel i slutförvar
	14	Montering av bentonitblock i deponeringshål
	15	Försegling av tunnlar
	16	Tätzon kring schakt och tunnlar

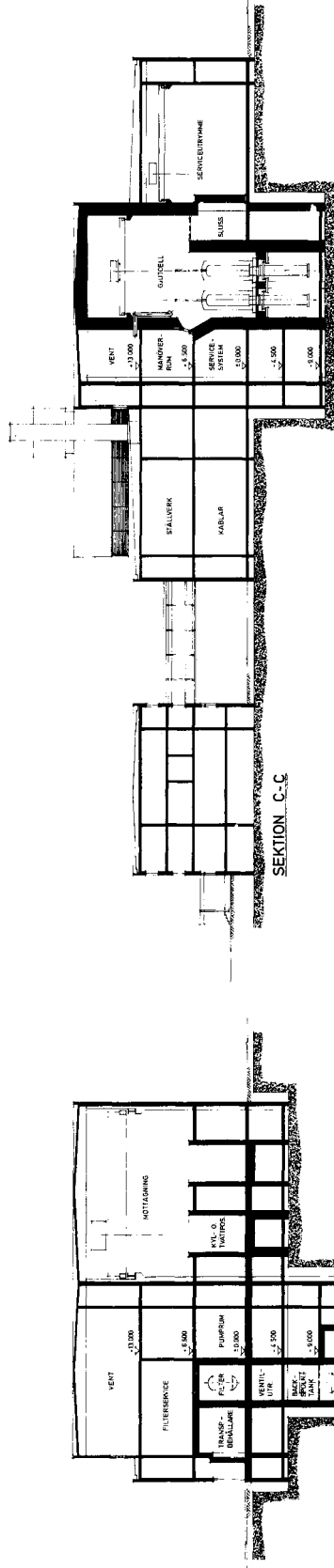
AA 138 461



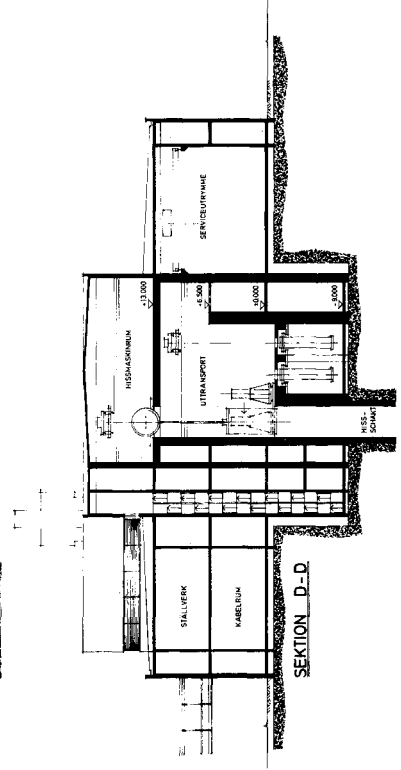
ASEA-ATOM
INKAPSLINGSSTATION
 BYGGNADSLAYOUT
 PLAN - 1:500
RITNING 01



SEKTION A-A



SEKTION B-B



SEKTION D-D

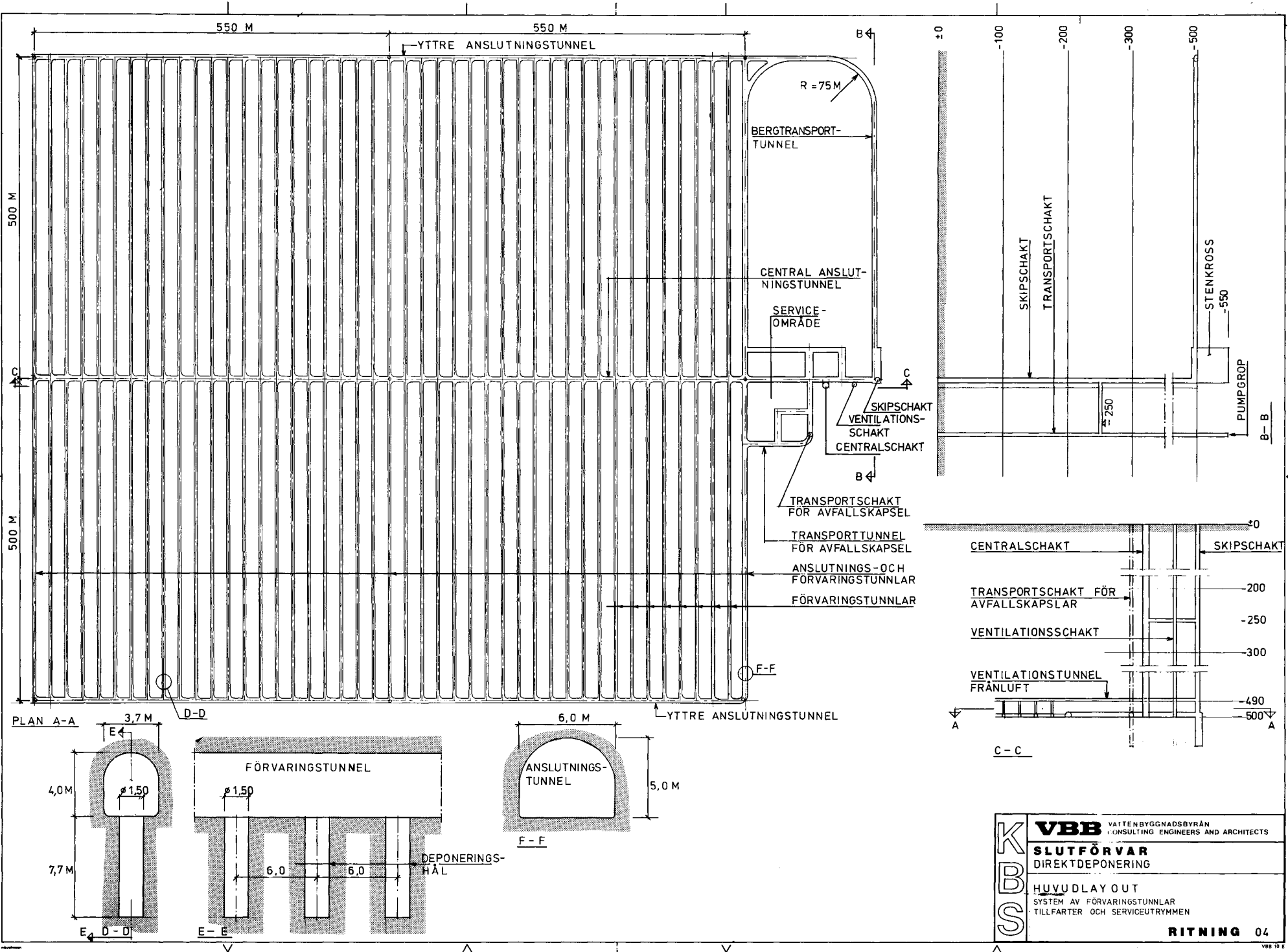
K B S

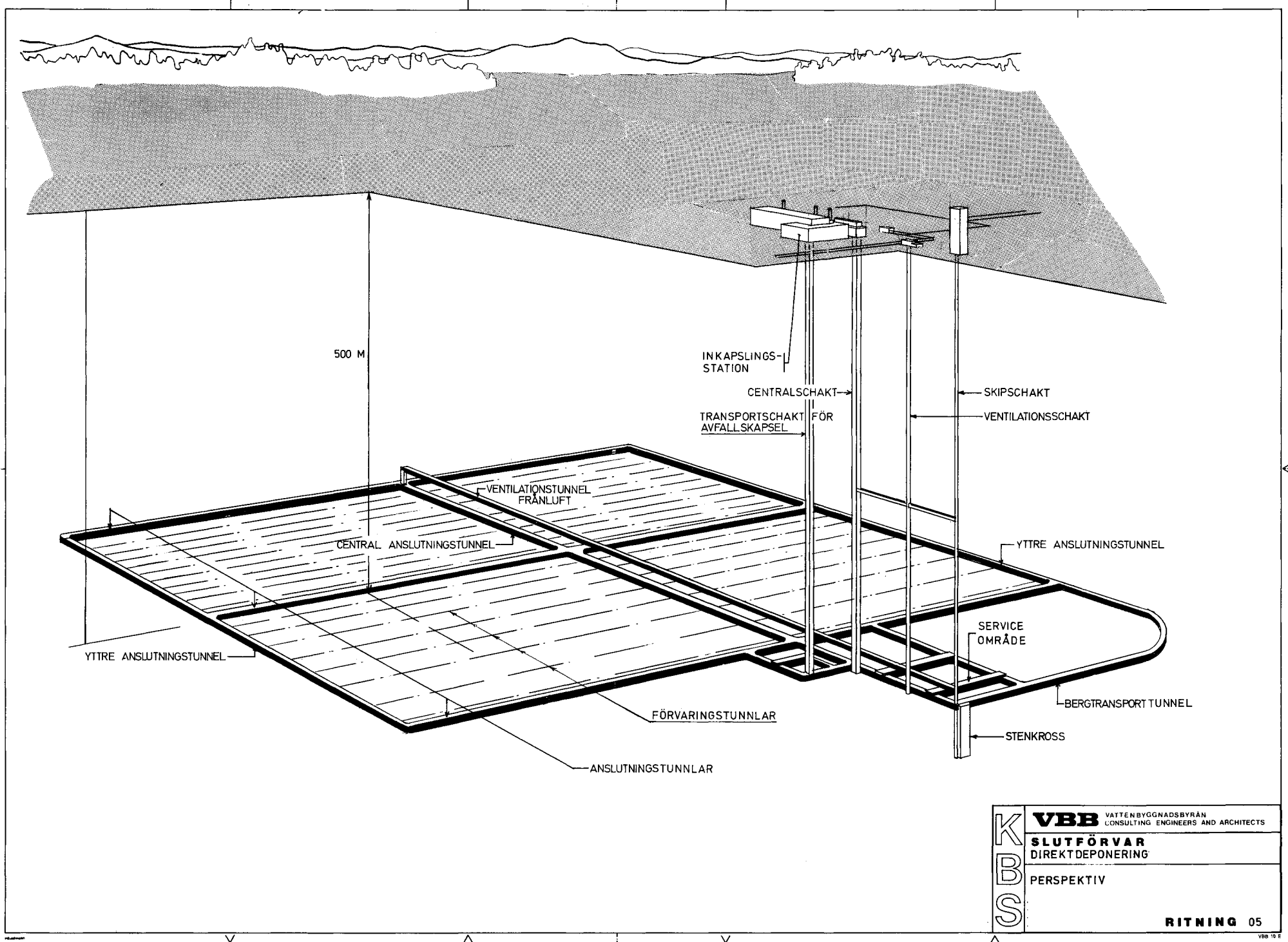
ASEA-ATOM

INKAPSLINGSSTATION

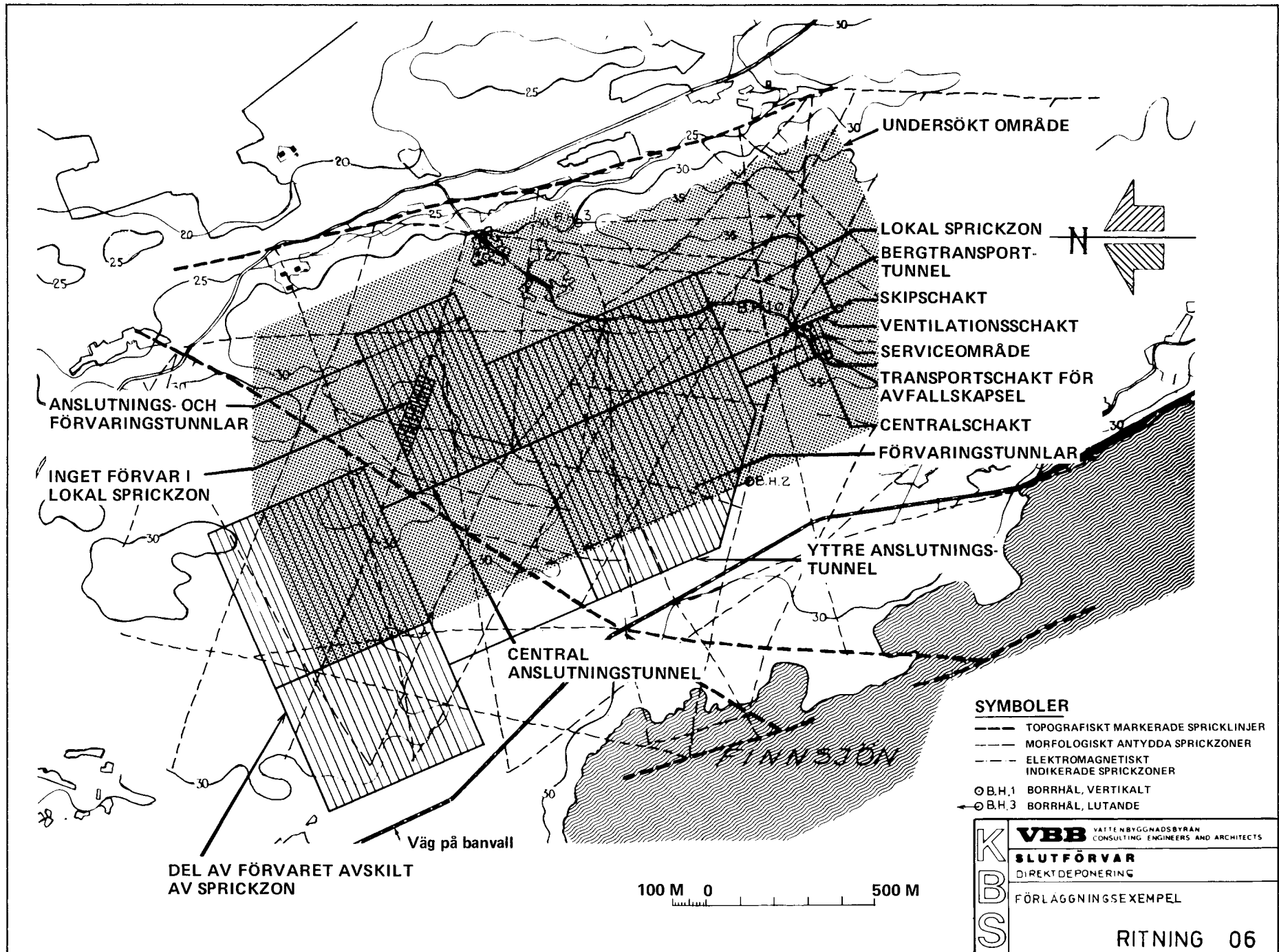
BYGGNADSLAYOUT
SEKTION A-A, B-B, C-C, D-D

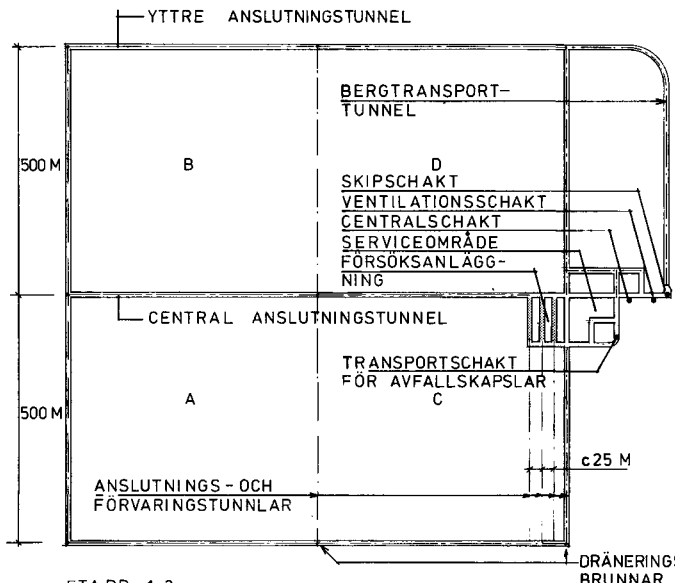
RITNING 03



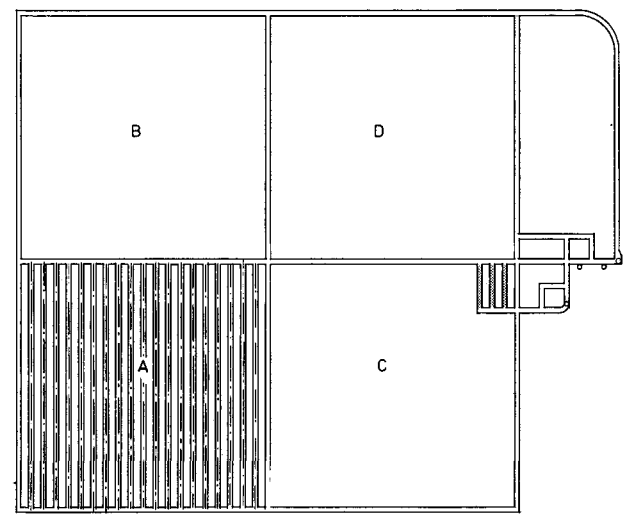


K B S	VBB	VATTENBYGGNADSBYRÅN CONSULTING ENGINEERS AND ARCHITECTS
	SLUTFÖRVAR DIREKT DEPONERING	
	PERSPEKTIV	
RITNING 05		VBB 10 E

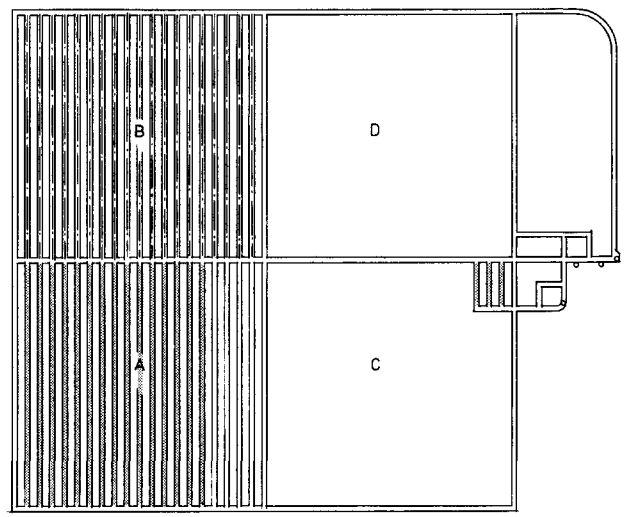




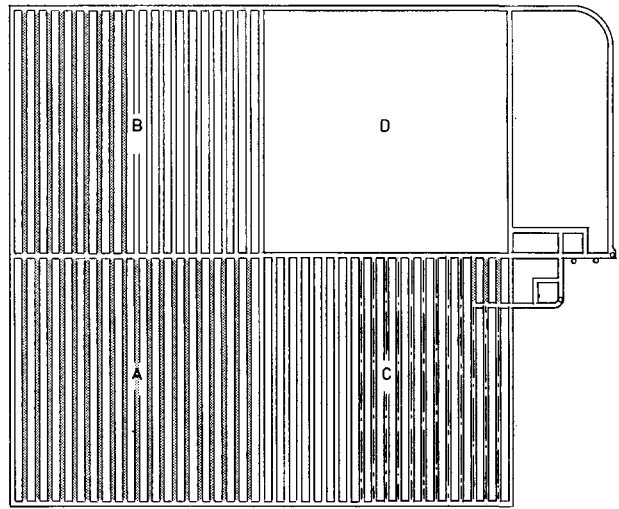
ETAPP 1,2



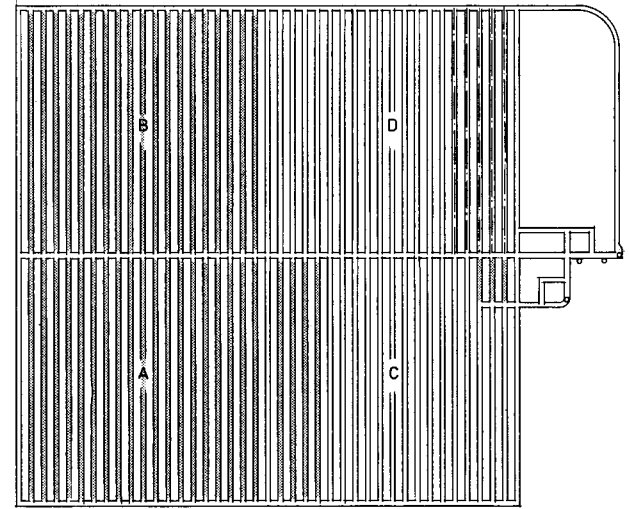
ETAPP 3



ETAPP 4



ETAPP 6



ETAPP 8

ETAPP	ÅR	UTSPRÄNGNING	DEPONERING
PÅGÅENDE TUNNEL-ARBETEN	1	1-4	SCHAKT, FÖRSÖKSAN-LÄGGNING
	2	4-5	ANSLUTNINGSTUNNLAR
	3	5-10,5	OMRÅDE A klart
FÄRDIG TUNNEL (PÅGÅENDE DEPON.)	4	10,5-16	OMRÅDE B klart OMRÅDE A 75%
	5	16-18	OMRÅDE C 35% OMRÅDE A klart
FÖRSEGLAD TUNNEL	6	18-21,5	OMRÅDE C klart OMRÅDE B 45%
	7	21,5-25,5	OMRÅDE D 70% OMRÅDE B klart
	8	25,5-27	OMRÅDE D klart OMRÅDE C 20%
	9	27-32,5	OMRÅDE C klart
	10	32,5-40	OMRÅDE D klart

K
B
S

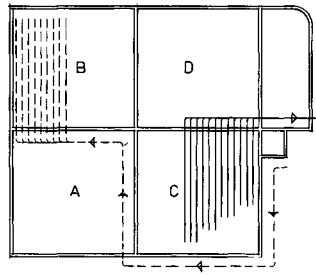
VBB VATTENBYGGNADSBYRÅN
CONSULTING ENGINEERS AND ARCHITECTS

SLUTFÖRVAR
DIREKTDEPONERING

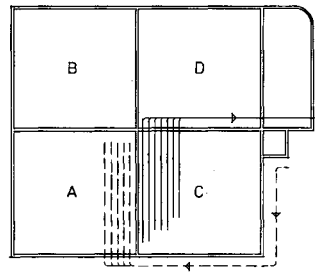
UTBYGGNADSETAPPER

RITNING 07

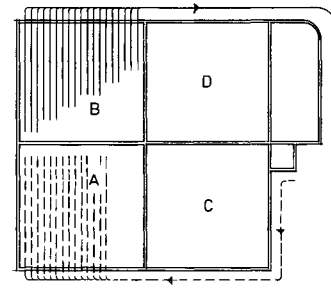
VBB 10 C



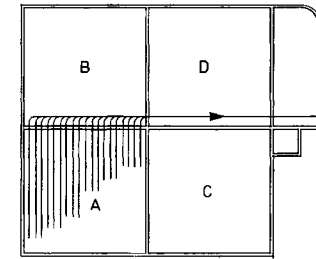
ETAPP 6



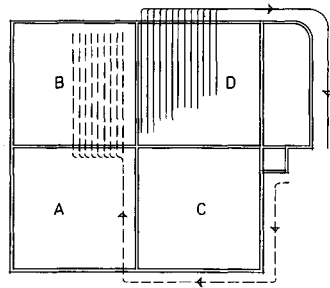
ETAPP 5



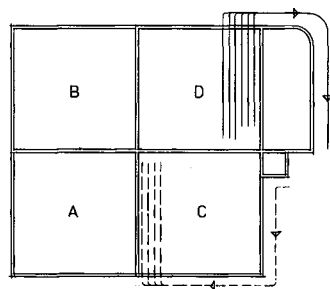
ETAPP 4



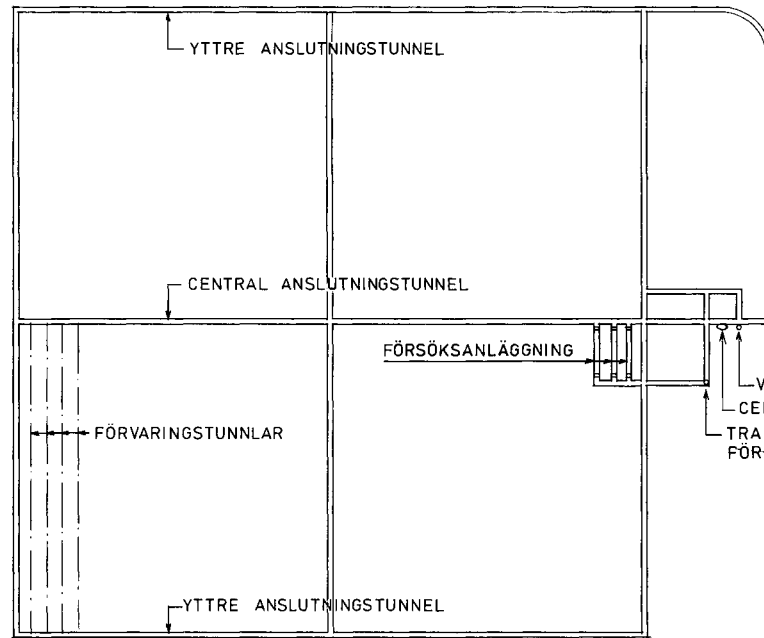
ETAPP 3



ETAPP 7



ETAPP 8

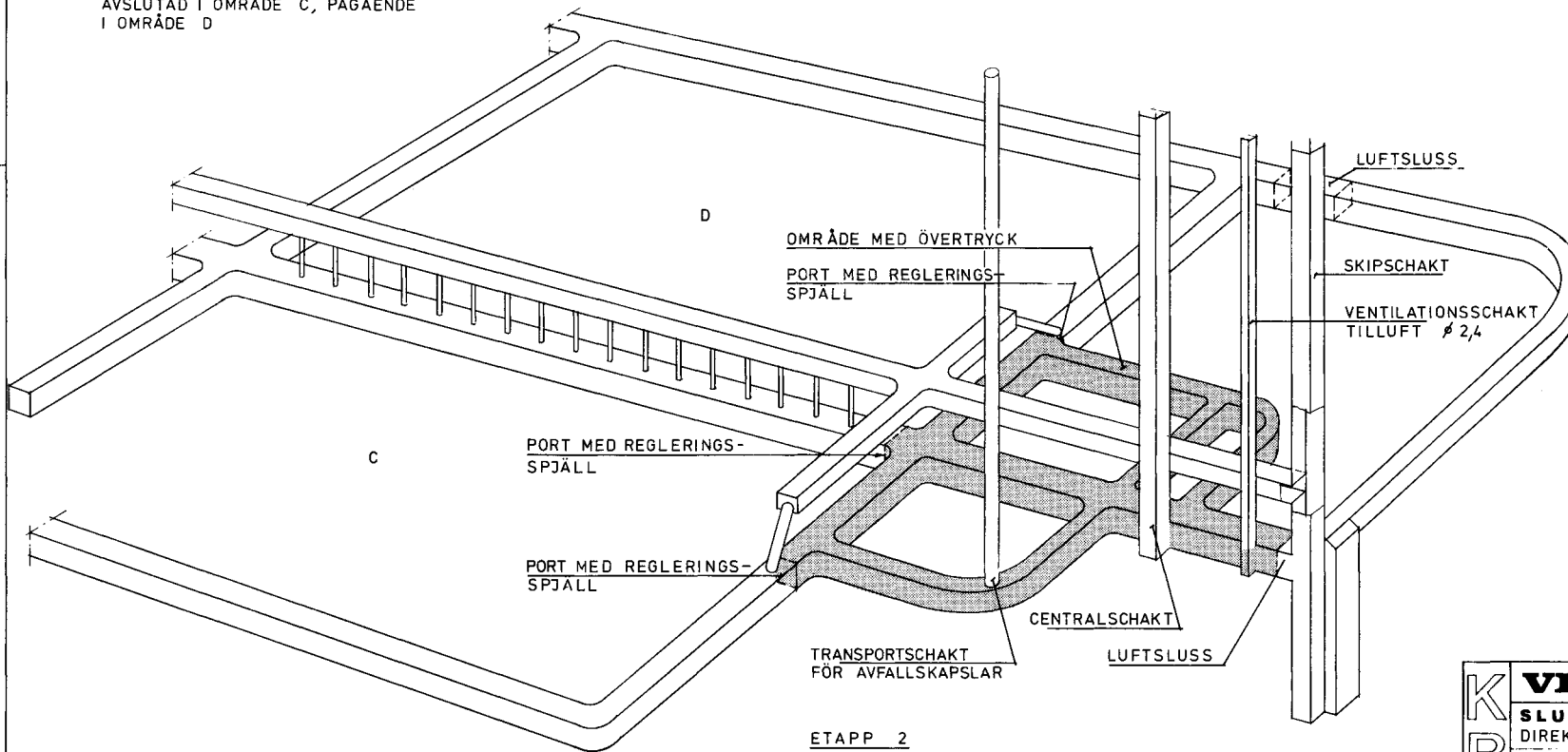
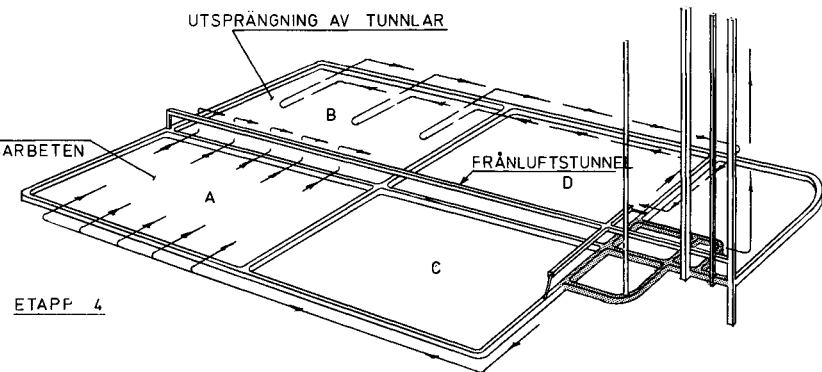
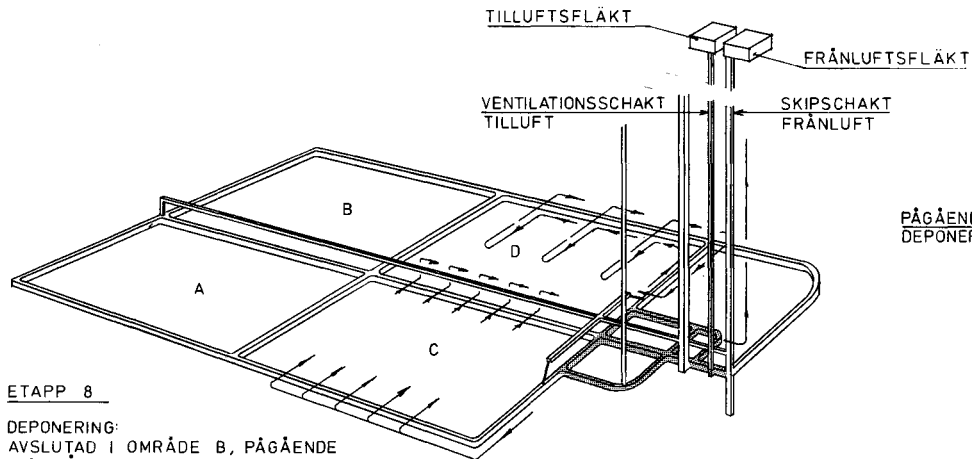


ETAPP 2

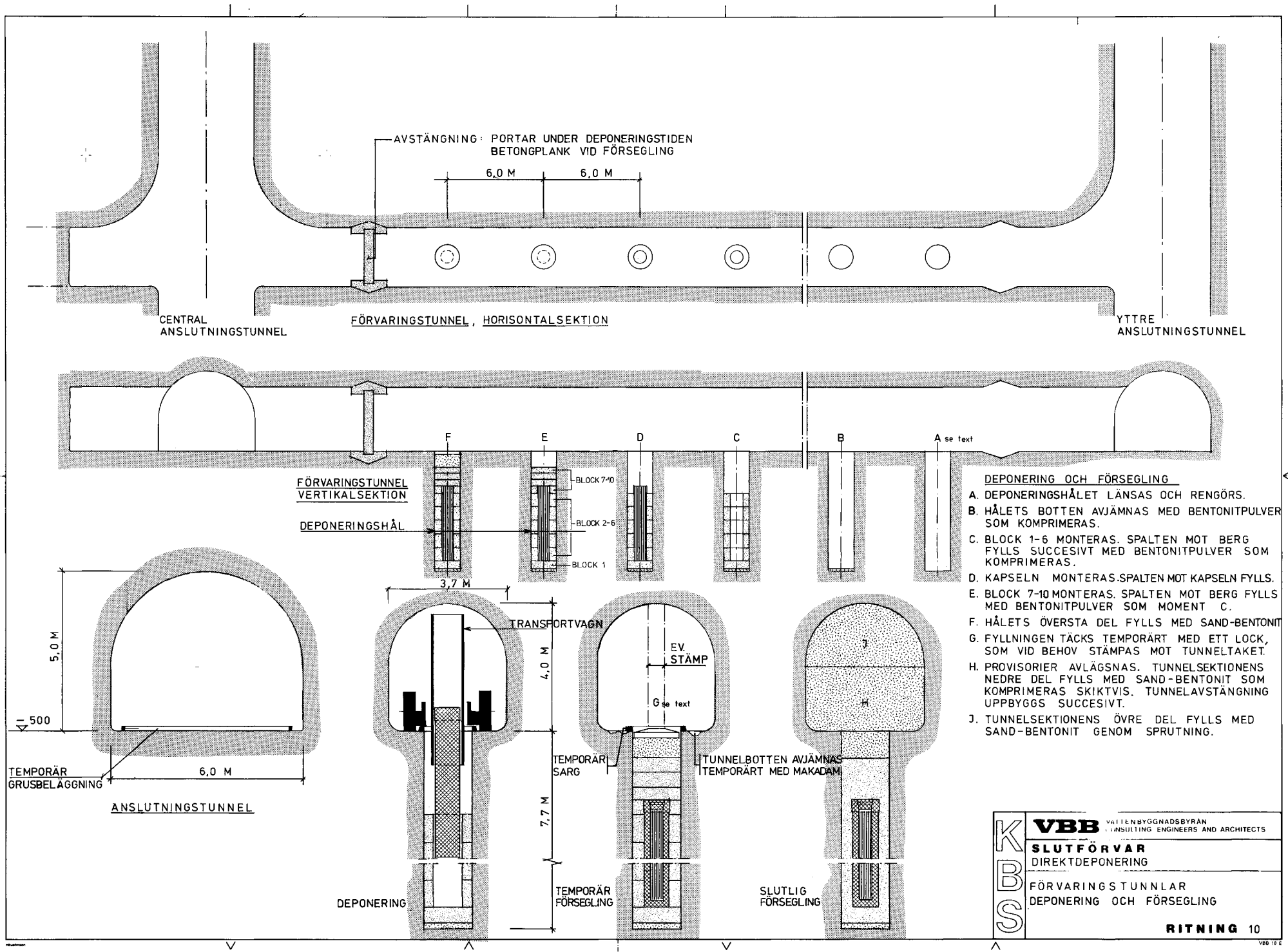
- TRANSPORTVÄG FÖR BERGMASSOR
- - - - - TRANSPORTVÄG FÖR AVFALLSKAPSLAR OCH BUFFERTMATERIAL

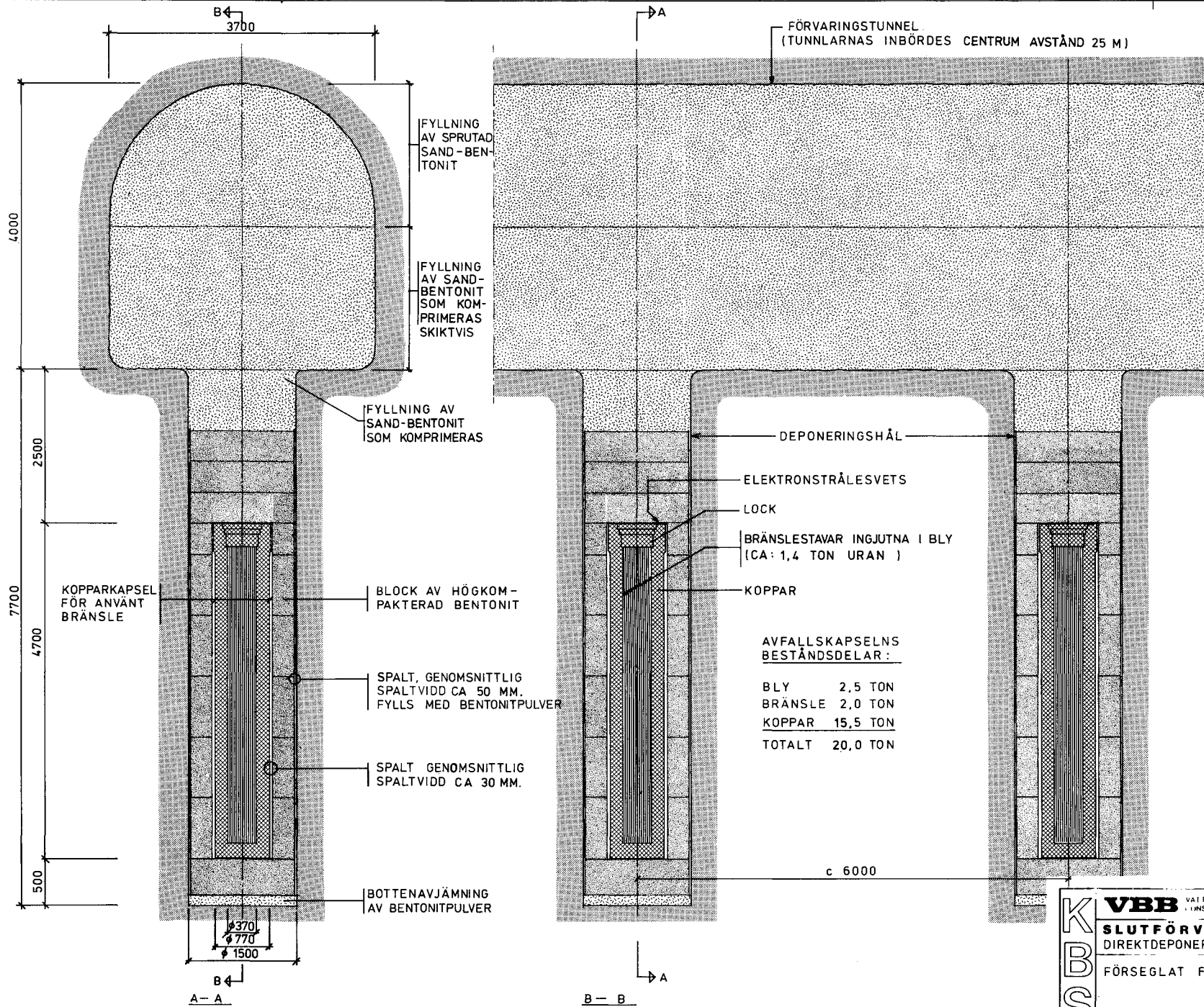
ANM: UTBYGGNADETAPPER
ENLIGT RITNING 07

K S B	VBB	ATTENBYGGNADSBYRÅN CONSULTING ENGINEERS AND ARCHITECTS
	SLUTFÖRVAR DIREKTDEPONERING	
	TRANSPORTVÄGAR	
RITNING 08		VBB 15 E



K B S	VBB	VALLEBYGGNADEBYRÅN CONSULTING ENGINEERS AND ARCHITECTS
	SLUTFÖRVAR	
	DIREKTDEPONERING VENTILATION	
RITNING 09		VBB 13 E





**AVFALLSKAPSELNS
BESTÅNDSDELAR:**

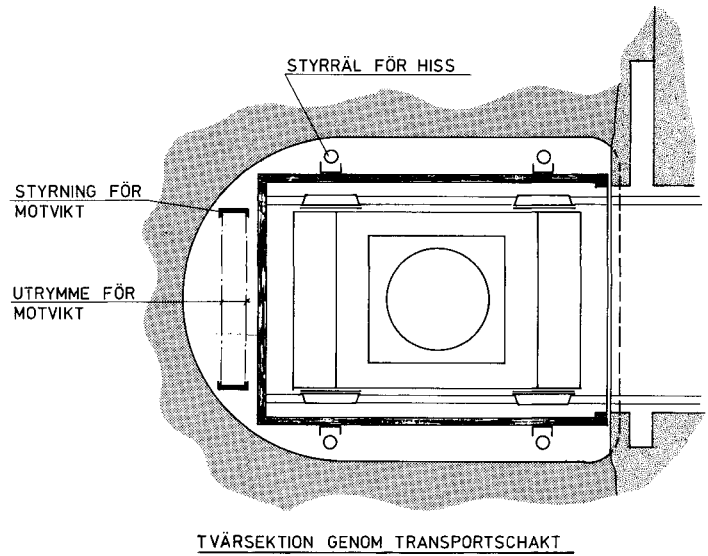
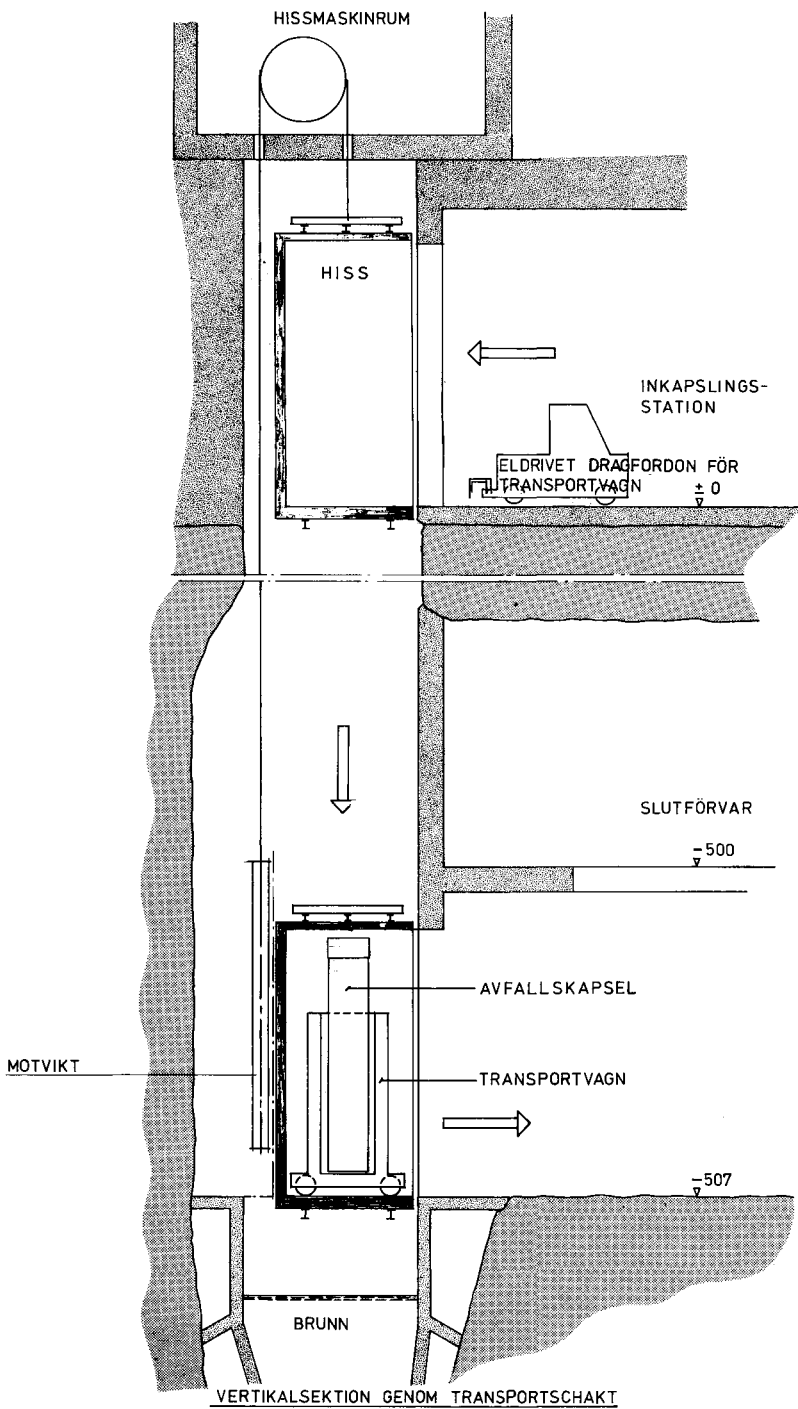
BLY	2,5 TON
BRÄNSLE	2,0 TON
KOPPAR	15,5 TON
TOTALT	20,0 TON

KBS VBB VATTENBYGGNADSBYRÅN
CONSULTING ENGINEERS AND ARCHITECTS

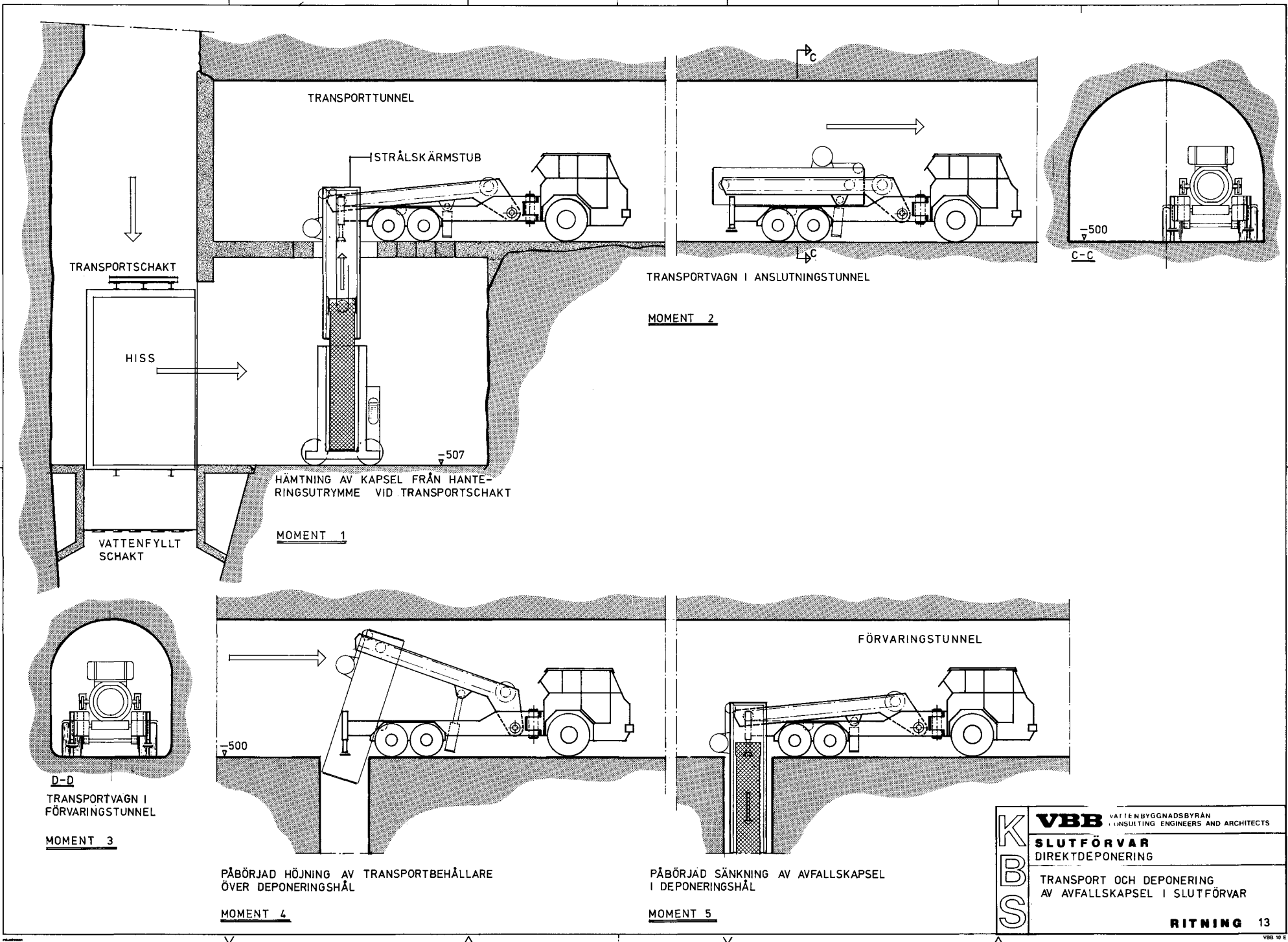
SLUTFÖRVAR
DIREKTDEPONERING

FÖRSEGLAT FÖRVAR

RITNING 11



K S B	VBB	VATTENBYGGNAOSBYRÅN CONSULTING ENGINEERS AND ARCHITECTS
	SLUTFÖRVAR	
	TRANSPORT AV AVFALLSKAPSEL TILL SLUTFÖRVAR	
RITNING 12		



TRANSPORTTUNNEL

ISTRÅLSKÄRMSTUB

TRANSPORTSCHAKT

HISS

VATTENFYLLT
SCHAKT

TRANSPORTVAGN I ANSLUTNINGSTUNNEL

-500

C-C

MOMENT 2

HÄMTNING AV KAPSEL FRÅN HANTERINGSTRIMMIGRUM VID TRANSPORTSCHAKT

MOMENT 1

-507

FÖRVARINGSTUNNEL

-500

D-D

TRANSPORTVAGN I
FÖRVARINGSTUNNEL

MOMENT 3

PÅBÖRJAD HÖJNING AV TRANSPORTBEHÅLLARE ÖVER DEPONERINGSHÅL

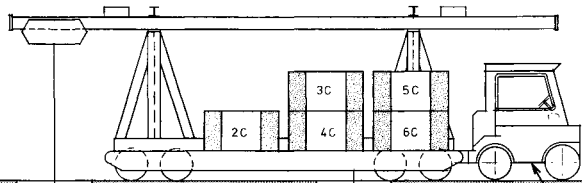
MOMENT 4

PÅBÖRJAD SÄNKNING AV AVFALLSKAPSEL I DEPONERINGSHÅL

MOMENT 5

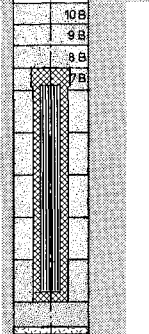
K B S	VBB	VATTENBYGGNADSBYRÅN CONSULTING ENGINEERS AND ARCHITECTS
	SLUTFÖRVAR	
	DIREKTDEPONERING	
	TRANSPORT OCH DEPONERING AV AVFALLSKAPSEL I SLUTFÖRVAR	
RITNING 13		VBB 10 E

FÖRVARINGSTUNNEL



BLOCK 1 MONTERAS
I HÅL C
EFTER DET ATT
BLOCK 7-10
MONTERATS I
HÅL B

DRAGFORDON

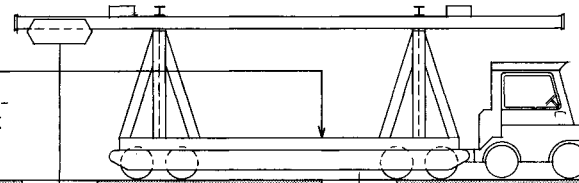


DEPONERINGS-
HÅL B

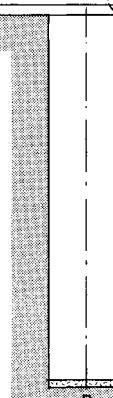
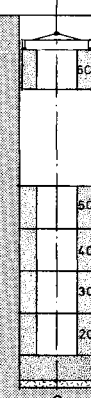
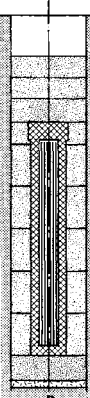
MOMENT 1

FÖRVARINGSTUNNEL

VAGN FÖR TRANSPORT
OCH MONTERING AV
EN UPPSÄTTNING HÖG-
KOMPakterADE
AV BENTONIT



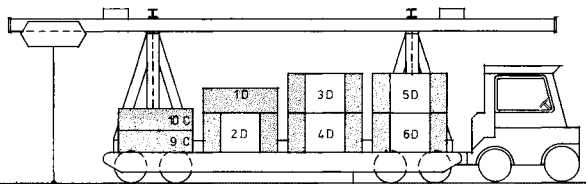
BLOCK 2-6
MONTERAS
I HÅL C



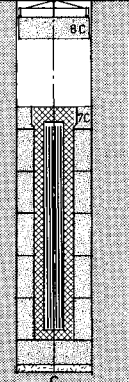
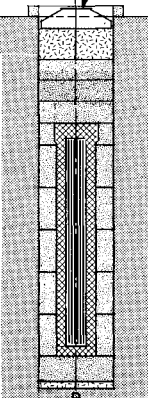
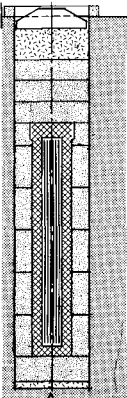
MOMENT 2

FÖRVARINGSTUNNEL

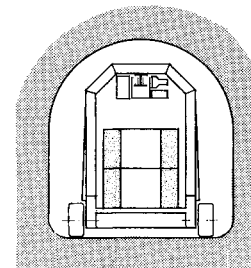
HÅL B HAR FÖRSETTS MED ETT
PROVISORISKT LOCK OVANPÅ
EN SAND - BENTONITFYLLNING



BLOCK 7-10
MONTERAS
I HÅL C,
EFTER DET ATT
KAPSELN HAR
MONTERATS.



MOMENT 3



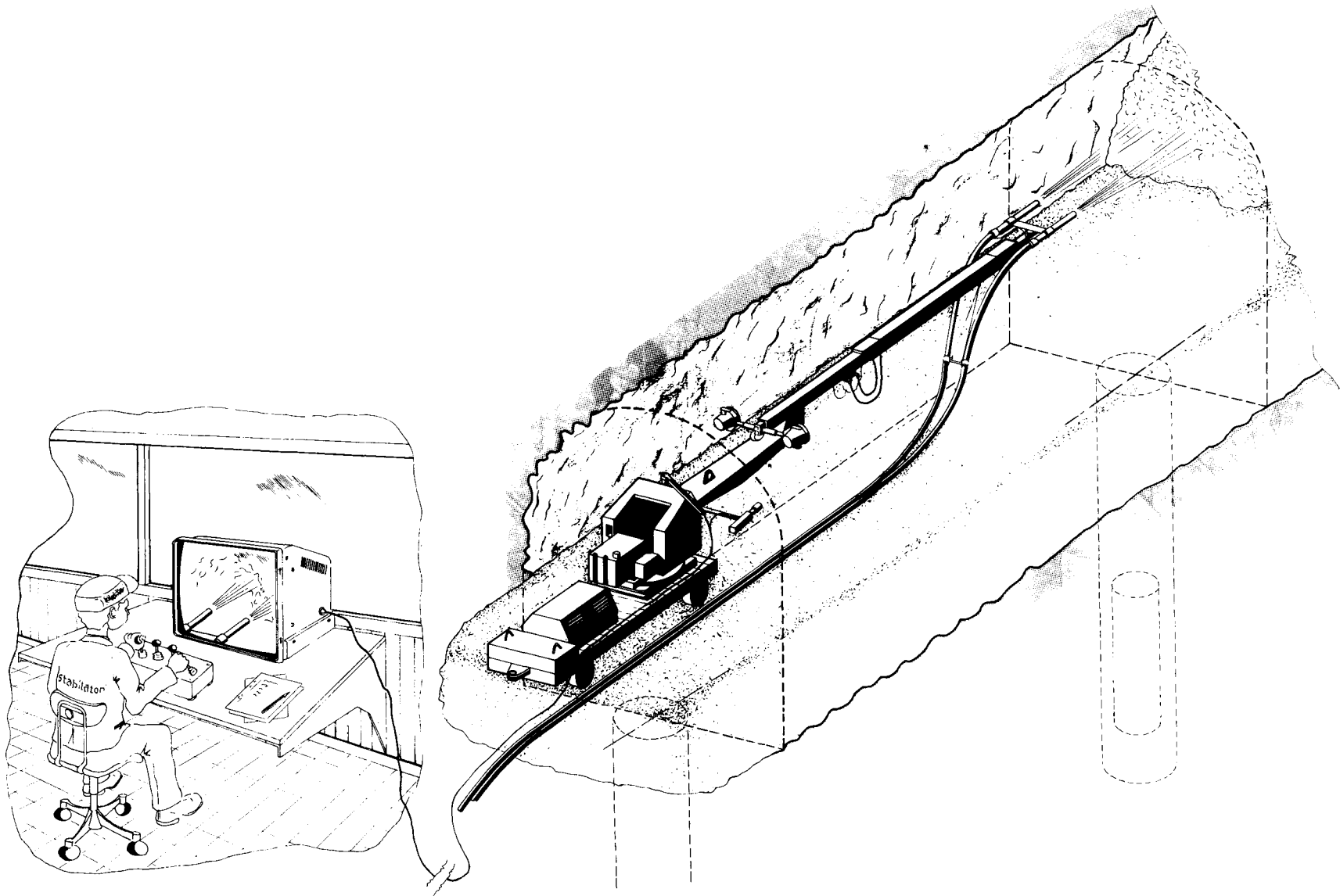
A-A

VBB KONSULTBYGGNADSBYRÅN
CONSULTING ENGINEERS AND ARCHITECTS

SLUTFÖRVAR
DIREKTDEPONERING

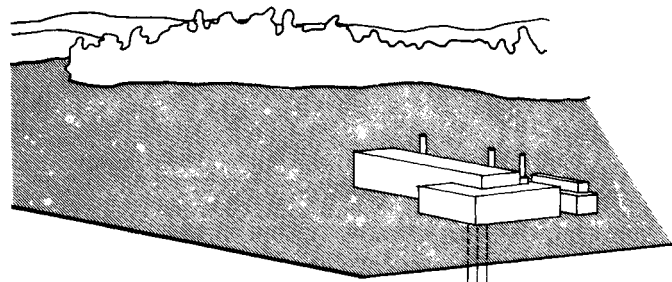
MONTERING AV BENTONITBLOCK
I DEPONERINGSHÅL

RITNING 14



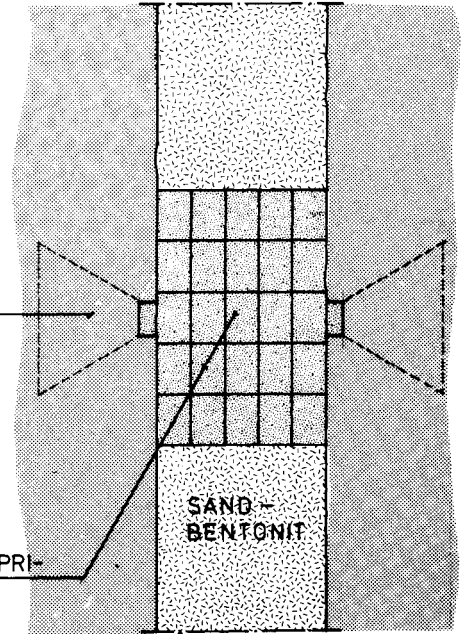
SPRUTNING AV BUFFERMATERIAL

K B S	VBB VATTENBYGGNADEBYRÅN CONSULTING ENGINEERS AND ARCHITECTS
	SLUTFÖRVAR
	DIREKTDEPONERING
	FÖRSEGLING AV TUNNLAR
RITNING 15	

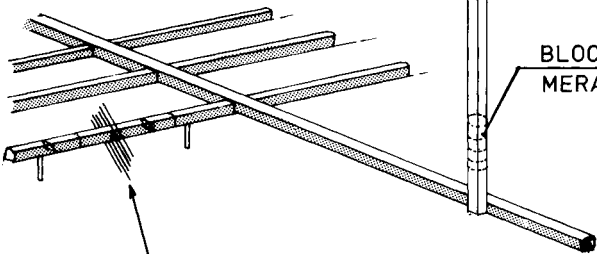


TÄTINJEKTERING MED BENTONITSUSPENSION

BLOCK AV HÖGKOMPRIMERAD BENTONIT

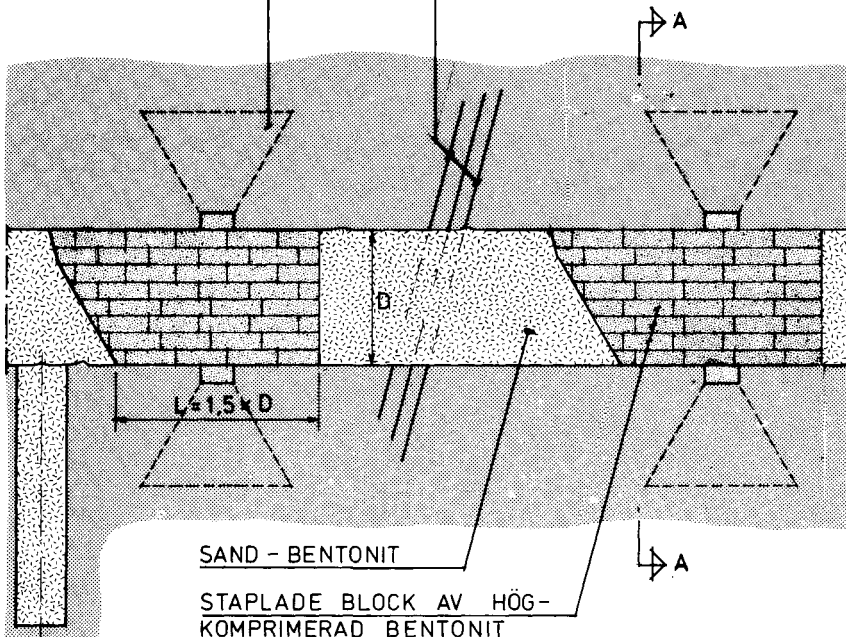


SCHAKT



LOKAL SPRICKZON

TÄTINJEKTERING MED BENTONITSUSPENSION

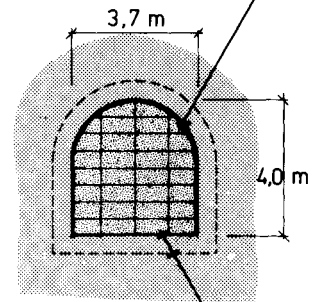


SAND - BENTONIT

STAPLADE BLOCK AV HÖG-KOMPRIMERAD BENTONIT

FÖRVARINGSTUNNEL

SPALT 50-100 mm FYLLS MED SAND-BENTONIT GENOM SPRUTNING



A-A

SLITS 0,5-1,0m DJUP OCH ca 1 m BRED UTTAGES MED TÄTSÖMBORRNING OCH STENSPRÄCKARE att. JETBRÄNNING FÖR MINIMAL STÖRNING AV OMGIVANDE BERG.

K
B
S

VBB VATTENBYGGNADSBYRÅN
CONSULTING ENGINEERS AND ARCHITECTS

SLUTFÖRVAR
DIREKTDEPONERING

TÄTZON KRING SCHAKT
OCH TUNNLAR

RITNING 16

3 GEOLOGI

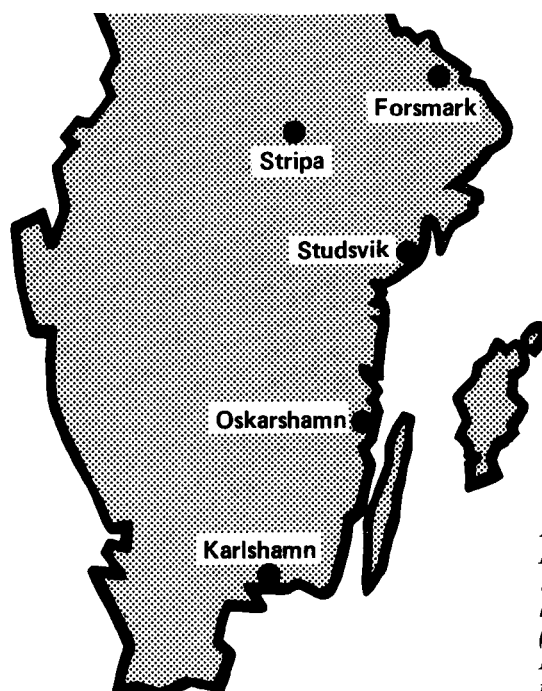
3.1 BAKGRUND

Den allmänna bakgrund för de geologiska och hydrogeologiska studierna som ges i KBS rapport om förglasat avfall från upparbetning gäller i allt väsentligt även för alternativet slutförvaring av använt kärnbränsle. Sedan den första rapporten sammanställts 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.

Läget av de platser, där fältarbeten utförts, framgår av fig. 3-1.

Från försöken i den nedlagda gruvan i Stripa föreligger vissa resultat rörande bergspänningar, bergets permeabilitet och värmeledande egenskaper samt grundvattendata. Förberedelserna för det storskaliga uppvärmningsförsök, som genomförs i samarbete med Lawrence Berkeley Laboratory, är i stort sett avslutade och uppvärmningen påbörjades den 1 juni 1978. Resultat förutses kunna redovisas successivt fram till senare delen av 1979.

Spårämnesförsöken i sprickigt berg i Studsvik har fullföljts och en andra etapp har beställts av PRAV.



Figur 3-1. Karta över undersökningsområdena. Provbörningar till ca 500 meters djup har företagits vid Karlshamn (Sternö), norr om Oskarshamn (Kräkemåla och Åvrö) och Forsmark (Finnsjön och Forsmark). I Stripa gruva ligger KBS försöksstation. Fältförsök har genomförts i Studsvik.

Arbetet med en matematisk analys av grundvattenrörelser har fortsatt och en tredimensionell modell har framtagits.

De geokemiska förhållanden, som kan vara av betydelse för den långsiktiga säkerheten hos ett bergförvar för använt kärnbränsle har ytterligare studerats och resultaten redovisas i det följande.

3.2 BERGGRUNDSFÖRHÅLLANDEN

3.2.1 Översikt över den geologiska utvecklingen

Huvuddelen av Sveriges berggrund är en del av den sk Baltiska skölden och uppbyggs av kristallina bergarter, som erhöll sina väsentliga egenskaper och strukturdrag för mycket länge sedan. Detta skedde under en mer än tusen miljoner år lång utveckling, som innefattade avlagring av sedimentära bergarter, vitt spridd vulkanism, genomgripande bergskedjeveckning, regional granitbildning och omfattande sprickbildning. Talrika åldersbestämningar rörande sydöstra Sveriges urberg redovisas av Åberg /3-1/.

Slutet av det svenska urbergets bildning brukar sättas vid tiden för Bohusgranitens kristallisation för ungefär 900 miljoner år sedan. Urbergets bergskedjor var helt nedbrutna för ungefär 600 miljoner år sedan. Vid denna tid sänktes landet ned under havsytan, och nya sedimentära bergarter avlagrades på ett nästan plant underlag. De nya avlagringarna är idag bevarade som den fossilförande, skiktade berggrunden bl a på Öland, Gotland och i Västgötaberget. Deras jämna skiktning och utbredningen av den urbergsytan de avlagrades på, visar att urberget under de senaste 600 miljoner åren varit nästan oförändrat och endast utsatts för lokala störningar.

Medan berggrundsförhållandena i Sveriges och även Finlands urbergsområden sålunda varit nästan oförändrade under mer än 600 miljoner år, har detta inte varit fallet i omgivande områden. Den skandinaviska fjällkedjans bergarter väster om urberget fick sin huvudsakliga prägel under tiden fram till för omkring 380 miljoner år sedan och i Centraleuropa skedde en livlig bergskedjebildning av något annan karaktär fram till för omkring 200 miljoner år sedan. Alpernas bildning nådde en höjdpunkt för ungefär 30 miljoner år sedan och något tidigare hade berggrundsrörelser och vulkanism i Nordatlanten kulminerat. I medelhavsområdet, söder om Alperna, fortsätter denna utveckling med nivåförändringar, vulkanism och jordbävningar än idag. Europa norr om Alperna däremot, visar efter dessas bildning en tydlig och fortgående stabilisering, som markeras av minskande jordskalv och utslocknad vulkanism. Också det nordatlantiska området visar en sådan stabilisering och dess vulkaniska aktivitet, som tidigare sträckte sig från Irland till Jan Mayen, Spetsbergen och Grönland, är idag begränsad till Island. Norra Europa befinner sig sålunda under de senaste 25 miljoner åren i en geologisk utveckling, som kännetecknas av ökande stabilitet. Aktuella redogörelser för olika drag i norra Europas geologiska utveckling har nyligen publicerats /3-2/.

Den Baltiska urbergsskölden har utgjort ett stabilt område även under de mest omvälvande skedena i denna utveckling. Detta är

långt ifrån unikt. Tvärtom är liknande kärnområden av motståndskraftiga kristallina bergarter ett grundläggande och återkommande drag i kontinenternas byggnad. Deras nästan ostörda täcke av skiktade yngre avlagringar och ringa jordskalvsaktivitet visar att de för länge sedan nått ett slags jämviktsläge, medan omgivande trakter utsatts för kraftiga deformationer. I synnerhet gäller det senare för kontinenternas oroliga randområden och markerade gravsänkor, där kraftiga jordbävningar, ung vulkanism och stora aktiva förkastningslinjer är påtagliga tecken på långvarig och djupgående instabilitet. Kalifornien och den centralafrikanska gravsänkan är goda exempel på sådana förhållanden. Självfallet är utsikterna för framtida stabilitet helt olika i dessa rörelsezoner än i de kristallina kärnområdena.

Rörelserna i Sveriges urberg har sålunda under de senaste 600 miljoner åren varit av mycket ringa omfattning, och väsentligen utgjorts av lokala sprickrörelser. Därutöver har det tidvis förekommit mer regionala rörelser, som ändrat den allmänna landytans höjdläge. Detta har inträffat upprepade gånger under de senaste två miljoner åren på grund av jordskorpan belastning med tjocka istäcken under en följd av istider. Liknande nivåförändringar uppträdde av andra skäl för ca 30 miljoner år sedan, ungefär samtidigt med Alpernas bildning och kraftiga berggrunds-rörelser i Nordatlanten.

Den givna översikten visar att Sveriges urberg under mycket lång tid utgjort ett utpräglat stabilt område. Genomgripande berggrunds-rörelser, som skulle medföra djupgående vittring och nedbrytning (erosion) av berggrunden eller regionala ändringar av landytans lutning, kan därför uteslutas under de närmaste årmiljonerna. Lokala sprickrörelser och mer omfattande nivåförändringar i samband med en framtida istid kan däremot inte uteslutas. Hur sådana berg-rörelser kan komma att påverka ett bergförvar behandlas därför närmare i följande avsnitt.

3.2.2 Berggrundens sprickrörelser

Den kristallina berggrundens sprickor betingar dess vattengenomsläpplighet och sprickrörelser kan åtminstone teoretiskt tänkas medföra skador på avfallskapslarna. Sprickigheten, och dess samband med vattengenomsläppligheten, har därför studerats i KBS undersökningsområden /3-3 och 3-4/. Bergarternas hållfasthet har också bestämts /3-5/. Översiktliga, regionala inventeringar av större spricklinjer har vidare utförts över landets urbergsområden, samt inom havsområdet utanför sydöstra Sverige /3-6, 3-7 och 3-8/. En bergmekanisk analys av deformationsförloppet i sprickig berggrund har genomförts /3-9/, liksom geotekniska studier av eventuella berg-rörelser påverkan på ett bergförvar /3-10/. En genomgång och utvärdering har gjorts av tillgängliga nordiska bergspänningsmätningar /3-11/. Sprickrörelsernas fördelning i tiden och deras geologiska bakgrund har också belysts /3-12/.

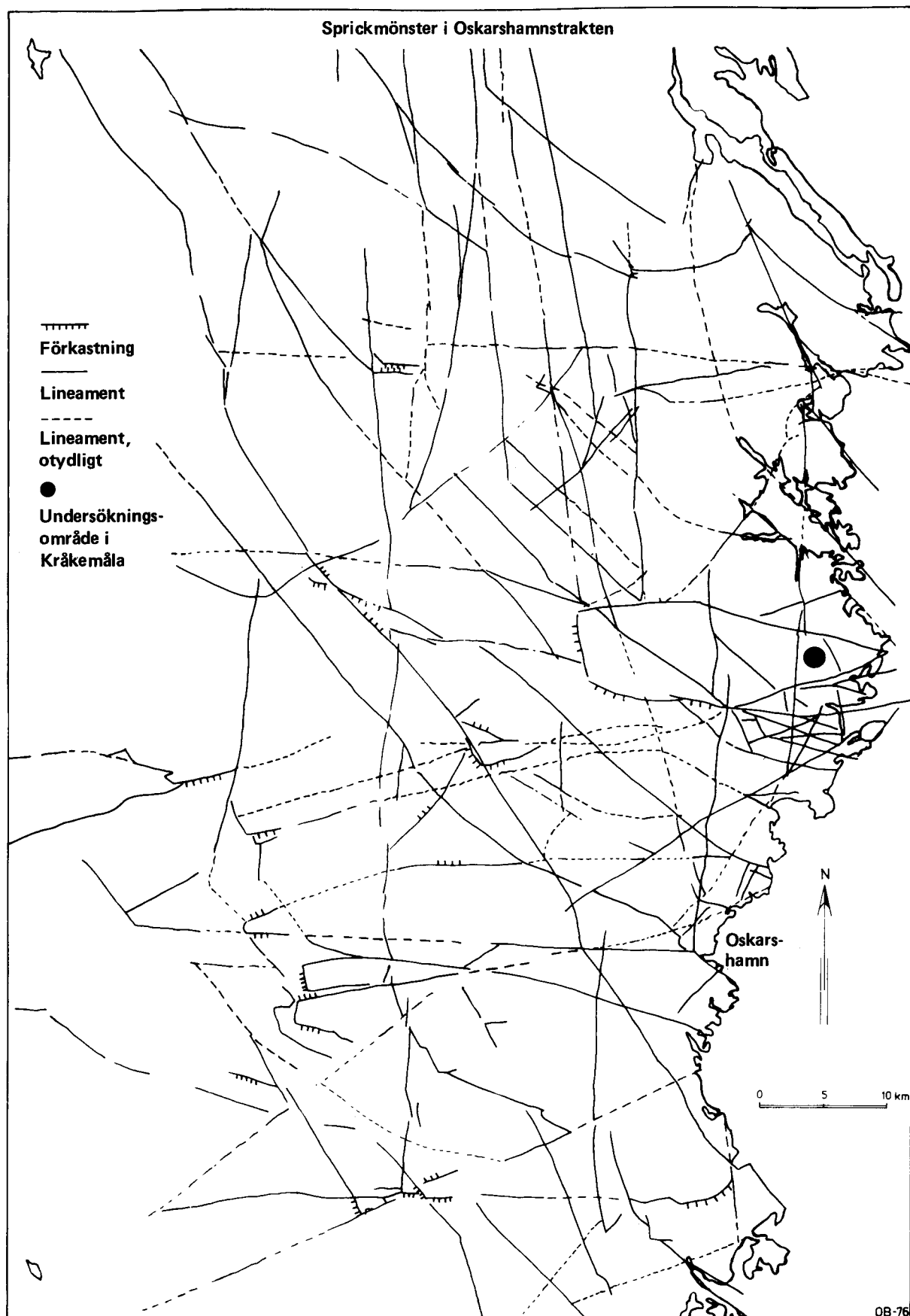
De bergspänningsmätningar, som rapporterats från Fennoskandia, visar att starka regionala och lokala variationer föreligger. Bortsett från enstaka undantagsfall finns dock betryggande säkerhetsmarginaler mot bergbrott på grund av bergets egen-spänningar på aktuella djup /3-11/. Denna slutsats står också i full överensstämmelse med praktisk erfarenhet från omfattande gruvbrytning /3-13/.

Sannolikhetsberäkningar har gjorts av risken för att ett bergförvar under en given tid skall beröras av en förkastning /3-14/. (Förkastning kallas den spricka eller rörelsezona, efter vilken två angränsande partier av berggrunden förskjutits i förhållande till varandra). Sannolikheten för att ett cirkelformat bergförvar med en kvadratkilometers yta skall drabbas av en nybildad förkastning anges till $5 \cdot 10^{-6}$ på 10 000 år. Detta bygger på förutsättningen att längdfördelningen hos linjära strukturer, som observerats i satellitbilder över södra Sverige /3-15/ motsvarar längdfördelningen hos existerande förkastningar. Vidare förutsätts att bildningen av nya förkastningar fortgått med konstant hastighet under de senaste 1 500 miljoner åren, samt att nybildade förkastningar uppträder slumpmässigt, dvs oberoende av regionala skillnader och de svaghetszoner, som redan finns i berggrunden. Det är dock osäkert om dess förutsättningar är uppfyllda.

Nyligen har de Marsily et al /3-16/ framhållit att berggrundens sprickrörelser inte kan behandlas som enbart slumpmässiga förlopp. De har i stället pekat på möjligheten att göra prognoser, grundade på historisk och geologisk information, för sådana områden, där rörelser pågår. Samma princip kan tillämpas också på områden, där de nutida rörelserna är så små eller sällsynta att de normalt ej noteras. Detta bygger på att berggrundens nuvarande sprickighet på varje plats utgör en samlad registrering av alla där inträffade påkänningar, som hittills givit upphov till sprickor.

Ett studium av urbergets sprickighet visar att såväl sprickorna som sprickrörelsernas storlek är lagbundet fördelade i tid och rum. Ett exempel på den geografiska fördelningen ges av figur 3-2 (jmf även /3-17/), som visar det regelbundna sprickmönstret i berggrunden omkring Oskarshamn. Här bildar förkastningar och sprickzoner, där berget är uppkrossat och försvagat av tätt liggande sprickor, milslånga dalstråk. Dessa innesluter, i ett nätliknande mönster, mindre uppspruckna berggrundsblock vilka kan nå någon eller några kvadratkilometers storlek. Liknande sprickmönster är vanliga i svenskt urberg.

Det finns en nära koppling mellan berggrundens sprickighet och dess vattengenomsläpplighet. Vattengenomsläppligheten i ett givet bergsparti utgör summan av vattengenomsläppligheten hos alla sprickor som finns där. Eftersom dessa i urberget är resultatet av omkring en miljard års sammanlagda sprickbildning, skulle vattengenomsläppligheten på varje plats under en miljon år öka med ungefär en tusendel av sitt nuvarande värde, om sprickbildningen fortgår i oförändrad omfattning. Även om sprickbildningen skulle vara hundra gånger snabbare än hittillsvarande genomsnitt skulle bergets vattengenomsläpplighet på varje plats endast öka med en tiondel av sitt nuvarande värde på en miljon år. I själva verket medför urbergets svaghetszoner i olika riktning, att nya påkänningar kan utlösas utan att nya sprickor behöver bildas. Detta bekräftas både av en bergmekanisk analys /3-9/ och av oberoende fältundersökningar, som visat att yngre rörelser i stor utsträckning följt äldre svaghetslinjer /3-6, 3-7, 3-18 och 3-19/. Redan befintliga svaghetszoner i berggrunden utgör därför ett mekaniskt skydd mot sprickbildning i mellanliggande helare partier. Detta leder till slutsatsen att kommande sprickrörelser under mycket lång tid inte kommer att märkbart förändra vattengenomsläppligheten i berget kring ett bergförvar.



Figur 3-2. Karta över sprickmönstret i trakten av Oskarshamn. (Berggrundsbyrån SGU).

Liknande resonemang kan tillämpas på sprickrörelsernas storlek. Observationerna härvidlag begränsas i regel till den resulterande förskjutningens totala belopp. Ofta kan bara en komponent i en given riktning uppmätas. Delrörelser och eventuella riktningsändringar kan studeras endast i specialfall. Trots detta kan visas att också förskjutningarna är tydligt lagbundna i sin fördelning, och att de inte utgör någon riskfaktor för avfallsförvaringen. Förhållandena illustreras av figur 3-3, som bygger på följande iakttagelser.

Den största sprickrörelse i berget, som kunnat konstateras vid KBS inventering, har noterats vid Svedala-förkastningen i Skåne /3-7/. Den vertikala förskjutningen under de senaste 570 miljoner åren har där sammanlagt uppgått till ca 2 000 m. Skåne markerar i detta sammanhang det svenska urbergets rörelsebenägna övergångszon mot Europas yngre berggrund. Inom urbergsområdena är rörelsebeloppen i allmänhet betydligt mindre.

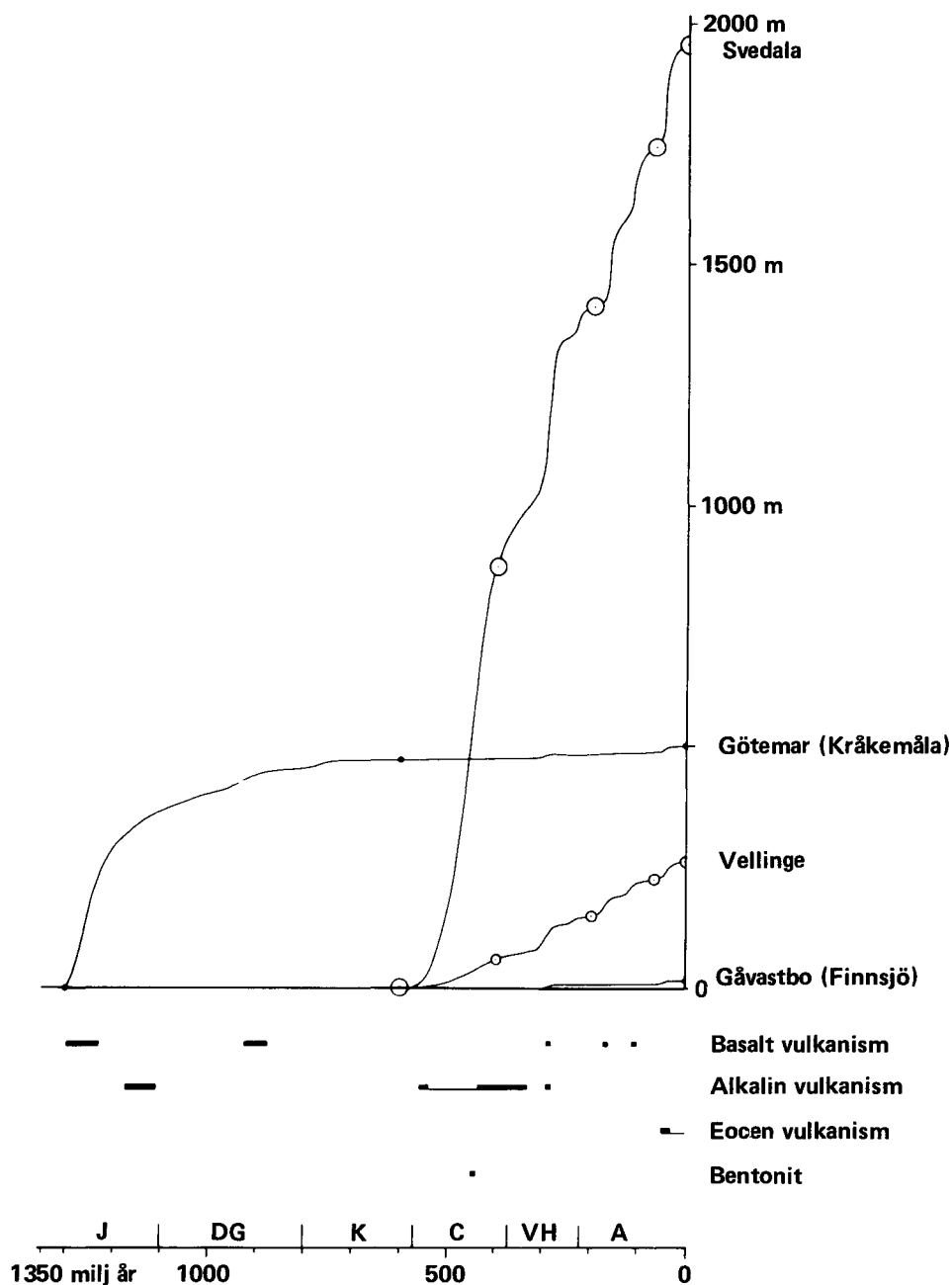
Detta gäller i synnerhet områden, som kännetecknas av nära nog plana och horisontella landtytor, vilka undgått deformation och erosion under mycket lång tid, s k peneplan, jmf /3-20/. I en förkastning vid Gåvastbo, öster om Finnsjön, väster om Forsmark, har den sammanlagda vertikala förskjutningen under samma tid uppgått till ca 15 m. I en förkastning vid Götemaren, norr om Oskarshamn, uppgår den till ca 30 m.

I Skåne har kunnat konstateras, att de stora förskjutningarna där är resultatet av upprepade bergrörelser, som med avbrott pågått under de senaste 570 miljoner åren /3-7/. Berggrundens sprickrörelser har följaktligen under denna långa tid visat en enhetlig systematisk fördelning så att de stora förskjutningarna ständigt inträffat vid samma förkastningslinjer, medan flertalet förkastningar i urbergsområdena under samma tid givit mycket mindre förskjutningar.

Det är emellertid sprickrörelserna i berggrundsblocken mellan förkastningslinjerna, som är avgörande för avfallsförvaringen. Dessa har under samma tidsrymd varit ytterst obetydliga. I KBS undersökningsområde vid Finnsjön noterades t ex en största förskjutning på 30 cm, och vid Karlshamn 2 cm. Dessa mått representerar den sammanlagda förskjutningen vid enskilda sprickor under mer än 1.4 miljarder år, vilket innebär genomsnittliga förskjutningar på 0.3 resp 0.02 mm per miljon år. Detta kan tas som ett mått på den hittillsvarande rörelsebenägenheten, och som sådant jämföras med den genomsnittliga förskjutningen omkring 3.5 m per miljon år vid Svedala.

Sprickan vid Finnsjön med 30 cm förskjutning var så stor och tydlig att den ofelbart skulle observeras, och därmed undvikas, redan vid förberedelserna för att ta upp ett förvaringshål för högaktivt avfall. Även den mindre sprickan vid Karlshamn skulle med säkerhet noteras vid en rutinmässig sprickkartering.

En diskussion av sannolikheten för att en sprickrörelse av given storlek skall inträffa kan ändå vara av intresse. Den kan baseras på det konservativa antagandet att man inte skulle undvika sprickor av den storlek som studerats i Karlshamn, varvid den där observerade fördelningen av förskjutningarnas storlek gäller. Vidare antages konservativt att varje förskjutning till hela sitt belopp uppkommit i en enda rörelse, fastän många observationer



Figur 3-3. Diagram över förkastningsrörelser, deformationsperioder och vulkanism under de senaste 1350 miljoner åren. Diagrammet visar höjningen i meter av det upplyfta bergblocket gentemot det sänkta vid fyra studerade förkastningar. Kurvorna mellan mätpunkterna är dragna med hänsyn till urbergets peneplanbildning (flacka kurvdelar), vulkanism (branta kurvdelar) samt den sedimentära berggrundens karaktär och tjocklek. De mindre branta kurvdelarnas höjdlägen för förkastningarna i Svedala och Vellinge är approximativa mellan mätpunkterna. De stora rörelserna för mellan 400 och 600 miljoner år sedan i Skåne (Svedala och Vellinge) har endast obetydliga motsvarigheter inom urbergsområdet. Endast Götömarsförkastningen kan följas tillbaka längre än 600 miljoner år. Bentonit indikerar omfattande vulkanism i området för den Skandinaviska fjällkedjan. Eocen vulkanism ägde rum utanför Skandinavien. Tjockleken av den vertikala axeln svarar mot de närmast kommande 4 miljoner åren.

Följande deformationsperioder har markerats på tidsaxeln:

J = Jotnium	C = Caledon
DG = Dalsland – Grenville	VH = Variskisk – Hercyn
K = Katanga	A = Alpin

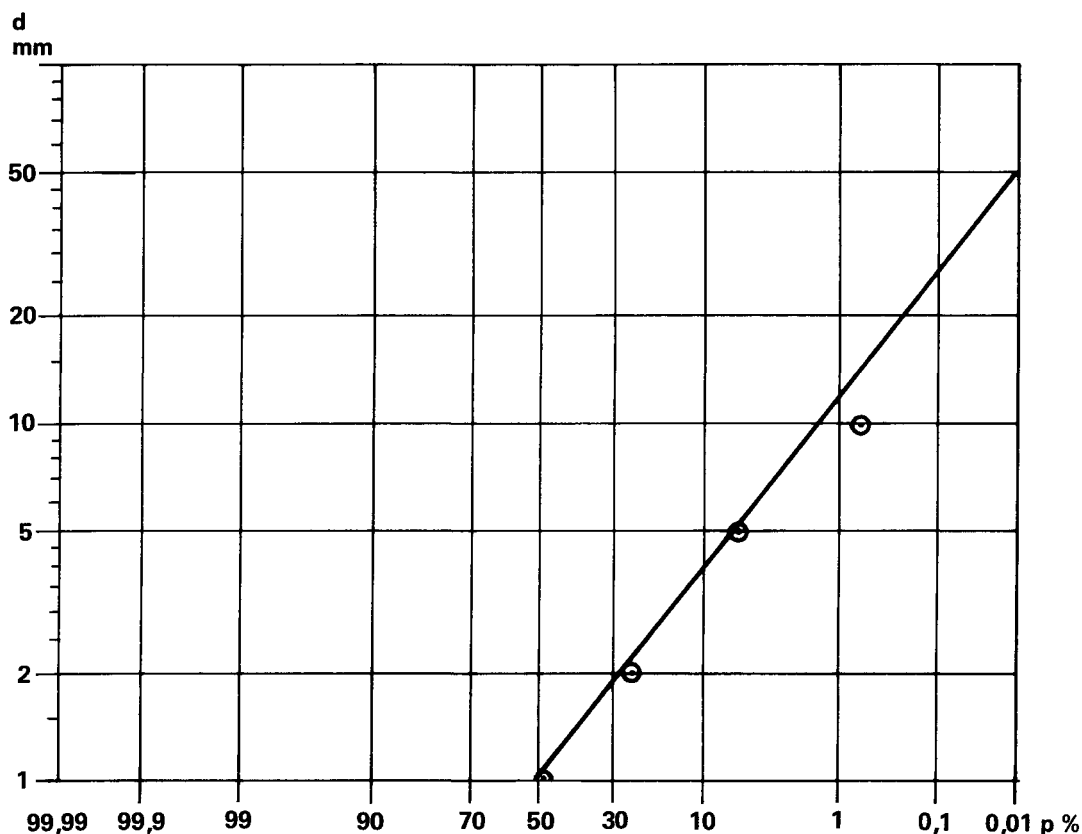
talar för att förskjutningar i allmänhet är resultatet av upprepade delrörelser.

Sannolikheten P_d för att en förskjutning större än d mm skall inträffa inom en berggrundssektion av en meters längd på en miljon år är

$$P_d = \frac{p}{S \times t}, \text{ där}$$

- p är den andel av totala antalet observerade sprickor där förskjutningen överskridit d mm;
- S är det genomsnittliga sprickavståndet
- och t är åldern (miljoner år) av de bergartselement som utsatts för förskjutning.

Sprickstudier vid Karlshamn /3-12, p 47/ visar att sannolikheten för en förskjutning snabbt avtar med förskjutningens storlek. Förskjutningsbelopp över en mm visar närmast en lognormal fördelning, se figur 3-4. För exempelvis $d = 30$ mm erhålles $p \sim 0,1\%$. För $t = 1\,400$, som är åldern på de pegmatitkroppar, som utsatts för sprickrörelser vid Karlshamn, samt $S = 1$ m, erhålles $P_{30 \text{ mm}} = 10^{-3} : 1\,400$. Vid en längd på avfallskapslarna av fem meter, och ett bergförvar, som rymmer 10 000 kapslar, skulle följaktligen i genomsnitt en kapsel på 28 miljoner år träffas av en sprickrörelse överstigande 3 cm. Detta förutsätter att varje sprickrörelse endast träffar en kapsel. Detta är rimligt i fråga om de små spricklängder som observerats vid Karlshamn. Vid större



Figur 3-4. Lognormalt fördelningsdiagram över förskjutningens storlek, d , som funktion av den procentuella andelen, p , av totala antalet sprickor där förskjutningen överskridit d mm. Observationerna från undersökningsområdet vid Karlshamn.

förskjutningsbelopp kan man emellertid vänta sig att även spricklängden ökar, så att samma spricka kan beröra flera kapslar. Samtidigt avtar dock, som redan nämnts, sannolikheten för att en sådan förskjutning överhuvud skall inträffa mycket starkt.

Hittills har förutsatts att sprickaktiviteten varit oförändrad genom tiderna, men så har inte varit fallet. I en rad arbeten har klarlagts att urbergets sprickmönster bildades mycket tidigt, och i huvudsak för mer än 900 miljoner år sedan /3-19, 3-21 och 3-22/. Detta sammanhänger med att berggrundens deformation var mycket mer omfattande i tidigare skeden. Exempelvis skedde ca 95% av den totala förskjutningen vid Göttemarförkastningen för mer än 600 miljoner år sedan. Geologiska skäl talar vidare för att sprickrörelserna under de senaste 300 miljoner åren framförallt inträffat i samband med vulkanisk aktivitet för omkring 290, 170 och 110 miljoner år sedan, samt i samband med genomgripande berggrörelser i norra Europa och Nordatlanten för 40-25 miljoner år sedan. Därefter har den geologiska aktiviteten i dessa områden varit i tydligt avklingande. Tecken på sprickrörelser under och efter istiden är sällsynta eller obetydliga i Sverige, och större rörelser har endast påvisats helt lokalt i Norrbotten, Västerbotten, Dalarna, samt möjligen Skåne. Det svenska urberget befinner sig sålunda i en geologiskt sett utpräglad lugn period.

Sprickmönstrets höga ålder, dess allsidiga utveckling och den med tiden starkt minskade deformationen innebär att både nybildningen av förkastningar och de egentliga sprickrörelserna minskat i hög grad med tiden. Detta medför att deras effekter på ett bergförvar bör vara betydligt mindre än vad som angivits i det föregående.

Ovanstående framställning berör endast berggrundens naturliga sprickrörelser. Frågor rörande de spänningar, som uppstår på grund av förvarets anläggning och avfallets värmeutveckling, behandlas i /3-23 och 3-24/. Där visas att den låga belastning, som avses i KBS konstruktionsförslag, icke medför besvärande sprickbildning. Eventuella nybildade sprickors utbredning kommer att bli starkt begränsade av bergets befintliga sprickor och berget kommer att reagera elastiskt.

3.2.3 Landhöjning och nedisning

Den pågående landhöjningen i Sverige har studerats på grundval av fältobservationer /3-18/ och på grundval av tyngdkraftförhållanden /3-25/. Trots skillnaderna i utgångsdata och analysteknik erhålls i stort sett likartade resultat.

Landhöjningen efter istiden har haft sitt maximum vid Ångermanlands kust och där nått ett maximumbelopp på drygt 800 meter. I huvudsak representerar den en återgång efter den nedpressning, som förorsakades av belastningen från inlandsisen. Enligt /3-18/ avslutades denna återhämtning för 2 000 - 3 000 år sedan, och nu pågående landhöjning skulle ha andra orsaker. En återhämtning från den höjning av västra Skandinavien och sänkning av Östersjön, som berörs nedan, skulle eventuellt kunna förklara ett sådant förlopp. Enligt /3-25/ pågår återhämtningen efter inlandsisens nedpressning fortfarande.

Effekterna av sprickbildningen och rörelserna i berggrunden i samband med landhöjningen och vid en kommande istid kan bedömas

på grundval av den befintliga situationen. Permeabilitetsvärdena från utförda undersökningsborrhål visar att en hydrauliskt sammanhängande uppsprickning i huvudsak är begränsad till de översta 100 eller 200 m av berggrunden. Därunder består berget av lågpermeabla berggrundsblock, mellan större sprickzoner, vars mineral, riktningar och djupgående visar, att de inte uppstått i samband med istiden. Vid undersökningsborrningen vid Karlshamn nådde den ytnära, hydrauliskt sammanhängande uppsprickningen inte ens 23 m djup. Djupare delar, som varit med om samma landhöjning visar sig ha mycket hög täthet. Detta visar att landhöjningen och den föregående nedpressningen inte i sig påverkat berggrundens täthet annat än i de ytliga partierna. Härtill kommer att det totalt har förekommit tio till tjugotidigare kvartära nedisningar /3-26/ och att berggrundens nuvarande beskaffenhet avspeglar den sammanlagda effekten av dessa. Detta leder till slutsatsen att en ytterligare nedisning inte kommer att märkbart öka bergets vattengenomsläpplighet på aktuella djup. Däremot finns, såsom särskilt understrukits av Mörner /3-18/ talrika iakttagelser av förskjutningar och sprickrörelser i samband med istiden, vilka synes sakna samband med berggrundens egentliga förkastningsmönster. Deras djupgående är begränsat, särskilt i de utpräglade flacka områden, som eftersträvas för ett slutförvar.

En inlandsis kommer genom sin tyngd att öka belastningen på ett bergförvar. Ett istäcke, som är 3 km tjockt, motsvarar därvid ca 1 000 m berg. Ett bergförvar på 500 m djup kommer under ett sådant istäcke att belastas som om det i stället hade legat på 1 500 m djup. Det finns stor internationell erfarenhet av gruvdrift på detta djup och man har funnit att omfattande sprickbildning förhindras om bergrummen återfylls med lämpligt bärande material. Enligt KBS förslag återfylls förvarets tunnlar med en blandning av bentonit och kvarts, där kvartskornen bildar den erforderliga bärande strukturen. Förvaringshålerna fylls med kompakterad bentonit. En särskild geoteknisk utredning visar att avfallskapslarna kommer att befinna sig i ett berg med praktiskt taget oförändrad täthet /3-27/. I detta sammanhang skall erinras om att Sveriges urberg under miljontals år varit utsatt för mycket högre tryck och temperatur än de som kan uppträda under de närmaste årmiljonerna.

För ca 30 miljoner år sedan inträffade landrörelser som gav mer bestående deformationer än istidens. I samband med kraftiga berggrundsrorelser i Alperna och Nordatlanten höjdes västra Skandinavien, vilket gav upphov till Norges branta Atlantkust. Östersjöbäckenet sänktes. Samtidigt tillkom sannolikt också den höjning av landytan, som sträcker sig från Västkusten mot Gävle och vidare norrut efter Norrlandskusten. Denna markerar västgränsen för det subkambriska peneplanet. Djup vittring i vissa av urbergets sprickzoner, liksom fossilfynd från denna tid, visar att det då rådde ett betydligt varmare och fuktigare klimat än nu. Vittring, erosion och grundvattencirkulation nådde därvid sitt hittills största djup i urberget. Härigenom får man exempel på vad som i extremfall kan ske i vår typ av kristallin berggrund. Dessa sprickrörelser och sprickzonernas förvittring är emellertid helt lokala /3-28 och 3-29/ och deras spår kan inte påvisas i huvudparten av de bergvolymerna, som hittills blivit undersökta i gruvor, tunnlar samt borrhål.

3.2.4 Jordskalv

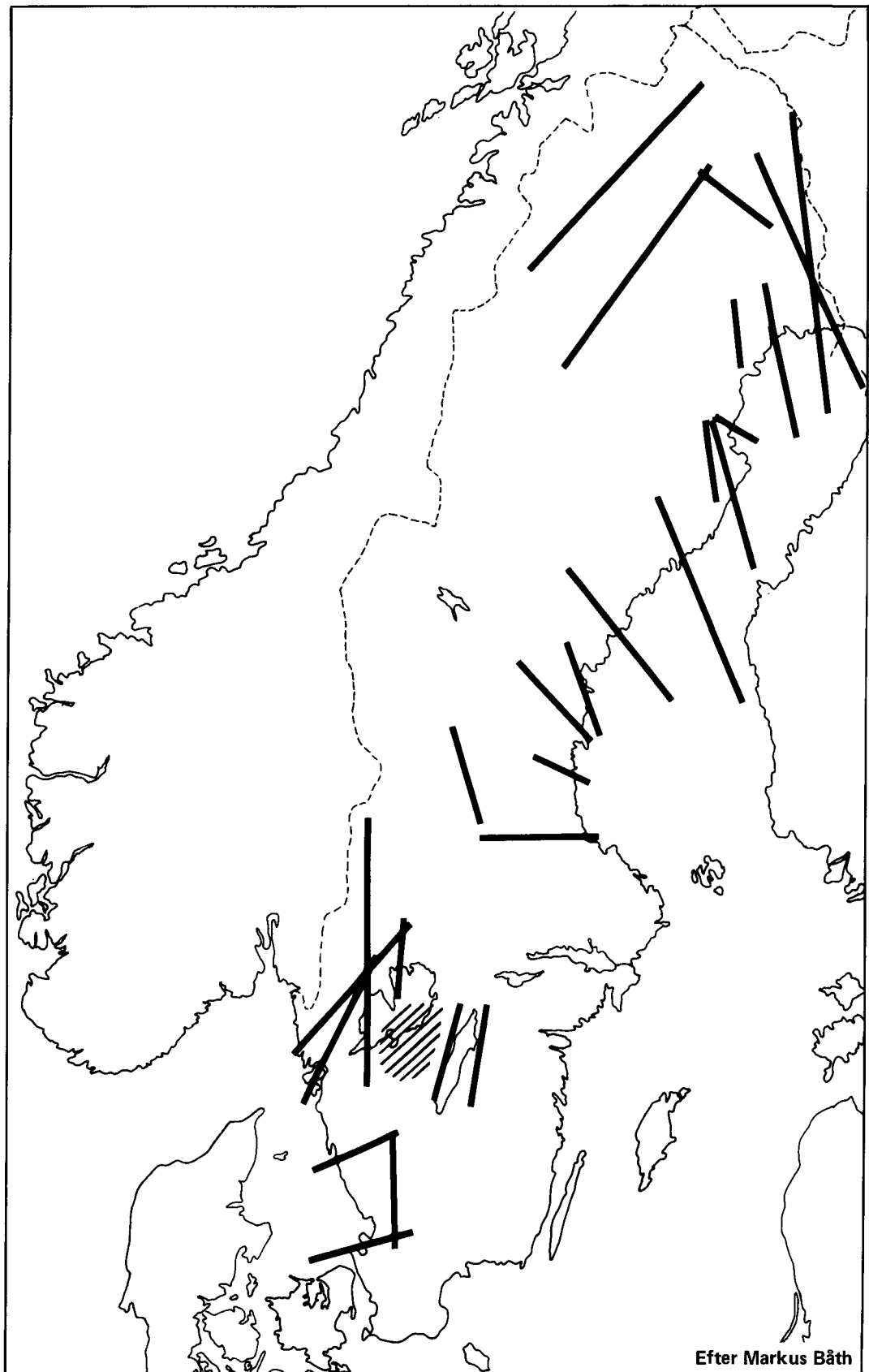
Hur ett bergförvar påverkas av jordbävningar av den typ man har att räkna med i Japan har nyligen belysts av Dowding /3-30/ och Yamahara et al /3-31/. Även vid mycket stora jordbävningar, t ex i Japan, beräknas den maximala tillfälliga tilläggsspänningen lokalt i berget uppgå till endast 3.0 MPa. Risken för skador på ett återfyllt bergförvar under svenska förhållanden är därför försumbar.

I Sverige är jordskalv sällsynta och svaga. Sedan 1891 har en systematisk rapportering av jordskalv skett /3-32/. Från 1951 sker registreringen med känsliga instrument så att också skalv till havs och i obebodda trakter kommer med. En översikt över kända observationer tom 1972, har givits i en utredning av Kulhånek och Wahlström /3-33/. En karta över svenska jordskalv 1951-1976, med kommentarer och annat material har erhållits av Båth /3-34/.

Skalvens frekvens uppvisar stora variationer under observations-tiden. Deras geografiska fördelning i Sverige och angränsande områden har däremot varit relativt oförändrad.

Sydöstra Sverige uppvisar ytterst få skalv. På kartan som ställts till förfogande av Båth visas endast två skalv, som båda ligger i nära anslutning till förkastningszonen Roxen - Motala. Huvuddelen av skalven ligger i stället i ett stråk från västkusten, över Vänerregionen, där de är relativt talrika, mot Gävle, och sedan längs Bottenvikskusten. Från Bottenvikens nordligaste del svänger stråket mot nordväst och vänder sedan mot sydväst i Norska havet och längs med Norges kust och bildar därigenom en krans runt centrala Skandinavien /3-14/. I sin fördelning ansluter sig skalven sålunda till berggrundsrorelserna vid och utanför norska kusten, och i Sverige kan man se ett samband med förkastningslinjerna i Väner-Vätternregionen, det subkambriska peneplans västgräns, samt områdena med unga bergrörelser i Skåne, Västerbotten och Norrbotten. Detta talar, som framhållits av Kvale /3-35/, för att de skandinaviska jordskalven står i samband med berggrundsrorelser, som är oberoende av istiden. Härav följer, att den nuvarande skalvfördelningen är uttryck för ett större geologiskt sammanhang, och sannolikt kommer att bestå under mycket lång tid.

Den lokala begränsningen av jordskalvens effekter bekräftas på ett slående sätt av nya rön beträffande jordskalvens fördelning i Sverige. Professor M Båth har kunnat visa (Deep-seated fracture zones in the Swedish crust, manus 1978) att 95% av alla skalv som registrerats under åren 1951-1976 är lokaliserade till 26 klart begränsade linjära zoner, samt till ett närmast cirkulärt område i Västergötland, medan mellanliggande områden är nära nog helt fria från skalv. Se figur 3-5. Skalven inträffar på i genomsnitt 15-16 km djup. Många av de seismiskt aktiva zonerna sammanfaller grovt med nuvarande älvdalar. Om dessa vet man genom andra undersökningar, att de i hög grad följer sprickrika zoner i berggrunden, och att dalarna i många fall utformades för omkring 25 miljoner år sedan. Dessa iakttagelser stöder således slutsatsen att pågående, liksom tidigare och under förvaringstiden tänkbara sprickrörelser i svensk berggrund är i hög grad knutna till utpräglade rörelsezoner. Framtida bergrörelser utgör sålunda inget hot mot en helt säker förvaring utanför sådana zoner.



Figur 3-5. 95 % av alla skalv som registrerats i Sverige under åren 1951–1976 är lokaliserade till 26 linjära zoner, samt ett närmast cirkulärt område i Västergötland.

3.3 UNDERSÖKNINGSOMRÅDEN

3.3.1 Arbetets omfattning

Arbetena rörande de olika undersökningsområdena har omfattat följande huvuddelar:

- Markgeofysiska mätningar, håll- och sprickkartering, borrhning, utvärdering av borrhärlor, borrhålsloggning samt TV-granskning av borrhål.
- Vattenförlustmätningar och -beräkningar, vattenprovtagning för kemisk analys och åldersbestämning.
- Fältförsök med spårämnen i sprickigt berg före och efter injektering, i huvudsak i Studsvik.

Den sammanlagda längden av utförda kärnborrhål utgör något över 5 000 m fördelade på fem undersökningsområden, varav tre utvalts för närmare undersökning, nämligen Sternö nära Karlshamn, Kråkemåla nära Oskarshamn och Finnsjön nära Forsmark. Urberget på dessa platser är av olika typ och valet av undersökningsområden har bl a betingats av att man önskar få egenskaperna hos olika bergarttyper belysta.

Resultaten från fältundersökningarna har redovisats i ett antal tekniska rapporter /3-3, 3-4, 3-36, 3-37 och 3-38/.

I det följande lämnas endast korta översikter med huvudvikten vid resultat, som kompletterar tidigare redovisning /3-12/. Kompletterande data har erhållits från motsvarande undersökningar i Stripa. Resultaten därifrån redovisas i en särskild serie rapporter, samt i /3-5, 3-38 och 3-39/.

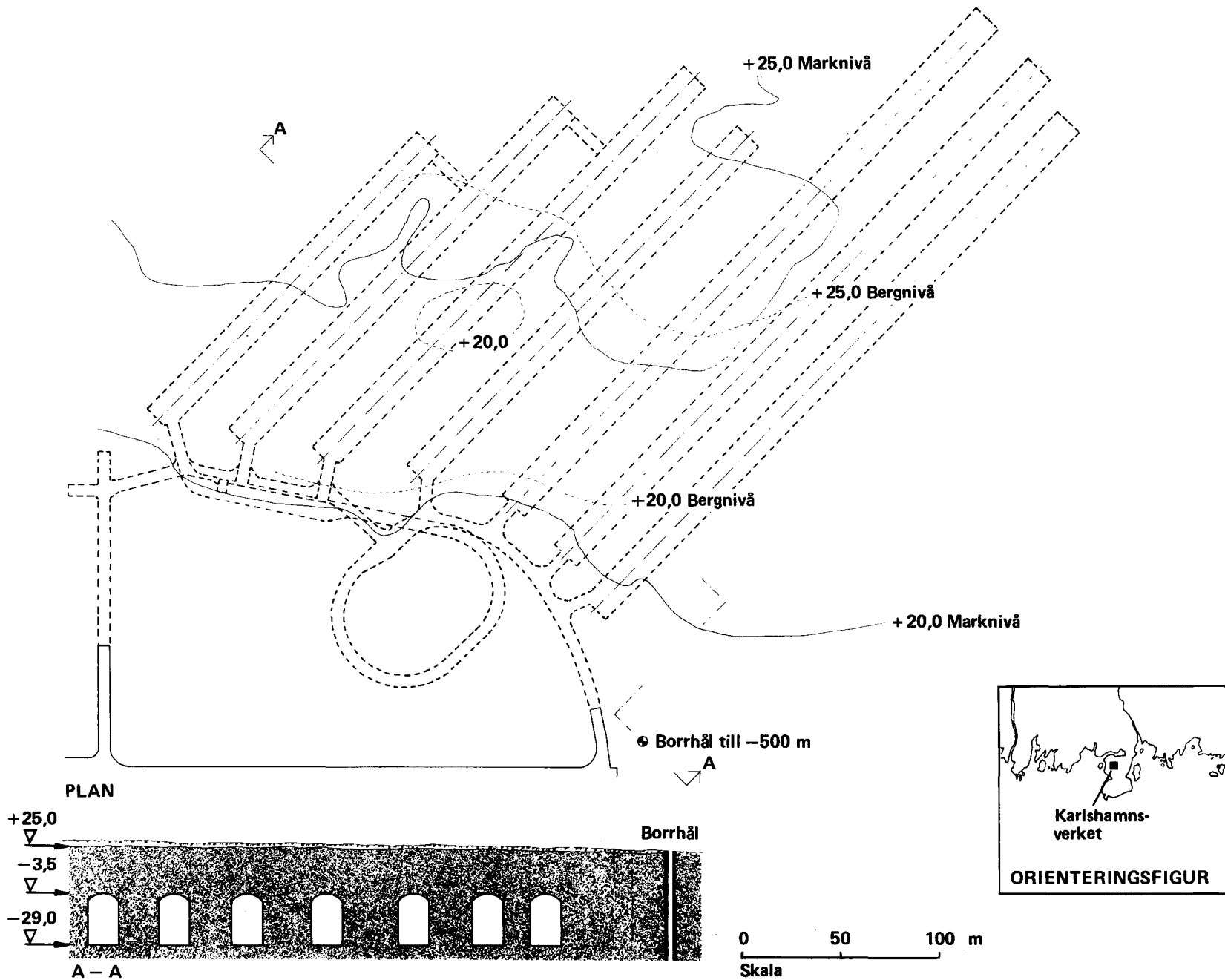
3.3.2 Resultat

Karlshamnsområdet

Undersökningarna i karlshamnsområdet har gjorts på Sternö inom verksområdet för oljekraftverket. Av de olika undersökningsområdena är detta det geologiskt bäst kända. Det ingår i den del av västra Blekinge, där de regionala sambanden mellan berggrundsstrukturer och grundvattenförhållanden blivit bäst undersökta i vårt land, och är det enda av KBS undersökningsområden, där man också har data från befintliga berggrum, se figur 3-6. Resultaten av de geologiska undersökningarna har redovisats i /3-41/.

Undersökningsområdet uppbyggs av en grå gnejs, Blekinge kustgnejs. Den är fattig på sprickor och grundvatten. Sprickriktningarna växlar och har inga utpräglade huvudriktningar. Dessa förhållanden avspeglas också i statistiken för i gnejsen befintliga berggrum för oljelagring. Redovisade uppgifter på vatteninläckningen till berggrummen visar låga värden. Behovet av förstärkningsåtgärder vid utsprängningen har varit anmärkningsvärt lågt. Ur inläckningsdata kan man beräkna det omgivande bergets permeabilitet. Man finner värden kring eller lägre än 10^{-9} m/s, vilket är lägre än normalt för berggrum på 30-50 m djup.

Figur 3-6. Bergrum för oljelager vid Karlshamnsverket.



En kärnbronning inom området till 500 m djup visar oförändrat goda bergförhållanden på större djup.

Vid vattenförlustmätning i borrhålet med enkelmanschett erhöles en permeabilitet för sektionen 23-500 m lika med eller mindre än 2×10^{-12} m/s, som utgjorde mätgräns för den använda utrustningen. Vid dubbelmanschettmätning i 2-m sektioner erhöles för större delen av hålet värden lika med eller mindre än 4×10^{-10} m/s, som då var mätgränsen. I den djupaste delen av hålet erhöles dock något högre värden, mellan 10^{-9} och 10^{-8} m/s. Dessa värden är ej förenliga med den långt säkrare enmanschettmätningens resultat och beror sannolikt på att små vattenmängder sökt sig förbi manschetterna.

Inom undersökningsområdet har en särskild studie /3-12/ visat att förskjutningarna utefter befintliga sprickor varit små under mycket lång tid. Förekommande sprickor är i stor utsträckning mineralfyllda. En sprickzon fylld med svällande lermineral har påträffats norr om undersökningsområdet. Inga betydande krosszoner har påträffats. Bergmekaniska prov /3-5/ visar att berget har god hållfasthet.

Sammanfattningsvis uppbyggs undersökningsområdet vid Karlshamn av en bergart, som regionalt är fattig på grundvatten och föga uppsprucken. Inom undersökningsområdet och dess omedelbara närhet finns flera bergrum, som visar att berggrunden redan på ringa djup utmärks av låg vatteninläckning och god stabilitet. Deras sammanlagda volym är över en miljon m^3 , dvs nära jämförlig med den totala volymen av det av KBS föreslagna bergförvaret, som beräknas till en miljon m^3 . Flera av dem används till lagring av tjockolja och är uppvärmda till en temperatur som motsvarar den som beräknats för avfallsförvaret, utan att deras stabilitet och täthet försämrats. Slutligen visar den utförda bronningen att de goda bergförhållandena sträcker sig ned till 500 m djup, och att den genomborrade sektionen i sin helhet är fri från vattenförande sprickzoner och kännetecknas av extremt låg vattengenomsläpplighet.

Finnsjöområdet

Finnsjöområdet ligger 16 km västsydväst om Forsmarks kärnkraftverk i norra Uppland. Här har geologiska och geofysiska undersökningar utförts. Bergförhållandena på djupet har studerats i tre kärnbronnhål, ett vertikalt till 500 m, och två med 50° lutning, till mellan 500 och 550 m vertikalt djup. Området uppbyggs av skurgranit, som är en relativt enhetlig, svagt förgnejsad bergart av granodioritisk sammansättning. Inga leptitresters har påträffats i denna bergart och utförda magnetometermätningar har ej påvisat några anomalier, vilket innebär att förekomsten av magnetiska järnmalmer kan uteslutas. Granodioritens inre uppsprickning är ganska kraftig. Sprickorna är emellertid i huvudsak oregelbundna, med växlande riktning, och i stor utsträckning mineralfyllda. Ibland förekommer låga halter av svällande lermineral. Mot öster begränsas området av en förkastning, som åtföljs av ett ca 300 m brett bälte med starkare uppsprickning. I bronnhål har här större partier av en jämnkornig granit påträffats. Områdets centrala delar utmärks däremot av stora sprickfattiga berggrundsblock med areor upp till 100 000 m^2 . Mellan dessa förekommer sprickzoner, som kan vara fyllda med krossmaterial. I bron-

hålen uppträder sektioner på några hundra meter med permeabiliteter lägre än 10^{-9} m/s, avbrutna av ett fåtal zoner med förhöjda värden. Ur erhållna data kan grundvattenflödet i stora bergpartier på 500 m djup beräknas till ca 0.1 liter per m^2 och år eller mindre. Sprickzoner med större flöden förekommer. Bergmekaniska prov på borrhärlor visar mycket god hållfasthet /3-5/. Finnsjöområdet representerar en vanlig berggrundstyp i Sveriges urberg, och har valts till referensområde i vissa av KBS studier.

Kråkemålaområdet

Kråkemålaområdet ligger 7,5 km nordnordväst om Oskarshamns kärnkraftverk vid Simpevarp, mellan Östersjön och sjön Göttemaren. Geologiska och geofysiska undersökningar har utförts här. Tre kärnborrhål har borrats, varav två vertikala till 500 resp 600 m djup, och ett med 50° lutning till ett vertikalt djup av 550 m. Området uppbyggs av en mycket enhetlig, odeformerad granit, med ett glest men regelbundet nät av rätvinkligt liggande, raka och långa sprickor. Sprickväggarna är klädda med granitens mineral och särskilda sprickfyllnadsmineral. Svavelkis förekommer också i sprickorna, ibland till och med rikligt, likaså flusspat. Smektit, dvs svällande lermineral med god förmåga att fördröja spridningen av vissa avfallsämnen, förekommer i mindre mängd. Borrhärlor från Kråkemåla visar påtagligt lägre hållfasthet än de från Finnsjön /3-5/.

I borrhålen, mellan 300 och 500 meters djup, påträffas långa sektioner med en vattengenomsläpplighet mindre än 10^{-9} m/s. Dessa är emellertid omgivna av zoner med högre vattengenomsläpplighet och vattenföring. Grundvattenflödet i de tätare partierna beräknas till ca 0.15 liter per m^2 och år eller mindre. Betydligt större flöden finns i förekommande krosszoner vilket är anledningen till att bergbrunnar i denna granit ofta ger rikligt med vatten. Göttemargraniten kännetecknas av högre gamma-aktivitet än föregående områden, och uppvisar enligt G Åkerblom, SGU, medelhalterna 15 g uran och 55 g torium per ton, samt 4.8% kalium /3-42/, vilket kan medföra vissa radon-problem under uppbyggnadsskedet.

Övriga områden

De båda övriga områden, där borrhärlor utförts är Ävrö, strax norr om Simpevarp, och Forsmark, ca 3.5 km väster om Forsmarks kraftverk. Efter inledande undersökningar har båda dessa områden bedömts ha mindre gynnsamma bergförhållanden än de tre föregående, varför undersökningarna avbrutits.

3.4 GRUNDVATTENFÖRHÅLLANDEN

3.4.1 Allmänt

Radioaktivt avfall, som förvaras på stort djup i berggrunden kan i praktiken endast spridas genom grundvattnet. Grundvattenflödets storlek i aktuella områden, dess hastighet, uppehållstid och rörelsemönster är därför av stort intresse.

Grundvattnets rörelser och spridningen av avfallsämnen behandlas i ett antal tekniska rapporter /3-43 tom -52/. De visar att det idag finns en rad skilda metoder för att beräkna dessa förlopp. Berggrundens egenskaper är av grundläggande betydelse för dessa beräkningar. Mätdata från de valda undersökningsområdena erhöles emellertid först i ett sent skede, när borrhålen färdigställdes, mätningarna genomfördes och resultaten framtagits. I de genomförda studierna har därför ett antal tänkbara förutsättningar bearbetats och utvärderingen av räknemodellerna har skett allteftersom mätdata blivit tillgängliga.

3.4.2 Berggrundens vattengenomsläpplighet

Berggrundens vattengenomsläpplighet har uppmätts i ett antal borrhål i 2 m (i vissa fall 3 m) långa sektioner från grundvattenytan och nedåt. Resultaten kan schematiskt sammanfattas på följande sätt.

Den övre delen av berggrunden, som kan sträcka sig till något tiotal eller hundratal meters djup, kännetecknas ofta av relativt hög vattengenomsläpplighet, vilket står i samband med ett välutbildat och sammanhängande nätverk av sprickor. De övre partierna av berggrunden motsvaras närmast av den modell för sprickigt berg, som utvecklats av Snow /3-53/ på grundval av ett stort antal borrhningar och permeabilitetsbestämningar ned till 100 m djup. Mot djupet tilltar andelen sektioner med mycket låg genomsläpplighet, och en övergång sker till förhållanden, som kännetecknas av stora partier med övervägande tätt berg, avbrutna av smalare vattenförande sprickzoner. De undre partierna motsvarar därför de förhållanden som beskrivits från större djup i kristallina bergarter /3-54 och 3-57/. I de anförda arbetena visas att grundvattenrörelserna i det nätverk av sprickor som finns i berggrundens övre del, liksom i de djupare delarnas smalare sprickzoner, kan beräknas med användandet av välkända formler för vätskors rörelse i porösa material.

Huvuddelen av grundvattenflödet i berggrunden sker i dess övre del, som ofta har permeabiliteter mellan 10^{-5} och 10^{-7} m/s. Det hydrauliska sambandet i denna del är i allmänhet gott, vilket ger upphov till en kontinuerlig och jämn grundvattenytta, se Larsson et al /3-55/.

En mindre del av grundvattnet rör sig genom berggrundens djupare del och där är rörelsen väsentligen begränsad till vissa vattenförande zoner. Rikligt vattenförande zoner har i svenska gruvor påträffats ned till 900 m djup. Mellanliggande tätare partier av berget har en permeabilitet under 10^{-9} m/s. I gnejs vid Karlshamn har ett värde på 2×10^{-12} m/s eller lägre erhållits /3-36/. I granit i Stripa har 5×10^{-11} m/s /3-56/ uppmätts. Det hydrauliska sambandet mellan de enskilda sprickorna på stora djup synes vara starkt begränsat, vilket framgår av att inget mätbart vattenflöde kunnat påvisas i sektioner, där såväl borrhkärna som TV-granskning visar förekomst av sprickor. Tydligt krävs, för att ett vattenflöde verkligen skall kunna ske, att sprickorna står i samband med varandra såsom är fallet i ovannämnda sprickzoner. Skillnader i kemisk sammansättning och ålder hos vattnet visar emellertid att också det hydrauliska sambandet mellan de vattenförande zonerna i samma borrhål kan vara begränsat på dessa djup.

I de djupare delarna av borrhålen Kråkemåla 1, 2 och 3, Ävrö 1 och Finnsjön 1 och 2, är frekvensfördelningen av permeabilitetsvärdena på detta sätt tydligt uppdelad i två delar. Värdena faller antingen kring och över 10^{-7} m/s, eller också under mätgränsen vid 2×10^{-9} resp 4×10^{-10} m/s. Det fåtal sektioner som ger värden mellan 10^{-8} och 10^{-9} m/s utgör sannolikt blandfall, där en del av sektionen haft det högre, och återstoden lägre värden. Nedanför 400 m tycks läckage kring manschetterna ibland ha givit upphov till en jämnare fördelning av mätvärdena. En mer homogen fördelning av permeabilitetsvärdena uppvisas av borrhålet Finnsjön 3, som i huvudsak går genom mera sprickrikt berg på grund av att det placerats invid Gåvastboförkastningen.

Mer än 1 500 bestämningar av permeabiliteten i två- och tremeterssektioner i alla borrhål utom Finnsjön 3 synes därför bekräfta att en uppdelning i permeabelt (transmissiv) och lågpermeabelt (non-transmissiv) berg enligt /3-54, 3-57/ ofta föreligger på djupet i svensk berggrund. Det lågpermeabla berget har permeabilitetsvärden under $4 \cdot 10^{-10}$ m/s, sannolikt ligger värdena också under $5 \cdot 10^{-11}$ m/s (Stripa) och $2 \cdot 10^{-12}$ m/s (Karlshamn). Permeabelt berg har istället permeabiliteter över 10^{-8} m/s, beräknat på hela mätsektionens längd. Huvuddelen av det djupa grundvattnet rör sig i partierna av permeabelt berg.

3.4.3 Grundvattenmängder

För de tre undersökningsområdena har flödesmängderna bestämts med hjälp av potentialteoretiskt beräknade typfall enligt Stokes, /3-45/. Där redovisas flöden och strömlinjer för olika topografiska och hydrologiska förhållanden och en utgångspermeabilitet av 10^{-6} m/s. En omräkning till uppmätta permeabilitetsvärden kan enkelt göras. För Karlshamn har tidigare redovisats ett flöde av 0.2 l/m^2 , år. Detta grundades på vid den tidpunkten tillgängliga informationer, nämligen en ytnära permeabilitet av 10^{-9} m/s eller mindre, kombinerat med goda bergförhållanden i befintligt borrhål, grundvattenytans lutning 0.05 samt en ö-liknande topografi. Det tillämpade typfallet representeras av Stokes Fig 15 /3-45/ och förutsätter rotationsymmetri, en ogenomtränglig bottenyta på 1 000 m djup, ovanför vilken permeabiliteten avtar med djupet enligt $K = K(z) = 10^{0.0013} z^{-6}$ m/s; där z är djupet i m (negativt). Sedan mätningar visat att permeabiliteten i borrhålet vid Karlshamn från 23 till 500 m djup är lika med eller mindre än $2 \cdot 10^{-12}$ m/s kan detta värde i stället tillämpas på typfall enligt Stokes Fig. 14 /3-45/. Där förutsätts konstant permeabilitet och ingen bottenyta på ändligt djup. Då erhöles ett flöde lika med eller mindre än 0.0015 l/m^2 , år.

På samma sätt kan ett motsvarande typfall med en tvådimensionell flödesbild vinkelrätt mot en dalslutning, Stokes, Fig. 8 /3-45/, tillämpas på Finnsjön och Kråkemåla. Här kan grundvattenytans lutning sättas till 0.008 resp 0.012, vilket för berg med permeabiliteten 10^{-9} m/s ger flödesmängderna 0.1 resp 0.15 l/m^2 och år. Dessa små vattenmängder innebär sannolikt en överskattning av de verkliga flödena, eftersom de beräknats på grundval av mätgränsen 10^{-9} m/s, medan den verkliga permeabiliteten omkring avfallskapslarna är mycket lägre. Anförda mätvärden från Karlshamn och Stripa skulle sålunda ge flöden som är 500 respektive 20 gånger mindre än de som används i säkerhetsanalysen. De små flödesmäng-

derna medför en stark begränsning av den mängd ämnen, som grundvattnet kan föra med sig till eller från ett bergförvar.

3.4.4 Strömningsvägar

Grundvattnets strömning bestäms av ett områdes nederbörd och landskapsformer samt markens och berggrundens beskaffenhet. Datorprogram har framtagits, med vars hjälp man kan beräkna den tredimensionella strömningsbilden för ett område /3-45/.

Resultaten visar som väntat att grundvattnet strömmar ned i berggrunden i höjdområden, för att sedan vända och åter strömma upp mot angränsande större dalbottnar, där det kan nå ytan. Detta sker vid grundvattenutflöden i sjöar, vattendrag och källor. Inverkan av landskapsformerna sträcker sig ofta till flera tusen meters djup. Ju längre sluttningarna är, desto djupare når deras inverkan. De ytor där grundvatten från stora djup kommer upp är små, och uppströmningen åtföljs av en mycket stark utspädning med vatten från högre nivåer.

En följd av dessa allmänna förhållanden är att grundvattenrörelserna i ett område är uppdelade på mindre strömningsceller, och att grundvattentransporten helt övervägande är av lokal natur. Detta förstärks när dalgångarna följer sprickzoner i berggrunden, där den vertikala vattengenomsläppligheten är hög. Den uppåtströmning som tidigare förutsatts föreligga i Gåvastbozonen öster om Finnsjöområdet har kunnat verifieras medelst tryckmätningar i ett hammarborrhål genom denna zon /3-3/.

Beräkningar har utförts rörande den uppåtströmning över ett bergförvar, som under förvaringstidens inledande skede förorsakas av avfallets värmealstring /3-46/. I överensstämmelse med tidigare amerikanska överslagsberäkningar visas att uppvärmningen endast ger en obetydlig störning av rådande strömningsbild. Effekten av dränering av bergformationen kring slutförvaret under anläggnings- och deponeringstiden har också undersökts /3-45/.

Beräkningarna av såväl flödesmängder som strömningsmönster utgår från de nuvarande landskapsformerna. Dessa uttrycker emellertid underliggande skillnader i berggrundens struktur och dess motståndskraft mot de nedbrytande krafterna. Landytan vid Finnsjön och Kråkemåla är i sina huvuddrag ca 600 miljoner gammal, och saknar potential för förnyad erosion, medan framtida erosion i Karlshamnsområdet skulle minska de nuvarande höjdskillnaderna, och därmed också lutningen på grundvattenytan.

Vårt nuvarande klimat kännetecknas av stora nederbördsmängder i förhållande till avdunstningen. Detta medför att grundvattenytan i allmänhet följer landskapsformerna nära markytan. Vid beräkningarna har i regel antagits att grundvattenytan och landytan sammanfaller, vilket utgör ett gränsfall med största tänkbara lutningar på grundvattenytan. Vid ett torrare klimat skulle grundvattenytan ligga djupare och dess gradienter avtaga. Vid fuktigare klimat skulle låglänta områden översvämmas, och den hydrauliska gradienten likaledes minska.

Samma faktorer styr också förutsättningarna för en transport av lösta ämnen med grundvattnet. Ju lägre grundvattenyta desto mindre transport. Följaktligen innebär grundvattenytans läge i mark-

ytan ett konservativt gränfall. Eftersom slutligen både landskapsformerna och berggrundens vattengenomsläpplighet i huvudsak styrs av den befintliga berggrundsstrukturen kommer också strömningsvägarna i de undersökta områdena att bestå under mycket lång tid.

3.4.5 Grundvattnets strömningstid

Beräkningar av grundvattnets strömningstid grundas på Darcy's lag, som kan skrivas:

$$t = \frac{s \times \epsilon}{3.2 \times 10^7 \times K_p \times i}$$

där t är tiden (år)

s strömningsvägens längd (m)

K_p permeabiliteten (m/s)

i^p hydrauliska gradienten (m/m)

ϵ bergets effektiva porositet, dvs de vattenförande porernas volym som del av den totala volymen (m^3/m^3).

Av de ingående storheterna finns värden på K_p från mätningar i KBS borrhål, och den hydrauliska gradienten på olika djup kan beräknas med utgångspunkt från den fria grundvattenytans (markytans) höjdförhållanden. Som nämns under 3.6.1 är de verkliga gradienterna ungefär hälften av dem som ligger till grund för följande beräkningar, vilket medför att de verkliga strömningstiderna är ungefär dubbelt så långa som de beräknade.

Ett värde på den effektiva porositeten har beräknats till nära 0.001 på grundval av långvariga spårförsök mellan två borrhål i en vattengenomsläpplig zon av sprickigt berg på omkring 500 m djup, med permeabiliteter kring 10^{-6} m/s /3-57/. För tätare berg tycks endast laboratorie-bestämningar och indirekta fältmätningar finnas. För kristallina bergarter från Norge med permeabiliteter mellan 10^{-10} och 10^{-13} m/s har effektiva porositeter mellan 0.001 och 0.028 uppmätts, och flertalet undersökta prov visar värden mellan 0.005 och 0.015, Heimli /3-58/. Samma porositetsområde har också angivits för kristallina bergarter från Nordamerika /3-59 och 3-60/.

Ett något lägre intervall, 0.001 - 0.004, erhålles ur mätningar på svenska urbergsbergarter, nämligen sex prov av täta partier i borrhårnan från Forsmark /3-61/ och ett femtiotal bergartsprov från Norrland /3-62/. Dessa bestämningar har alla utförts med vattenmättnads- resp uttorkningsmätningar.

En in-situ metod att mäta porositeten hos berggrunden i borrhål erbjuds av bestämningar av dess elektriska resistivitet, under förutsättning att inga elektriskt ledande mineral förekommer. Brace /3-59/ har visat att för kristallina bergarter med låg porositet är

$$\epsilon^m = \frac{r}{R}; \text{ där}$$

ϵ är porositeten,
 r är porvätskans resistivitet,
 R är berggrundens resistivitet
 m är en exponent med värden nära 2 i normalt berg. För sprickzoner med huvudsakligen parallella sprickor är $m = 1$.

Utförda mätningar i KBS borrhål visar att R i lågpermeabelt berg ligger omkring 10^5 ohmmeter, medan 10^4 ohmmeter uppmätts i många utpräglade sprickzoner. Porvätskans resistivitet kan sättas till omkring 3 ohmmeter /3-63/, vilket ger porositeter omkring 0.005 för bergpartier med permeabiliteten mindre än 10^{-9} m/s. I sprickzonerna är vattnets resistivitet omkring 40 ohmmeter, vilket ger liknande porositetsvärden också för zoner med permeabiliteter omkring 10^{-7} m/s.

Anförda data anger att ϵ också för lågpermeabla bergpartier ligger mellan 0.001 och 0.01, samt bekräftar Heimlis slutsats att det inte finns något direkt samband mellan porositet och permeabilitet i detta slags lågporösa bergarter. Att så är fallet beror på att vattnet rör sig i porer och småsprickor med liten längd, ojämna väggar och dåligt hydrauliskt samband, vilket medför att de verkliga strömbanorna blir starkt vindlande och punktvis sammansnörda. Ofta använda samband mellan permeabilitet och porositet, som utvecklats för injekteringsberäkningar för kraftigt uppsprucket berg, utgår däremot från att de vattenförande sprickorna representerar oändligt långa planparallella och slätväggiga spalter /3-53/. Detta leder till en stark underskattning av porositeten, och därför också av strömningstiden i bra berg.

Den tid det tar för grundvattnet att röra sig från ett bergförvar till ytan har beräknats med data från Finnsjö-området och olika fördelningar på K_p och ϵ . På grundval av föreliggande mätdata i borrhål Finnsjön 3 bedöms en tredimensionell beräkning med $K_p = 100.003 z^{-6}$ m/s (z är djupet i m, negativt) och $\epsilon = 0.001$ närmast motsvara de verkliga strömningstiderna. K_p varierar i denna modell från 10^{-6} m/s vid ytan till $10^{-7.5}$ m/s vid 500 m djup. Ett antal större sprickzoner med hundra gånger högre permeabilitet har dessutom inlagts i räknemodellen.

Denna modell visar att ett bergförvar på 500 m djup och med en yta av en kvadratkilometer skulle rymmas inom ett område, där grundvattnet behöver omkring 3 000 år för att nå ytan, se figur 3-7. Därvid bortses från den tid under vilken man endast har en inströmning av grundvattnet till förvaret.

Även denna modell med en övervägande regelbunden permeabilitetsfördelning utgör emellertid en stark förenkling av verkligheten. En tillförlitlig bedömning av verkliga strömningstider kan ändå grundas på de föreliggande beräkningarna, eftersom effekterna av de lokala växlingarna mellan vattenförande sprickzoner och tätare bergspartier kan överblickas med hjälp av Darcy's lag.

Som exempel kan man betrakta ett allmänt fall där den hydrauliska gradienten är 0.01 och berggrundens porositet 0.003. För en sprickzon med permeabiliteten 10^{-7} m/s erhålls då, att det tar 0.1 år för grundvattnet att röra sig en meter i gradientens riktning. För ett tätare bergparti med permeabiliteten 10^{-11} m/s tar samma sträcka tusen år. Detta kan också uttryckas så att det tar lika lång tid för grundvattnet att röra sig en meter genom det tätare berget som genom en sprickzon av en mils längd. Härav



Figur 3-7. Strömningstider för grundvattnet från ett bergförvar på 500 meters djup till ytan enligt en tredimensionell räknemodell för Finnsjöområdet. Grundvattenytan förutsätts sammanfalla med markytan. Berggrundens permeabilitet förutsätts variera enligt

$$K_p = 10^{0,000\ 003\ z - 6} \text{ m/s,}$$

där z är djupet under markytan i meter (negativt). Ett antal 50 meter breda vertikala krosszoner har lagts in i räknemodellen. För dessa förutsätts

$$K_p = 10^{0,0003\ z - 4} \text{ m/s.}$$

Kurvorna visar orten för lika strömningstider uttryckta som antalet år i tiopotenser. Exempelvis är strömningstiden till ytan mer än 10 000 år från alla punkter som ligger innanför kurvan märkt med 4. Ytan av området innanför denna kurva är omkring två kvadratkilometer. (Enligt Stokes och Thunvik [3-45]).

Effekten av inlagda krosszoner kan vara något underskattad i denna modell eftersom grundvattenytans sänkning ovanför dessa zoner försummas.

framgår att det är förekomsten av tätt berg runt den enskilda avfallskapseln, som är avgörande för grundvattnets strömningstid från denna kapsel och upp till dagytan.

I borrhålet i Karlshamm, där permeabiliteten över en sträcka av 477 m uppmätts till $2 \cdot 10^{-12}$ m/s eller lägre, kan den sammanlagda sektionens längden av berg med permeabiliteten 10^{-7} m/s maximalt uppgå till en centimeter. Det är därför helt säkert att varje avfallskapsel här skulle omges av extremt lågpermeabelt berg av många meters tjocklek. Det tar följaktligen många tusen år för grundvatten, som berört en sådan kapsel, att strömma genom berget och upp till ytan. Härtill kommer att vattnets strömning i så täta material inte följer Darcy's lag utan är långsammare. Det är därför sannolikt att vattnets strömning från 500 m djup och upp till ytan i sådant berg tar hundratusentals år eller ännu längre.

Vid Kråkemåla och Finnsjön visar borrhningarna att partierna med lågpermeabelt berg är avgjort mindre, men ändå kan nå en storlek av hundratusentals och även någon miljon kubikmeter. Också här finns således utrymme för att placera avfallet så att det omges av flera meter lågpermeabelt berg, och man kan därför räkna med strömningstider på flera tusen år.

Ifrågavarande berggrundsblock är emellertid omgivna av sprickzoner med permeabiliteter omkring 10^{-7} m/s. Borrhålen visar att deras volym är fem till tio gånger mindre än de lågpermeabla blockens. Med angivna K_p -värden (10^{-7} och 10^{-11} m/s) kan man därför beräkna att omkring 99.9 procent av berggrundens grundvattenflöde går genom sprickzonerna. Detta innebär att strömningstiden för huvudmängden av grundvattnet bestäms av det vattengenomsläppliga bergets permeabilitetsvärden, vilket motsvarar den tredimensionella beräkning, som redovisats i figur 3-7. Av det tidigare sagda framgår emellertid att strömningstiden för det vatten som varit i kontakt med en avfallskapsel i lågpermeabelt berg är flera tusen år längre än den som beräknas för sprickzonerna.

Borrhålen, tillsammans med fältobservationer i dagen visar att sprickzonerna genomkorsar berggrunden i olika riktningar och i regel har begränsad längd. De utgörs normalt av flera längre sprickor, som avlöser varandra, eller av system med tätare liggande småsprickor. Det vatten som följer sprickzonerna kan därför inte obrutet strömma i den hydrauliska gradientens riktning utan styrs av sprickornas förlopp. De verkliga strömbanorna blir följaktligen längre än i de utförda strömningsberäkningarna, och innefattar sannolikt partier med lägre permeabilitet. Detta ger upphov till strömbanornas sk tortuositet, som medför en förlängning av strömningstiden.

Förlängningsfaktorns storlek är dock svår att ange. Om en sammanhängande strömbana till lika delar går parallellt med och vinkelrätt mot gradienten, skulle detta medföra en fördubbling av strömningstiden. Små partier av tätare berg på vattnets väg skulle också ge en förlängning av strömningstiden. Såsom tidigare exempel visat är det emellertid vattnets långa strömningstider i det tätare berget, som omger de enskilda avfallskapslarna, som betyder mest.

Slutsatsen av denna genomgång är att huvuddelen av grundvattnet rör sig i berggrundens sprickzoner. Utförda beräkningar över grundvattnets strömningstid visar att ett bergförvar på 500 m

djup och med en areal av en kvadratkilometer vid Finnsjön helt skulle rymmas inom ett område, varifrån grundvattnets utströmningstid till dagytan överstiger tre tusen år. Vatten som varit i beröring med en enskild avfallskapsel, som är omgiven av lågpermeabel bentonit och några meter lågpermeabelt berg, skulle därutöver behöva ytterligare några tusen år för att nå en sprickzon. Förhållandena är likartade också vid Kråkemåla. Vid Karlshamn skulle grundvattnets strömningstid till dagytan från ett bergförvar på 500 m djup sannolikt överstiga hundratusentals år.

3.4.6 Grundvattnets ålder

Information om strömningstider kan också erhållas ur åldersbestämningar på grundvattnet. Ett antal sådana har därför utförts med kol-14 metoden. Denna bygger på att grundämnet kol har två stabila isotoper, kol-12 och kol-13, och en radioaktiv, kol-14, som sönderfaller med känd hastighet. I atmosfären nybildas ständigt kol-14, som ingår i luftens koldioxid. När denna tas upp i växterna, eller löses i vattnet, medföljer också kol-14 isotopen.

Tillförseln av denna avbryts emellertid vid grundvattenbildningen. Vattnets kol-14 aktivitet sjunker därefter lagbundet med tiden, som enligt en internationell konvention beräknas med formeln

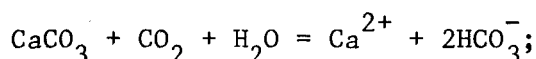
$$t \text{ (år)} = 1.85 \cdot 10^4 \log_{10} m/x;$$

där m är koldioxidens ursprungliga kol-14 halt och x är halten när mätningarna görs. Vid beräkningen utgår man från att luftens koldioxid alltid haft en konstant halt av kol-14, men att en viss fraktionering av kolisotoperna ägt rum. En korrektion för fraktioneringen utförs därför med hänsyn till provets kol-13 halt. På så sätt erhålles en s k konventionell kol-14 ålder.

Konventionella kol-14 åldrar av femton grundvattenprov, bestämda vid laboratoriet för isotopgeologi i Stockholm, redovisas i /3-37/. Därutöver finns bestämningar på vatten från Stripa gruva, som givit åldrar upp emot 30 000 år. Om man bortser från vatten från gruvor, där grundvattenförhållandena varit störda under lång tid, redovisas elva bestämningar på djupa grundvatten. Dessa anger åldrar mellan tretusen och elvatusen år. Medelvärdet är 5 300 år, medeldjupet 380 m.

Halten av kol-14 i luftens koldioxid har emellertid varierat med tiden. Dess variation har kunnat följas sextusen år tillbaka genom analys av vedprov, vilkas ålder bestämts på grundval av årsringar. En kurva för att korrigera konventionella kol-14 åldrar med hänsyn till detta återges av Faure /3-64/, som lämnat en aktuell översikt över kol-14 metodens bakgrund och principer.

Åldersbestämningarna har utförts på vattenprovernas innehåll av koldioxid (CO_2) och vätekarbonat (HCO_3^-). En del härav kan emellertid härröra från upplösning av inaktiv kalцит i marken genom reaktion med markluftens koldioxid enligt



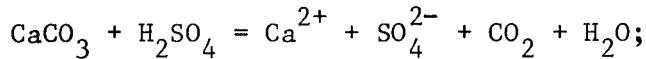
Tabell 3-1. Åldersbestämningar av djupt grundvatten med kol-14 metoden.

Prov	K 1	K 1	K 2	K 2	Fi 2	Fi 2	Fo 1	Fo 1
Djup, m	407	493	291	510	360 ¹⁾	360 ¹⁾	458	458
Analysnr, St	6229	6246	6221	6203	6388	6387	6263	6319
pH	8.45	7.95	7.3	7.25	7.65	7.75	7.9	7.85
x/m, %	25.75	36.63	58.84	59.76	64.14	64.44	69.15	69.52
d ^{13}C o/oo	-15.35	-16.3	-16.2	-16.6	-11.9	-12.95	-15.4	-15.2
Ålder, konv, år	10980	8140	4330	4200	3680	3630	3040	3000
Ålder, m = 80%, år	9190	6350	2550	2410	1880	1840	1250	1210
Prov	Fo 1	C _n 5	A 8	<u>Medelvärde</u>	<u>Korrektion 1</u>	<u>Korrektion 2</u>		
Djup, m	355	300	300	380	Halv. tid 5 730 år (+3%)	Tidsvariation hos ^{14}C		
Analysnr, St	6389	6033	6032					
pH	-	8.05	7.55	7.72				
x/m, %	69.63	42.80	50.46					
d ^{13}C , o/oo	-15.4	-17.9	-18.3	-15.6				
Ålder, konv, år	2990	6870	5550	5150				
Ålder, m = 80%, år	1190	5080	3760	3350 ± 850	+ 100	+ 200		
					<u>Korrigerat medelvärde 3 650 ± 850</u>			

Anm: 1) = Vertikalt djup
 K = Kråkemåla
 Fi = Finnsjön
 Fo = Forsmark
 Cn och A = Storjuktan
 m = koldioxidens ursprungliga kol-14 halt
 x = provets uppmätta kol-14 halt
 d ^{13}C = provets uppmätta kol-13 avvikelse

Se tabell 1 och 2, KBS Tekniska Rapport Nr 62.

eller med luftens svaveloxider enligt



Sådana bidrag av inaktiv koldioxid och vätekarbonat skulle resultera i för höga ålderssiffror.

Vattenprovens låga halt av sulfat visar, att bidragen från svavelsyra kan försummas. Ett maximalt bidrag av inaktivt kol från upplösning av kalcit kan därför beräknas enligt Mook /3-65/ med hänsyn till koldioxidens ursprungliga kol-14 aktivitet (100%) och kol-13 avvikelse (-25 o/oo), kalcitens aktivitet och kol-13 avvikelse (0%, 0 o/oo) samt vattenprovets kol-13 avvikelse (15.6 o/oo), pH (7.7), och temperatur (5-15°C). Inom parentes anges de värden, som använts i beräkningen. Värdena på vattnets kol-13 avvikelse och pH är de elva bestämningarnas medelvärden. Grundvattnets pH visar, att kalcitreaktionen i huvudsak skett i den intermediära zonen och ej i den djupa berggrunden /3-66/. Detta bekräftas av att kalcitfyllda sprickor allmänt förekommer även i bergskärningar nära dagytan. Huvudkällan till markens kalcit är kalksten, som ursprungligen avlagrades i havet och som nu ingår i moränen. Dess kol-13 avvikelse är 0 ± 2 o/oo enligt /3-67/. Enligt bestämningar utförda på tre prov av fossilförande kalksten och ett prov av kristallin kalksten från Finnsjö-trakten, är kol-13 avvikelserna mindre än en promille. Ur dessa data erhålles att bidraget från kalcit-upplösningen utgör maximalt 20% av vattnets halt av koldioxid och vätekarbonat. En del av markluftens koldioxid har nämligen reagerat med silikatmineral i stället för med kalcit. Enligt Vogel /3-68/ är bidraget från kalcitupplösningen i moderna grundvatten i medeltal omkring 15%. De elva konventionella kol-14 åldrarna har var för sig korrigerats för ett bidrag av 20% inaktivt kol. Detta ger ett nytt medelvärde av $3\ 350 \pm 850$ år. Korrektion för kol-14 aktivitetens ändring med tiden samt för halveringstiden 5 730 år ger slutligen $3\ 650 \pm 850$ år, se tabell 3-1.

Denna ålder är ett medelvärde på den tid som det tagit för vattnet att nå provtagningspunkterna efter grundvattenbildningen. Provpunkterna kan konservativt betraktas som slumpartat fördelade med hänsyn till grundvattnets in- och utströmningsområden, fastän ingen provtagning skett på djupet i utpräglade utströmningsområden. Härav följer, att åldern ger ungefär halva strömningstiden för grundvattenrörelser efter strömningsbanor på ca 380 m djup. Strömningstiden från ett bergförvar på 500 m djup, som sträcker sig halvvägs från inströmningsområdet ut mot utströmningsområdet, är följaktligen omkring 3 650 år eller längre. De vattenprov som undersökts är emellertid alla tagna i vattenförande zoner i berget. Som tidigare visats svarar dessa för huvuddelen av grundvattentransporten. Försök att provta tätare partier har givit helt otillräckliga grundvattenmängder. Den förlängning av strömningstiden, som sker i sådana partier har därför inte kunnat beläggas.

De kemiska komplikationerna vid grundvattenbildningen kan elimineras om man har två grundvattenprov från samma inströmningsområde och om proven härifrån visar jämförliga kol-13 avvikelser. Transporttiden mellan provpunkterna erhålles om x/m för provet närmast grundvattendelaren tas till m , och x/m för det andra provet till x i sönderfallsekvationen. Detta kan tillämpas på prov från Kråkemåla resp Finnsjöområdet, se tabell 3-2.

Tabell 3-2. Kol-14 bestämningar av transporttider.

Borrhål	Kräkemåla K 2	K 1	Finnsjön Fi 2, I	Gåvastbo
Djup (vertikalt)	291 m	493 m	360 m	55 m
Analysnr	St 6221	St 6246	St 6387	St 6430
x/m %	58.84	36.63	64.44	47.83
d ^{13}C o/oo	-16.2	-16.32	-12.95	-13.1
t, år		3 800 ± 150	2 400 ± 120	
Korrektion för halveringstid och tidsvariation hos ^{14}C		+ 600	+ 600	
Korrigerad transporttid		4 400 år	3 000 år	

Korrektionen för tidsvariationen i den ursprungliga kol-14 aktiviteten ger i dessa fall ett tillägg omkring 600 år. Angivna felgränser hänför sig till mättekniska fel. I själva verket måste Finnsjövärdet betraktas som en stark underskattning eftersom Gåvastboprovet från ca 55 m vertikalt djup innehåller en stor andel ungt grundvatten, som inte härrör från grundvattendelaren utan bildats nära provtagningsplatsen. Samtliga åldersbestämda prov har dessutom en viss andel ungt vatten till följd av störningar i samband med provtagningen. Detta indikeras av vattenprovernas tritiumhalt. Inblandningen av ungt vatten gör att de anförda kol-14 åldrarna är för låga. Det oblandade grundvattnet är sålunda äldre, och strömningstiderna längre än vad som här angivits. Det är emellertid inte möjligt att nu ange tillförlitliga korrektioner för detta. Sammanfattningsvis kan konstateras, att hittills utförda kol-14 bestämningar anger en transporttid på mer än 3 000 år. De verkliga transporttiderna kan emellertid endast bestämmas genom kompletterande undersökningar.

3.4.7 Grundvattnets korttidsvariation

Den fria grundvattenytans höjdläge varierar i samband med årstidsväxlingarna och växlingar mellan torrperioder och nederbördstillfällen. Därutöver förekommer korttidsvariationer som förorsakas bl a av solens och månens gravitationseffekter på berggrunden, lufttrycksvariationer, samt jordbävningar i andra delar av världen. En särskild utredning av dessa effekter har utförts /3-49/. Inga störningar av ett bergförvar har påvisats.

Tabell 3-3. Sannolik sammansättning av grundvatten i urberg på större djup, enligt Rennerfelt och Jacks /3-76/.

Analys	Sort	Sannolikt intervall	Min-värde ^{x)}	Max-värde ^{x)}
Ledningsförmåga	µS/cm	400 - 600		1100
pH		7.2 - 8.5		9.0
KMnO ₄ -förbr.	mg/l	20 - 40		50
COD _{Mn}	"	5 - 10		12.5
Ca ²⁺	"	25 - 50	10	60
Mg ²⁺	"	5 - 20		30
Na ⁺	"	10 - 100		100
K ⁺	"	1 - 5		10
Fe-tot	"	1 - 20		30
Fe ²⁺	"	0.5 - 15		30
Mn ²⁺	"	0.1 - 0.5		3
HCO ₃ ⁻	"	60 - 400		500
CO ₂	"	0 - 25		35
Cl ⁻	"	5 - 50		100 xx)
SO ₄ ²⁻	"	1 - 15		50
NO ₃ ⁻	"	0.1 - 0.5		2
PO ₄ ³⁻	"	0.01 - 0.1		0.5
F ⁻	"	0.5 - 2		8
SiO ₂	"	5 - 30		40
HS ⁻	"	<0.1 - 1		5
NH ₄	"	0.1 - 0.4		2
NO ₂	"	<0.01 - 0.1		0.5
O ₂	"	<0.01 - 0.07		0.1

x) Uppskattad sannolikhet för att minvärdet ej skall underskrivas resp maxvärdet ej överskrivas är 95%. Lokalt kan högre värden förekomma, se /3-77/, samt /3-75, p 13-17/.

3.5 KEMISK MILJÖ

3.5.1 Grundvattnets sammansättning

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

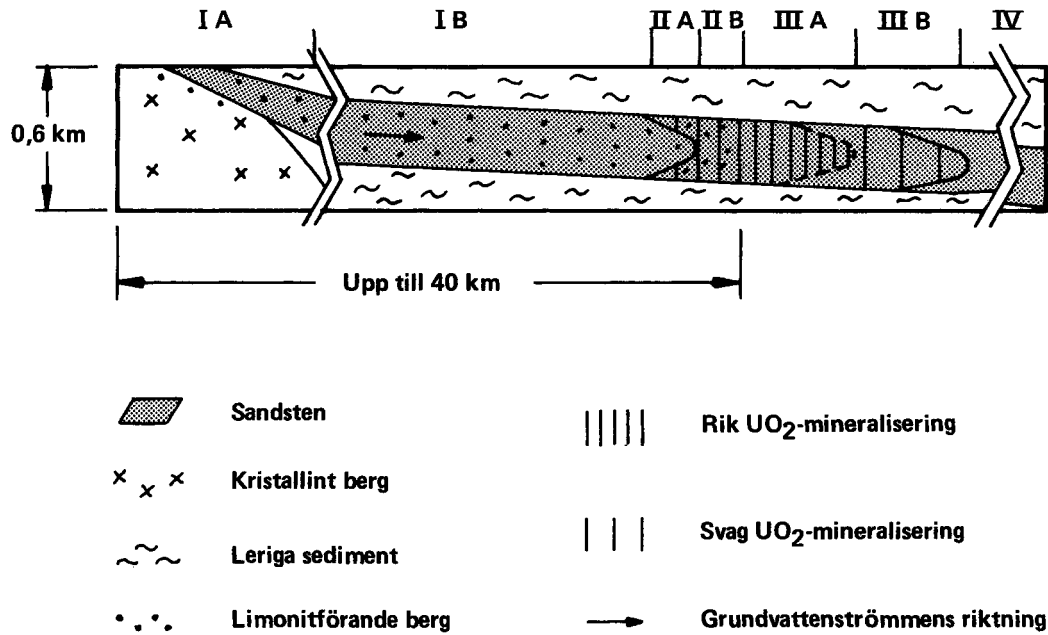
En översikt över sammansättningen av svenska grundvatten har nyligen lämnats av Wenner et al /3-69/. Ett stort material från finska bergbrunnar, som ger medelhalter och variationsbredd för många komponenter, har lämnats av Laakso /3-70/ och andra värdefulla data finns hos Lahermo /3-71/. Feth et al /3-72/ ger analyser på grundvatten från dioritiska bergarter i Kalifornien och i Nevada. Data från Böhmen lämnas av Paces /3-73/ som också anger grundvattenanalyser från liknande berggrund från andra områden. Härigenom erhålls en god överblick av förhållanden i olika klimat och miljö. I det arbete som föregått denna redovisning ingår analyser på grundvatten ur svensk berggrund sammanställda av Gidlund /3-37/, Rennerfelt /3-74/ och Jacks /3-75/, se tabell 3-3. Jacks ger också en överblick över aktuella kemiska jämvikter och hithörande litteratur.

3.5.2 Grundvattenkemi vid uranmalmer

Använt kärnbränsle består, liksom uranmineralen i flertalet uranmalmer till mer än 95% av urandioxid. Kunskaper om hur uranmineralen påverkas av grundvattnet kan därför belysa det långsiktiga skeendet i ett bergförvar. Malmerna har normalt varit utsatta för grundvattnets påverkan i många miljoner år.

Grundvatten som rör sig genom ett lager av vattengenomsläpplig sandsten och på sin väg passerar en uranmalm, som bildats i sandstenens porer har undersökts av Germanov och Panteleyev /3-78/. Grundvattenflödet är långsamt, malmen har stor specifik yta och förloppet har pågått i flera miljoner år. Grundvattnet har undersökts i sju delavsnitt på sin väg, se figur 3-8. För varje avsnitt meddelas variationsbredden för erhållna data. Ett utdrag lämnas i följande tabell, 3-4. Eh är grundvattnets elektriska potential i förhållande till vätgaselektroden, dvs vattnets s k redoxpotential, här angiven i millivolt.

Av tabellen framgår, att grundvattnets uranhalt stiger under vattnets väg fram till malmen, vilket visar att uran först utlöses ur den genomströmmade berggrunden. Detta sker enligt samma undersökning, i huvudsak genom bildandet av uranyl-karbonat komplex. I själva malmområdet, zon IIIA, sker i stället en kraftig sänkning av vattnets uranhalt, vilket innebär att största delen av det upplösta uranet här utfälls. Malmförekomsten i sig visar att den kemiska miljön leder till utfällning. I avsnitten nedströms om malmen är uranhalterna mycket låga. Av tabellen framgår också att utfällningen av uran står i samband med en övergång från positiva till negativa Eh-värden i övergångszonen mellan



Figur 3-8. Översikt över den geologiska situationen och zonindelningen vid en grundvattenexponerad uranmalm. (Enligt Germanov och Panteleyev /3-78/).

Tabell 3-4. Kemiska grundvattendata enligt Germanov och Panteleyev /3-78/.

Avsnitt	Prov	Eh	pH	Organiskt kol	Uran
zon	antal	mV		mg/l	mikrog/l
IA	6	450 - 250	7.0-7.4	1.4 - 1.8	5 - 300
IB	12	300 - 212	7.1-7.7	3.9 - 6.0	21 - 150
IIA	23	250 - 147	6.7-7.7	7.3 -10.4	40 - 720
IIB	9	220 - 57	6.7-7.5	10.4 -16.0	125 - 5000
IIIA	8	-72 --195	7.2-7.7	9.9 - 8.0	3100 - 34
IIIB	12	-165 --212	7.5-7.8	8.0 - 6.9	32 - 3
IV	12	-7 --186	7.6-8.0	6.4 - 5.4	3.0 - 1.6

oxiderande och reducerande förhållanden i grundvattnet. I det anförda fallet sker denna övergång på omkring 400 m djup.

Lisitsyn och Kuznetzova /3-79/ har därutöver visat att grundvattnet uppströms om ett sådant malmområde är syre-haltigt medan syre saknas i vattnet nedströms och att sandstenen uppströms är rostfärgad av limonit / $\text{Fe}(\text{OH})_3$ och $\text{FeO}(\text{OH})$ / medan den nedströms är grå och saknar dessa föreningar av trevärt järn. Av intresse är också att olika mikroorganismer framförallt förekommer i själva övergångszonen och i någon mån också i den rostfärgade limonitiska delen men att de, med undantag för kvävebakterierna, saknas i den opåverkade, syrefria delen av sandstenen som ligger nedströms om uranmalmen.

Dessa samband mellan grundvattnets uranhalt, redoxpotential och syrehalt är inte slumpmässiga utan uttryck för en kemisk lagbundenhet. De överensstämmer med en mer allmän modell för bildningen av uranmalmen i sedimentära bergarter. Den innebär att syre-haltigt vatten på sin väg lakar ut den övre berggrundens låga halter av uran genom att uranet överförs i sexvärd, lättlöslig form. När vattnet genom reaktioner med organiskt material och föreningar av tvåvärt järn sedan blir reducerande, förmår det inte längre transportera uranet som då fälls ut i fyrvärd, svår-löslig form. Dessa utfällningar kan koncentreras till brytvärda förekomster /3-80/. En analys av transport- och utfällningsvillkoren med hänsyn till olika uranföreningars stabilitetsfält i avseende på grundvattnets pH och Eh har utarbetats av Hostetler och Garrels /3-81/. Andra bidrag har lämnats av Batulin et al /3-82/ samt Dahl och Hagmaier /3-83/.

I KBS studier har detta utvidgats till att i laboratorium och teoretiskt analysera aktinidernas hydrolys och redoxkemi i vatten /3-84 och 3-85/. Av dessa arbeten framgår, att neptunium och plutonium reduceras till svårslösliga fyrvärda (för plutonium möjligen också trevärda) föreningar vid högre Eh-värden än uran. Detta innebär att deras uppträdande i naturen liknar uranets och att deras spridning med grundvattnet förhindras av reducerande förhållanden på samma sätt, men lättare än för uran. Att så verkligen är fallet under geologisk tid illustreras av den naturliga reaktorn vid uranmalmen i Oklo, där transuranerna, inklusive plutonium, undgått spridning ända till deras naturliga sönderfall fullbordats /3-86 och 3-87/.

3.5.3 Svenska förhållanden

De principer och reaktioner, som ovan diskuterats, gäller generellt. Vissa särdrag finns dock i det svenska djupa grundvattnets sammansättning. Sulfathalten är i regel lägre medan pH är något högre än i det ovan anförda ryska grundvattnet. Dessa skillnader påverkar emellertid inte uranets och övriga aktiniders kvarhållande i berggrunden.

En mer grundläggande skillnad ligger i att det svenska urberget och även de förhärskande jordlagren har lägre vattengenomsläpplighet än de sandstenar, som undersökts i de ryska exemplen, och att de svenska grundvattensystemen har mindre utsträckning och uppvisar mindre flödesmängder. Härtill kommer att inlandsisen bortfört äldre vittringsmaterial, vilket tillsammans med klimatutvecklingen efter istiden gör att vattnet under svenska förhål-

landen möter friskt, föga vittrat och ooxiderat material redan någon dm under markytan. Den huvudsakliga limonitbildningen påträffas därför ovanför en meters djup och redan på detta ringa djup är oxidationen starkt begränsad. Ett så lättoxiderat mineral som svavelkis har exempelvis kunnat påträffas i form av 0.2 - 0.6 mm stora korn med tunna vittringsskikt av limonit i morän, där kornen varit tillgängliga för vittring under ca 6 000 år /3-88/. Likaså påträffas ofta till synes frisk svavelkis i bergsprickor helt nära dagytan. Detta innebär att den övergång mellan oxiderande och reducerande förhållanden, som skedde på ca 400 m djup i det ryska exemplet, i allmänhet sker helt nära grundvattenytan under svenska förhållanden.

Positiva men med ökande djup snabbt sjunkande Eh-värden har uppmätts i grundvattnet i en rullstensås /3-89/ medan Eriksson och Khunakasem /3-90/ för ett sjuttiofem grundvattenprov från en åsbildning i pitetrakten visat, att förhållandena där motsvarar en reducerande miljö.

Redoxpotentialen i djupa grundvatten har studerats i vattenprov från Stripa och Finnsjön /3-91/, se tabell 3-5.

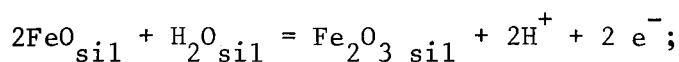
Tabell 3-5. Redoxpotentialen i djupt grundvatten ur svenskt urberg, enl Grenthe /3-91/.

Prov nr	Lokal	Eh, mV
7	Stripa	-152
8	Stripa	- 31
18	Stripa	-173
19	Finnsjön	-191
21	Stripa	-210
14	Stripa	- 26
20	Finnsjön	-157
24	Stripa	-140

I proven från Stripa var pH omkring 8.2 och från Finnsjön 7.7. De något avvikande värdena för proven 8 och 14 beror sannolikt på att de förorenats av små mängder luft. I övrigt visar de erhållna värdena, att de svenska vattenprovens redoxpotential mycket nära motsvarar anförda ryska värden för det nästan uranfria grundvattnet, som passerat uranmalmszonen. Kemisk analys har också visat, att prov på svenska grundvatten från större djup i KBS undersökningsområden har mycket låg syrehalt /3-74/.

3.5.4 Berggrundens redoxsystem

Hittills har endast ett fåtal bestämmingar av redoxpotential eller syrehalt utförts på djupa grundvatten i Sverige. Resultaten kan dock ges en vidare giltighet genom att man betraktar de redoxsystem i berggrunden, med vilka vattnet kan reagera. Dessa utgörs i första hand av olika järnföreningar, främst klorit och liknande järnförande silikatmineral med skiktgitter. Dessa innehåller i regel både tvåvärt och trevärt järn. Redoxreaktionen kan skrivas



(sil anger, att komponenten ingår i skiktsilikatet.) Med stöd av /3-92/ kan Gibbs fria energi för denna reaktion beräknas till 9.7 kcal, vilket ger

$$\text{Eh(V)} = 0.21 + 0.03 \log (\text{Fe}_2\text{O}_3)/(\text{FeO})^2 - 0.06 \text{ pH};$$

där (Fe_2O_3) och (FeO) står för respektive komponents kemiska aktivitet i mineralet. Mineralanalyser visar, att såväl FeO som Fe_2O_3 i dessa mineral kan variera mellan 0.1 och ca 40 viktsprocent, där det högre värdet approximativt anger mättad fast lösning. Man kan då skriva

$$\begin{aligned} \text{Eh(V)} &= 0.21 + 0.03 (\log 40 + \log \overline{\text{Fe}_2\text{O}_3}/\overline{\text{FeO}}^2) - 0.06 \text{ pH} = \\ &= 0.26 + 0.03 \log \overline{\text{Fe}_2\text{O}_3}/\overline{\text{FeO}}^2 - 0.06 \text{ pH}; \end{aligned}$$

där $\overline{\text{Fe}_2\text{O}_3}$ och $\overline{\text{FeO}}$ anger halten av dessa komponenter i mineralet uttryckt som viktsprocent. Med angivna haltgränser erhålles approximativt att

$$\begin{aligned} \text{Eh(V)} &= 0.26 \pm 0.1 - 0.06 \text{ pH}; \\ \text{vilket för pH} &= 7.7 \text{ ger Eh} = -0.2 \pm 0.1 \text{ V, dvs } -200 \pm 100 \text{ mV.} \end{aligned}$$

Järnhaltig klorit kännetecknar bergsprickorna i samtliga KBS undersökningsområden. Mineralet är, ensamt eller tillsammans med andra skiktsilikat, såsom biotit, illit och smektit, en normal beståndsdel av berggrunden, och särskilt dess sprickor. Det djupa grundvattnet, inom ett pH-intervall mellan 7 och 9, bör därför uppvisa ett Eh-intervall mellan -60 och -380 mV. I limonit-/Fe(OH)₃ och FeO(OH)-förande sprickzoner kan dock positiva Eh-värden förväntas uppträda. Som exempel på de förhärskande förhållandena kan 18 analyserade prov av sprickfyllande skiktsilikat från relativt ytnära liggande tunnlar i Göteborg /3-93/ anföras. Deras Eh-värden, beräknade för ett pH = 7.7, för att tillåta jämförelser med tidigare anförda data, faller mellan -120 och -230 mV. Två prov från borrhål 2 i Finnsjön ger båda på motsvarande sätt Eh-värden nära -200 mV.

Andra mineral, såsom magnetit, svavelkis (FeS₂) och magnetkis (FeS), som innehåller tvåvärt järn, är mindre vanliga än klorit, men uppträder ändå allmänt i små mängder i svensk berggrund. Särskilt sulfiderna vittrar lätt i oxiderande miljö. De utgör härigenom ett slags Eh-indikatorer, vars allmänna förekomst likaledes visar att negativa Eh-värden förhärskar i berggrunden.

Mineralogiska och mineralkemiska observationer visar sålunda, liksom anförda Eh-bestämningar, att grundvattnet på större djup i

svensk berggrund, bortsett från lokalt förekommande limonitförande sprickzoner, kännetecknas av negativa Eh-värden. Det motsvarar därför i detta avseende mycket nära tidigare redovisade ryska grundvatten.

Enligt de ryska analyserna ligger vattnets uranhalt i jämvikt med urandioxid mellan 1.6 och 3 mikrogram per liter. Dessa halter överensstämmer väl med ur jämviktskonstanter beräknade maximala uranhalter i grundvattnet /3-85/. Medelhalten av uran i svenska källor och brunnar ligger också omkring 3 mikrogram per liter. Däremot har halter uppemot och över 2 milligram per liter påträffats i ytnära bergsprickor och under oxiderande förhållanden, exempelvis i gruvor med uranmineralisering /3-94/. Grundvattnet i svensk berggrund förmår därför inte att lösa upp och laka ut uran på större djup. Att så verkligen är fallet framgår av att inlandsisen på flera håll frilagt uranmineraliseringar i urberget, som icke bortförts av grundvattnet, trots att de bildades för mer än 1 000 miljoner år sedan /3-95 och 3-96/.

3.5.5 Extrema klimatförändringar

Som tidigare nämnts rådde det ett långt fuktigare och varmare klimat i Sverige för omkring trettio miljoner år sedan. Växtrester från denna tid visar, att närmast tropiska förhållanden då rådde. Nivåförändringar medförde också en intensiv och djupgående grundvattencirkulation. Detta har lokalt givit upphov till djupgående vittring, som visar vad som i extremfall kan inträffa i vår typ av kristallin berggrund. De bäst studerade fallen har påträffats i våra gruvor /3-28, 3-29/ och representerar den så kallade mullmalmsbildningen, som kan nå flera hundra meters djup. Den består av en övergång från magnetit till hematit, och dessutom en lokalt kraftig limonitbildning i anslutning till utpräglade krosszoner i berget, vilket allt är tecken på en djupgående och kraftig oxidation. Man finner emellertid undantagslöst att oxidationen är begränsad till nära dagytan, eller till den omedelbara närheten av sådana krosszoner. På ett avstånd av någon eller ett tiotal meter från limonitbildningen påträffas ofta helt friska sulfider, exempelvis PbS och ZnS, som visar att oxidationen aldrig nått så långt ut i sidoberget. Detta innebär att också extrema, och idag helt osannolika förändringar i klimat, topografi och grundvattencirkulation icke skulle medföra oxiderande förhållanden för ett avfallsförvar. I sådana limonitförande krosszoner, liksom i mindre extrema fall av rostklädda bergsprickor, går övergångszonen mellan positiva och negativa Eh-värden på gränsen till det icke rostfärgade berget. I regel har emellertid berggrundens sprickzoner även på ringa djup icke blivit upoxiderade på detta sätt utan uppvisar växlande halter av tvåvärt järn i förekommande silikatmineral.

3.5.6 Påverkan från anläggning och länshållning

Hittills har den naturliga kemiska miljön kring ett bergförvar behandlats. Emellertid medför själva anläggningen och länshållningen av ett bergförvar, att grundvattenströmningen blir riktad in mot förvaret och att grundvattenytan sänks i form av en avsänkningsträtt, Thunvik /3-45/. Härigenom ändras de naturliga kemiska förhållandena så att oxidationen ovanför grundvattenytan når större utbredning och djup. Samtidigt sker en luftning av

förvarets bergväggar. En värdefull analys av en sådan situation ges av Paces /3-97/ som undersökt de kemiska förhållandena vid urangruvan Svornost i Jachymov i Tjeckoslovakien. Här har gruvdrift pågått i flera hundra år. Grundvattenytan ligger nu ca 300 m under markytan. Brytningen hade vid undersökningstillfället nått ca 500 m djup. Från ytan till detta djup uppmättes följande variationer i grundvattnet (medelvärden av nio prov vid ytan resp fem prov från 480 m):

	Vid ytan	På 480 m djup
Temperatur, °C	7.1	21
pH	6.5	7.6
Na-halt mg/l	3.6	95
Eh, mV	+473	-53

Trots närvaro av luft i närliggande gruvrum är sålunda Eh i det inströmmande grundvattnet på gruvans djupaste nivå klart negativt. Sulfathalten (medelvärdet) på denna nivå är 288 mg/l, vilket står i samband med att omgivande kristallina berggrund utgörs av metamorfa bergarter med delvis betydande halt av svavelkis. Fem grundvattenprov från granit i samma gruva på 520 -720 m djup ger i stället 14 mg/l som medelvärde på sulfathalten. Trots att sulfathalten på högre nivåer av gruvan är mycket hög förblir grundvattnet närmast neutralt eller svagt basiskt på grund av reaktioner med omgivande silikat.

Av särskilt intresse är att vattnets uranhalt uppges för fyra prov. Några kemiska data för dessa sammanfattas i tabell 3-6.

Tabell 3-6. Grundvattendata från urangruvan Svornost /3-97/.

Nr	Djup m	T C°	Cl ⁻ mg/l	HCO ₃ ⁻ mg/l	SO ₄ ²⁻ mg/l	H ₂ SiO ₃ mg/l	pH	Eh mV	U mikrogram/l
20	445	17,6	16,7	143,4	394,6	20,3	6,55	-5	471
21	445	20,0	10,6	183,1	862,9	23,9	7,15	+57	9 000
23	486	23,9	5,3	367,9	54,3	70,2	7,80	-89	76
31	636	29,8	12,4	441,8	15,6	56,2	6,75	-62	17

De två djupaste proven, 23 och 31, visar hur snabbt Eh samt halterna av uran och sulfat minskar i de djupare delarna av gruvan. De ger också en uppfattning om den kemiska miljön närmast ett under mycket lång tid länsmpat bergförvar och den löslighet av urandioxid som i motsvarande lägen kan förväntas i grundvatten av liknande vätekarbonatrika typ som i svensk berggrund. De höga sulfathalterna är däremot inte att vänta i områden med sulfidfattig berggrund av den typ som förekommer inom de områden som undersökts av KBS.

Denna undersökning visar, att effekterna av ett bergförvarers anläggning och länshållning på grundvattnets redoxpotential och förmåga att i lösning sprida uran är begränsad till bergrummens närhet. Strax utanför det utsatta området återställs de naturliga jämvikterna, och grundvattnet kan inte medföra någon vidare spridning av uranet. När ett bergförvar återfylls och grundvattnen återtar sitt naturliga läge, upphör också så småningom de lokala störningarna.

3.5.7 Tillämpning på ett avfallsförvar

I den tidigare KBS-studien rörande förvaring av förglasat högaktivt avfall kunde konstateras, att huvuddelen av fissionsprodukterna fördröjs så länge av sorption i berggrunden att de hin- ner sönderfalla innan de når kontakt med biosfären. Utbränt bränsle innehåller emellertid betydligt högre halter av uran och övriga aktinider, av vilka många har mycket långa halveringstider. Ovan har kunnat visas, att aktinider, även om de i depone- ringsläget delvis skulle föreligga i högre valenstillstånd, på grund av berggrundens naturliga redoxförhållanden kommer att utfällas och kvarhållas i fyrvärd form i miljontals år.

I ett bergförvar kommer temperaturen att vara förhöjd under en begränsad tid medan angivna kemiska jämvikter gäller vid 25°C och atmosfärstryck. Termodynamiskt kan visas, att jämvikterna mellan de berörda fasta faserna inte förskjuts nämnvärt om temperaturen höjs 200°C. Däremot sker utfällningen snabbare vid högre tempera- tur, vilket demonstrerats experimentellt /3-98, 3-99 och 3-100/.

Anförda exempel visar att utfällningen sker på det djup och vid de tryck som förutses för ett svenskt bergförvar. Den störning i de naturliga redoxförhållandena, som förorsakas av förvarets luftning och länshållning, har visats vara av lokal natur och negativa Eh-värden har kunnat påvisas strax utanför på motsvarande sätt luftande gruvrum. Också extrema geologiska störningar av de naturliga redoxbetingelserna, representerade av mullmalms- bildningen, är av lokal natur och har förblivit lokala under myc- ket lång tid, sannolikt omkring 25 miljoner år.

Den hittills diskuterade tillämpningen av i naturen observerade och laboratoriemässigt och teoretiskt förklarade förhållanden förutsätter att grundvattnet står i direkt kontakt med det ut- brända bränslet på samma sätt som med urandioxiden i de studerade uranmalmen. Anförda data visar att uran, plutonium och andra aktinider trots en sådan direktkontakt inte kommer att spridas till biosfären med grundvattnet.

KBS förvaringsförslag innebär emellertid, att två ytterligare barriärer upprättas mellan bränslet och grundvattnet, nämligen en kapsling av bränslet och en buffertsubstans mellan kapslingen och omgivande berg. Kopparkapslingen kommer bl a att nedbringa den yttre strålningen, så att radiolyseffekten blir praktiskt försum- bar. Dessa barriärers funktion och beständighet behandlas i kapitlen II:4 till 6. Från geologisk sida kan tillfogas att metallisk koppar är ett i naturliga grundvatten stabilt material, som i små mängder påträffats på olika håll i Sverige. En naturlig förekomst av metallisk koppar tillsammans med urandioxid har noterats av Welin /3-96/. En intressant observation är att metal- lisk koppar visat sig vara kemiskt stabil under geologisk tid i

vatten med extremt hög salthalt, som bl a innehåller 176 g/l Cl^- , och 110 mg/l SO_4^{2-} /3-40/.

Beträffande det föreslagna buffertmaterialet visar tidigare anförda undersökning av sprickfyllnader från Göteborgstrakten, och dess analysdata, att bentonit av ifrågavarande Na-dominanta typ är en naturlig beståndsdel i svensk berggrund. Tidigare anförda grundvattenkemiska arbeten /3-75/ visar, att också detta material allmänt står i kemisk jämvikt med grundvatten i en kristallin berggrund av ungefär granitisk sammansättning.

3.6 UTVÄRDERING OCH SAMMANFATTNING

3.6.1 Utvärdering

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 Karlshamn 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 avsnitt 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 (kapitel 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 Karlshamn. 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 fåtåliga 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 bergvolymmer med låg vattengenomsläpplighet. Båda dessa platser erbjuder sålunda goda möjligheter att omge de enskilda avfallskapslarna 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 kapitel 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 strömningstider. 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 strömningstiderna fördubblas.

Vid beräkningen av strömningstiderna har 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 strömningstiderna är längre, vilket dock inte tillgodoräknats i säkerhetsanalysen.

Som tidigare understrukits är frågan om de vattenförande zonernas förlopp emellertid inte av avgörande betydelse för avfallsförvaringens 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.

3.6.2 Sammanfattning

- En översikt över berggrundens utveckling i Sverige visar, att urberget i den Baltiska skölden utgjort en utpräglad 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 m³, vilket kan jämföras med volymen hos ett slutförvar, som beräknats till en miljon m³. Data finns för sammanlagt 700 000 m³ 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 498 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 vattenföranden 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 bestämningar 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 l/m^2 och år, grundat på permeabilitetsvärdet $K = 10^{-9}$ 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 berggrundsstrukturen kommer grundvattnets strömningsmönster i undersökningsområdena att bestå under mycket lång tid.
- Grundvattnets strömningstid har beräknats i en tredimensionell modell över 30 kvadratkilometer omkring undersökningsområdet vid Finnsjön. Därvid räknas med en vattengenomsläpplighet som minskar från 10^{-6} m/s vid ytan till $10^{-7.5}$ 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 strömningstid 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 strömningstiden med några tusen år. För undersökningsområdet vid Karlshamn uppgår strömningstiden för grundvattnet från 500 m djup till ytan sannolikt till hundratusentals år.

- På grundval av tolv åldersbestämningar av grundvattnet med kol-14-metoden har grundvattnets strömningstid 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 bergrummens omedelbara 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.

4 BUFFERTMATERIAL

4.1 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 2.4 ovan används sand/bentonit-blandningen till återfyllning av tunnlar och schakt. Till tunnelfyllningen tillsätts 0,5% järn(II)fosfat (vivianit) som s k syre-getter. 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. 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 tunnlar 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 permeabilitet och diffusivitet 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 vandringen 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 väggar.

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 tunnarna 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. En alltför hög densitet försämrar även materialets förmåga att ta upp rörelser i berggrunden varigenom kapseln skulle utsättas för större påkänningar i samband med sådana rörelser. Den valda utformningen ger en densitet ($2,1 \text{ ton/m}^3$) som bedöms vara optimal med hänsyn till materialets funktion och som dessutom möjliggör ett relativt enkelt tillverknings- och appliceringsförfarande.

4.2 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.

Bentonitens kemiska sammansättning (enl typanalys) framgår av följande tabell:

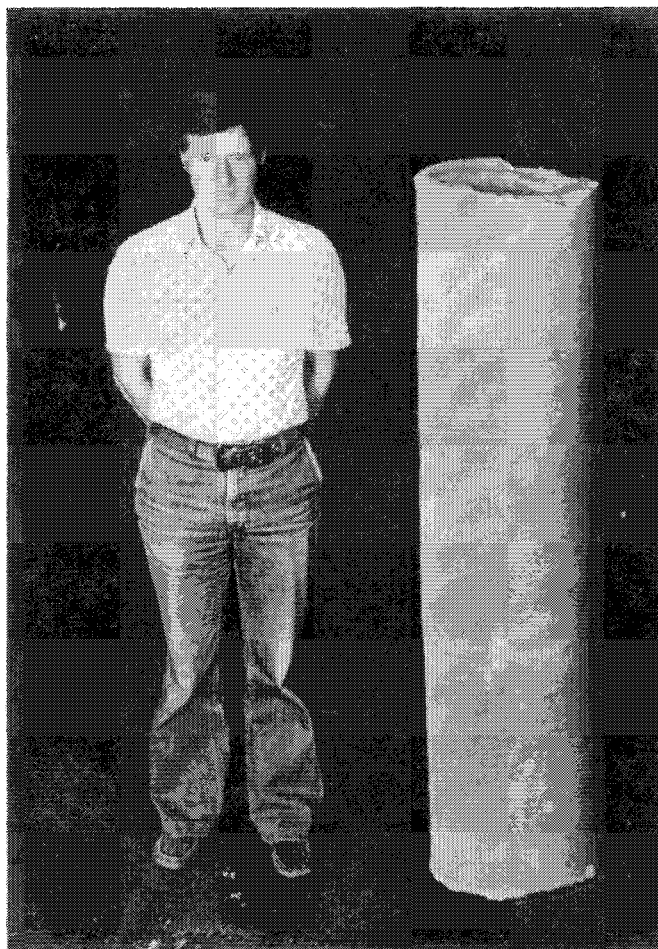
	%		%
SiO ₂	ca 63,0	CaO	0,7
Al ₂ O ₃	ca 21,0	MgO	2,7
Fe ₂ O ₃	3,2	Na ₂ O	2,2
FeO	0,3	K ₂ O	0,4
TiO ₂	0,1	Kristallvatten	5,6
		Övrigt	0,8

Kornstorleken för granulat är ca 0,07 - 0,8 mm, kompaktdensiteten 2,7 t/m³. För en mera detaljerad redovisning av bentonitens egenskaper och strukturella uppbyggnad, se /4-1/.

Bentoniten appliceras i deponeringshålet dels i form av block (fig 4-1) 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/m³ för blocken och ca 1,75 t/m³ för pulvret i spalterna. Medeldensiteten, när all bentonit i deponeringshålet vattenmättats och svällningen avstannat, blir 2,1 t/m³. Den bestäms av den volymökning som blir följden av att fogarna mellan blocken fylls igen, bentoniten i spalterna (se fig 2-22) 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 slutförvaret, visar att bentoniten kan förutsättas förbli stabil under de tidsrymder som buffertmaterialet måste bibehålla sina för slutförvarets funktion väsentliga egenskaper /4-1/.



Figur 4-1. Bentonit kan komprimeras med isostatpressning till stora block. Bilden visar ett provblock.

Vattengenomsläpplighet och diffusivitet

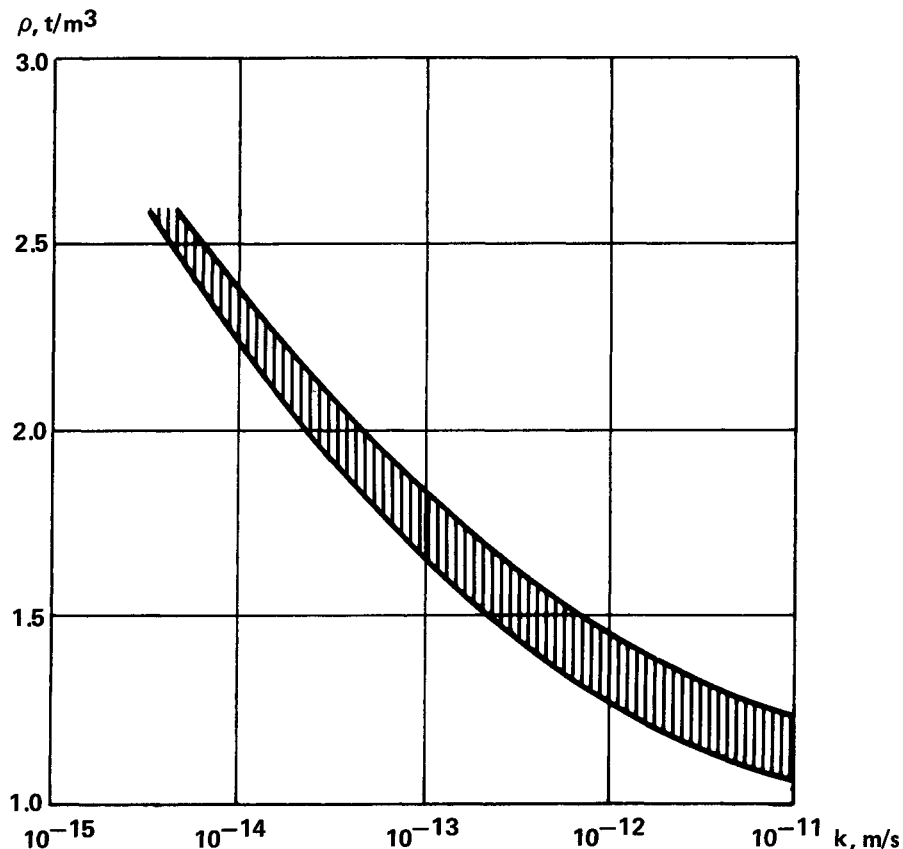
Bentonitens vattengenomsläpplighet (permeabilitet) som funktion av densiteten är väl känd från litteraturen /4-2/. Det generella sambandet illustreras av diagrammet i fig 4-2. Vid en densitet av $2,1 \text{ t/m}^3$ är vattengenomsläppligheten ca $2 \times 10^{-14} \text{ m/s}$. Detta innebär att materialet är praktiskt taget ogenomträngligt för vatten.

Den låga vattengenomsläppligheten gör att diffusion blir den styrande mekanismen för transporter av joner genom buffertmaterialet. Diffusionskonstanten för bentoniten i deponeringshålet är ca $4 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ för metalljoner och $8 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ för syre och små joner, vid 50°C . Vid 25°C halveras dessa värden. Diffusionskonstanten för bentonit med en packningsgrad motsvarande högkompakterade bentonitblock har bestämts med laboratorieprovningar /4-3/.

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



Figur 4-2. Diagrammet visar förhållandet mellan permeabilitet (k) och skrymdensitet (ρ) för natriumbentonit. Fältet mellan kurvorna visar variationsområdet på grund av inverkan av varierande salthalt i porvattnet och spridningen av experimentella mätdata.

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 /4-2/. 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.

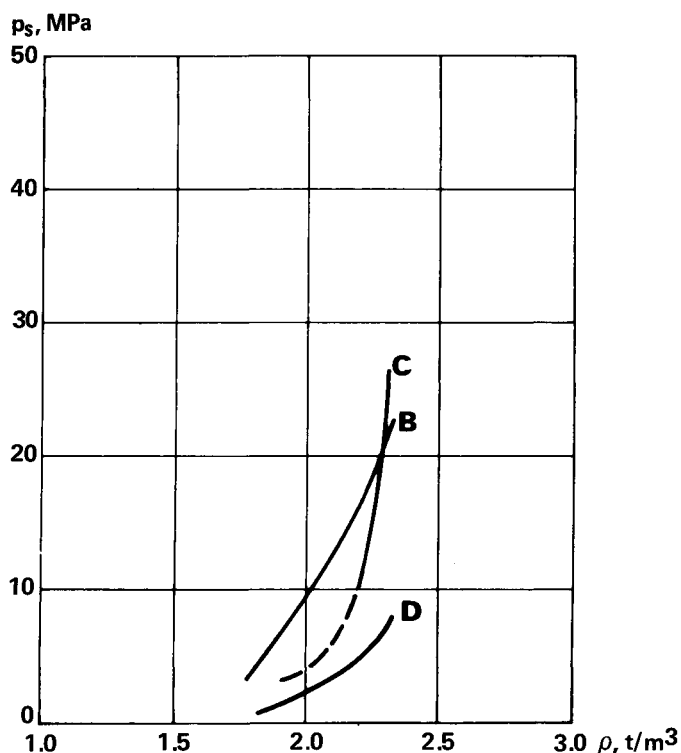
Svällningstryck

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 /4-4/. Vid en skrymdensitet av $2,1 \text{ t/m}^3$ är svällningstrycket i storleksordningen 5 MPa, se fig 4-3.

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



Figur 4-3. Diagrammet visar förhållandet mellan svällningstryck (p_s) och skrymdensitet (ρ) för natriumbentonit. Kurvorna B och D avser bentonit med 100 % natriummontmorillonit, kurvan B med alla partiklar orienterade parallellt (anisotropiskt), kurvan D med partiklarna orienterade parallellt i de tre huvudriktningarna (isotropiskt). Kurva C visar uppmätt svällningstryck med högkompakterad bentonit typ Volclay.

skrymdensitet av $2,0 \text{ t/m}^3$ och en vattenhalt av ca 10% har bestämts till ca $0,75 \text{ W/m}^{\circ\text{C}}$ /4-5/. Högsta temperaturen vid kapselns yta har därvid beräknats till $77^{\circ\text{C}}$, /4-6/.

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 5. Halten av dessa material bör ej överstiga 200 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 /4-1/.

Jonbyteskapacitet

Bentonit har, på grund av sin höga halt av lermineralet montmorillonit, en betydande förmåga att genom jonbyte fördröja vissa nuklider. För en redogörelse över bentonitens egenskaper i detta avseende, se kapitel 6.

4.3 FUNKTION

Efter deponeringen och under den tid förvaringstunnlarna hålls öppna och borrhålen på båda sidor om deponeringshålen är 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. Snabbast sker sannolikt inträngningen i fogarna mellan bentonitblocken och vattnet vandrar därför först in i den inre spalten invid kapseln, som således kan komma att vattenmättas tidigare än de högkompakterade bentonitblocken. 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, injekterade 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. När bentoniten tränger in i en spricka avtar svälltrycket snabbt genom att densiteten hos den svällande bentoniten i sprickan avtar. Vid de små sprickor (sprickvidd $< 1 \text{ mm}$) som kan förekomma intill ett deponeringshål medför transporttiden för vattnet, genom den bentonit som fyller sprickan, samt friktionen mot sprickväggarna att inträngningen avstannar efter några decimeter /4-4/. Yttre delen av den inträngande bentoniten bildar under

inverkan av kalciumjonerna i grundvattnet en stabil gel, vilket innebär, att borttransporten av bentonit från sprickor blir försumbart liten, /4-7/.

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 $2,1 \text{ ton/m}^3$ 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.

Vid ogynnsam ursprunglig spänningsfördelning och sprickorientering i berget kan svälltrycket öppna sprickor. Det kan emellertid visas, att sådana sprickor får en utsträckning som ej överstiger några meter i längd och en sprickvidd som är mindre än någon millimeter. Mängden bentonit som kan tränga in i sådana sprickor är så obetydlig, att den inte påverkar buffertmaterialets densitet och därmed dess funktion. För att undvika sådan uppsprickning bör förvaringstunnlarna förläggas så att de primära bergspänningarna vinkelrätt mot och parallellt med tunnelaxeln är i möjligaste mån lika stora, och att tunnlar orienteras med hänsyn till den förhärskande sprickriktningen /4-8/.

4.4 KVALITETSKONTROLL

Bentonit som skall användas som buffertmaterial skall ha följande egenskaper:

Lerhalten (viktsprocent partiklar mindre än $2 \mu\text{m}$) skall vara minst ca 80%. Detta kontrolleras med slammingsanalys.

Montmorillonit skall utgöra minst 70% av mineralsubstansen. Kontrolleras med röntgendiffraktionsanalys.

Halten sulfider och organiskt material skall vardera vara lägre än 200 mg/kg. Kontrolleras med kemisk analys.

Svällningstrycket för bentonit med en vattenhalt av 10% och som kompakterats med ett tryck av 50 MPa skall vid vattenupptagning och volymkonstans vara 10 MPa $\pm 20\%$. Detta kontrolleras i en cylindrisk cell med en teknik som utvecklats av Asea-Atom, /4-1/.

Den bentonit av typ Volclay MX-80, som utprovats inom KBS-Projektet, uppfyller dessa krav, varvid emellertid värmebehandling har erfordrats för att minska halten av sulfider och organiskt material till ovan angivna värde.

5 KAPSELMATERIAL

5.1 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 grundvattnet 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.

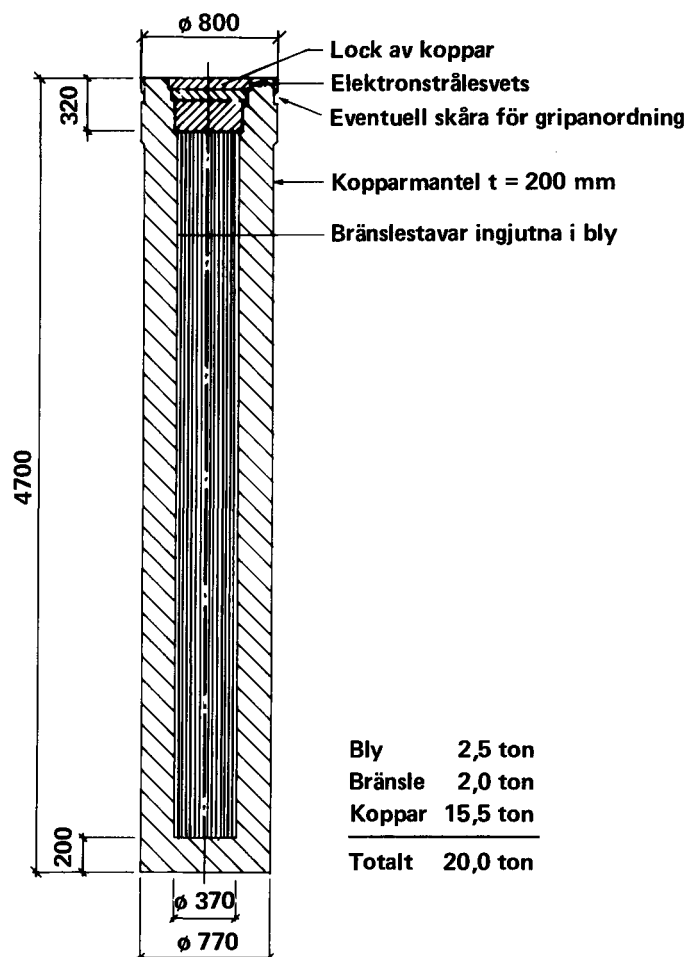
5.2 MATERIALVAL OCH KAPSELKONSTRUKTION

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 påverkas genom att omge kapseln med ett s k buffertmaterial, se kapitel 4.

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 platina-metallerna, som emellertid är uteslutna av ekonomiska skäl.

Som kapselmateriel har därför valts ren kopparmetall, s k Oxygen Free High Conductivity Copper (SIS 5011). Kapselns utförande framgår av fig 5-1. 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 5-1. 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.

Även keramiska material kan emellertid ifrågakomma som kapselmateriäl. De är visserligen inte termodynamiskt stabila i samma mening som koppar men kan i vissa fall ha en mycket låg reaktionshastighet med vatten. ASEA har t ex, under medverkan av KBS, utvecklat en kapsel tillverkad av alfa-aluminiumoxid med en metod som grundar sig på högtrycks-isostatkompaktering vid hög temperatur. Denna typ av kapsel redovisas i bilaga 1 till denna rapport.

5.3 KAPSELNS KORROSIONSMILJÖ

Eftersom koppar är termodynamiskt stabilt i rent vatten kan korrosionsreaktioner endast ske med vissa ämnen som är lösta i grundvattnet. Kapselns korrosionsmiljö definieras av temperatur, tryck och kemisk sammansättning hos det grundvatten som kommer i kontakt med kapseln. Olösta ämnen i omgivande material är av betydelse endast i den mån de påverkar grundvattens sammansättning.

Avfallets värmeutveckling ger upphov till en förhöjd temperatur

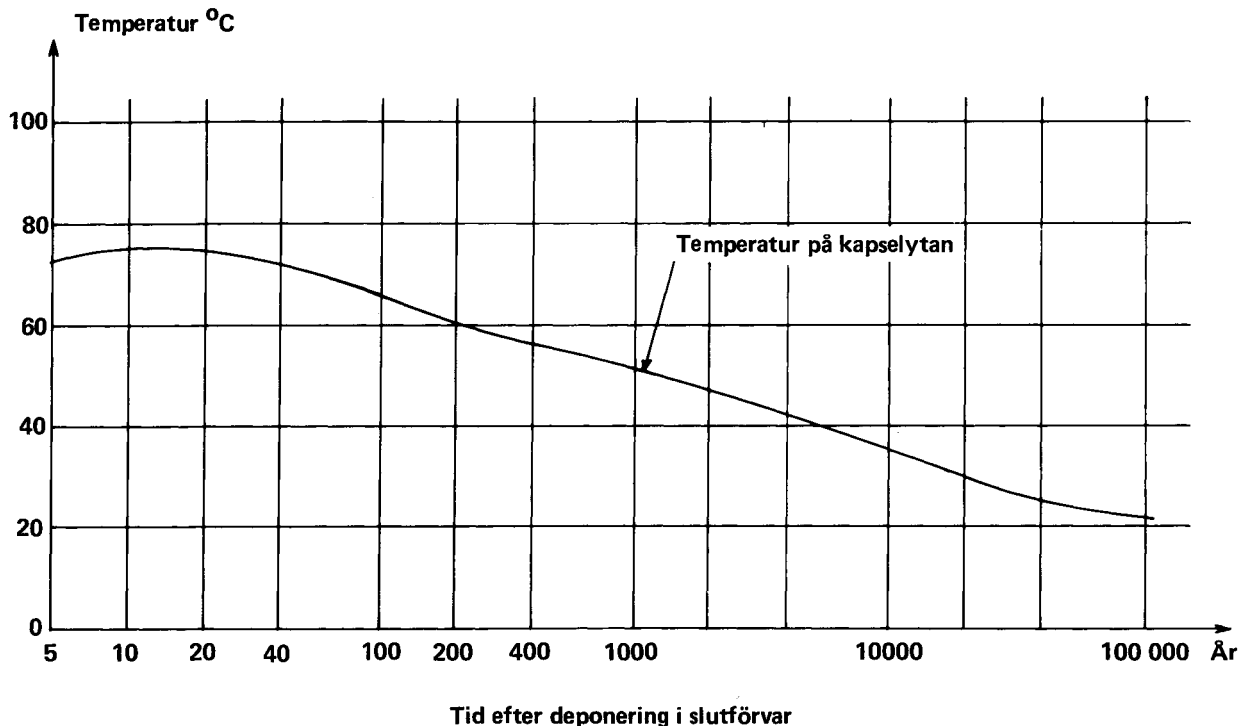
intill kapseln. Den maximala temperaturen 77°C uppnås 10 à 20 år efter deponering. Efter 1 000 år har temperaturen sjunkit till 50°C , efter 100 000 år till 22°C (2°C över utgångstemperaturen), se fig 5-2 och /5-1/.

Det hydrostatiska trycket motsvarande grundvattendjupet är 5 MPa. Svälltrycket hos den omgivande buffertmassan är 5 - 10 MPa.

Den kemiska sammansättningen hos det vatten, som står i kontakt med kapselytan, beror dels på sammansättningen hos grundvattnet i det regionala grundvattenssystemet kring slutförvaret, dels på buffertmateriallets sammansättning samt slutligen på reaktionshastigheten mellan kapselmaterialet och sådana beståndsdelar i intilliggande vatten, för vilka en reaktion är termodynamiskt möjlig. Vid en bedömning av kapselkorrosionen är det i första hand de senare som skall beaktas.

De termodynamiska förutsättningarna för kopparkorrosion redovisas utförligt i /5-2/.

För att koppar skall korrodera måste den avge elektroner och övergå i jonform. I denna form kan den sedan reagera med andra i lösningen befintliga joner. Elektronerna måste upptas av ett annat ämne, en så kallad elektronacceptor eller oxidant. För att reaktionen skall kunna äga rum måste den innebära en minskning av den så kallade fria energin i systemet. Denna minskning beror dels på hur effektivt oxidanten binder elektroner, dels på i vilken utsträckning kopparjoner binds i svårslösliga föreningar med låg fri energi eller blir kvar i fri form.



Figur 5-2. Diagrammet visar hur kapselns ytemperatur varierar med tiden efter deponeringen i slutförvaret.

I fallet reaktion med rent vatten är vätejoner den potentiella oxidanten och koppar binds som oxid. Bidragen till minskning i den fria energin blir då för små, och ingen reaktion äger rum. Koppar är med andra ord termodynamiskt stabilt i rent vatten.

Finns däremot fritt syre i vattnet binder det elektronerna så mycket effektivare än vätejoner att reaktionen blir möjlig. Kopparns övergång till oxidform är termodynamiskt gynnad i detta fall.

Vätejoner kan emellertid tjäna som oxidant under förutsättning att bildade kopparjoner binds i en förening med mycket låg fri energi (lägre än kopparoxidens). En sådan förening är kopparsulfid. Finns sulfidjoner närvarande kan därför kopparkorrosion ske i en omfattning som motsvarar tillgången på sulfid.

Den genomgång av de termodynamiska förutsättningarna för korrosionsreaktioner vid kopparytan som redovisas i /5-2/ visar att de ovan nämnda ämnen fritt syre och sulfid är de enda, som i praktiken kan orsaka korrosion. Rent termodynamiskt kan visserligen också sulfat fungera som oxidant under bildning av kopparsulfid om reaktionen är kopplad med en oxidation av t ex tvåvärt järn till trevärt. Geologisk evidens föreligger emellertid för att denna reaktion i praktiken inte alls äger rum (den är kinetiskt hämmad). Detta senare gäller även en annan termodynamiskt möjlig oxidant, nämligen nitrat, som dessutom i praktiken torde saknas i grundvatten på stora djup.

Övriga lösta beståndsdelar i det vatten, som står i kontakt med kapseln saknar betydelse för korrosionsförloppet. Efter mycket lång tid kan de antas förekomma i en mängd, som motsvarar grundvattensammansättningen (se avsnitt 3.5). I ett inledande skede motsvarar emellertid sammansättningen den jämvikt som buffertmaterialet (bentonit) ger. pH är då drygt 9 men sjunker småningom till ca 8.5. Jämviktsinställningen med grundvattnet sker relativt snabbt då det gäller anjoner men långsammare, när det gäller katjoner på grund av bentonitens jonbytaregenskaper. Fullständig jämviktsinställning för katjoner tar enligt beräkningar miljontals år /5-3/. Eftersom vattenflödet genom det mycket täta buffertmaterialet är försumbart sker materialtransport enbart genom diffusion.

5.4 KORROSIONENS OMFATTNING

5.4.1 Allmänt

Av föregående avsnitt framgår att sulfid och fritt syre är de enda beståndsdelarna i grundvatten som potentiellt kan orsaka korrosion på metallisk koppar. Den maximalt möjliga omfattningen av denna korrosion kan beräknas om man utgår från att dessa ämnen reagerar omedelbart vid kontakt med kapseln.

Genom att koncentrationen vid kapselytan då blir noll erhålls maximal drivkraft för intransport (diffusion) av respektive ämnen till kapseln från omgivningen. Den maximala korrosionshastigheten motsvarar därvid denna intransporthastighet. Den verkliga korrosionshastigheten kan vara mindre om ett skyddande korrosionsproduktlager bildas vid ytan.

Transport av lösta ämnen i buffertmaterialet till och från kapseln samt till och från grundvattensystemet i berget behandlas närmare i avsnitt 6.5. Med där beskrivna metoder har tillförseln av korrosiva ämnen (fritt syre och sulfid) till kapseln beräknats /5-4/.

5.4.2 Korrosion orsakad av fritt syre

Som framgår av avsnitt 3.5 saknas i stort sett fritt syre i grundvatten i berg på stort djup, vilket står i samband med förekomsten av mineral innehållande tvåvärt järn i sprickväggarna. Detta beläggs också av analysresultatet för grundvatten från borrhål på ungefär 500 meters djup. Med hänsyn till att analysnoggrannheten är 0,1 ppm antas dock försiktigtvis detta värde. Detta ger ett totalt maximalt korrosionsangrepp på en kopparkapsel efter 1 miljon år av endast ca 1,5 kg.

Därutöver blir emellertid relativt stora mängder luftsyre instängda i buffertmaterialets porer vid förseglingen av slutförvaret. Den dominerande mängden av detta syre finns i bentonit-sandblandningen i tunneln ovanför deponeringshålet. Detta syre avlägsnas emellertid genom att till denna blandning tillsätta 0,5% av järn(II)fosfat (som mineral benämmt vivianit) som är stabilt i kontakt med bentonit. Praktiska försök /5-7/ har visat att detta mineral reagerar med lämplig hastighet med syre under de förhållanden som råder i slutförvaret. Syret förbrukas således långt innan det hinner diffundera till kapseln. I deponeringshålet tillsätts ej järnfosfat, men den där instängda syrevolymen är relativt liten och motsvarar endast korrosion av ca 2,5 kg koppar per kapsel.

Ytterligare ett tänkbart bidrag till syretillförseln är radiolytisk sönderdelning av vatten orsakad av den från avfallet kommande gammastrålningen. Genom att kopparkapseln har en vägg tjocklek av 200 mm blir emellertid den strålningsenergi, som tränger igenom och absorberas i det vattenhaltiga buffertmaterialet relativt obetydlig, se fig. 8-6. Man känner från strålningskemin det maximala utbyte varmed strålningsenergi kan orsaka sönderdelning av vatten /5-5/. Genom att anta detta utbyte, och att allt bildat syre och väteperoxid förmår diffundera till kapselytan och där hundra procentigt reagera, kan en övre gräns för en eventuell av radiolys förorsakad kopparkorrosion beräknas. Den motsvarar endast 0,4 kg per kapsel på en miljon år /5-4/.

Summeras den av fritt eller genom radiolys bildat syre orsakade korrosionen, erhålls en total kopparförbrukning per kapsel av högst ca 4,5 kg efter 1 miljon år.

5.4.3 Korrosion orsakad av sulfid

Liksom då det gäller syre kan man indela den av sulfid orsakade korrosionen i två bidrag, nämligen ett från grundvattnet och ett från i buffertmaterialet i ett inledande skede närvarande material.

Sulfid i grundvattnet härrör i allmänhet från sulfat i ytvattnet, som vid sitt nedträngande i bergssprickorna blivit mikrobiologiskt reducerat till sulfid. Detta kan lokalt på det djup, där

reaktionen äger rum, ge upphov till relativt höga sulfidkoncentrationer. Liksom för fritt syre gäller emellertid att halten fri sulfid i grundvatten på stora djup är begränsad genom närvaro av järn, som binder sulfiden som pyrit. Även om denna reaktion är långsam kommer järnsulfidens löslighet alltid att begränsa koncentrationen, se avsnitt 3.5.

Vid beräkning av korrosionsbidraget från sulfid har antagits att halten fri sulfid i grundvattnet är 5 mg/l, vilket uppmätts i ett fall (Forsmark) /5-6/. Detta är med hänsyn till ovanstående ett alltför högt värde, och analysresultatet beror sannolikt på närvaron av kolloidal eller suspenderad järnsulfid (FeS). Då dess diffusion genom bentonitbufferten är mycket låg, blir det därav förorsakade korrosionsbidraget försumbart. Vidare skulle fri sulfid mer eller mindre förbrukas vid passagen genom buffertmaterialet genom reaktion med där befintliga järnoxider. Försiktigtvis har emellertid ingen av dessa invändningar beaktats, utan beräkningen har utförts som om 5 mg/l fri sulfid verkligen finns i grundvattnet och kan diffundera till kapseln utan att förbrukas på vägen.

Ytterligare sulfid i grundvattnet kan teoretiskt bildas genom mikrobiologisk sulfatreduktion på grund av närvaro av upplöst organiskt material (max 12.5 mg/l) /5-8/. Detta skulle kunna ge upphov till ytterligare 2 mg/l fri sulfid i grundvattnet. I praktiken är det dock tvivelaktigt om detta organiska material (humusämnen och s k fulvosyror) är användbart för sulfatreduktionen. Vore detta fallet skulle det med all sannolikhet redan ha förbrukats på detta sätt. Här räknas dock med att motsvarande sulfidmängd bildas.

En halt av fri sulfid i grundvattnet på $5+2 = 7$ mg/l ger ett teoretiskt beräknat korrosionsangrepp på 50 kg koppar per kapsel och en miljon år. Detta innebär sannolikt en betydande överskattning av det verkliga angreppet, möjligen med flera storleksordningar.

Buffertmaterialet innehåller (efter eventuell erforderlig oxiderande värmebehandling) mycket små mängder sulfid. Den återstående mängden ca 200 mg/kg härrör så gott som enbart från pyrit, FeS₂. Denna är mycket svårlöslig. Sulfidhalten i en lösning i jämvikt med pyrit är så låg att den möjliga intransporten till kapslingsytan ger upphov till försumbar korrosion.

Bentonit kan innehålla organiskt material, som teoretiskt skulle kunna ge upphov till sulfid genom mikrobiologisk sulfatreduktion. Vid en oxiderande värmebehandling, se 4.2, bortbränns emellertid sådant material, som kan tjäna som substrat för de sulfatreducerande bakterierna. Genomförda analyser visar, att den totala halten av organiskt material efter värmebehandlingen kan förutsättas ej överstiga 200 ppm. Antar man försiktigtvis att hela denna mängd är användbar som bakteriesubstrat för produktion av fri sulfid erhålls ett maximalt beräknat korrosionsangrepp motsvarande 5.4 kg koppar per kapsel och 1 miljon år. Härvid inräknas allt organiskt material i bentoniten såväl i deponeringshålet som i angränsande tunnelvolym. Eftersom tunnelfyllningen innehåller överskott av tvåvärt järn torde där bildad sulfid ej bli tillgänglig för att reagera med koppar. Det verkliga korrosionsangreppet är därför högst hälften av det ovan angivna.

Det sammanlagda beräknade maximala korrosionsbidraget från sulfid

på 1 miljon år uppgår till högst ca 55 kg. Den verkliga korrosionen torde emellertid bli avsevärt mindre.

5.4.4 Sammanlagd korrosion

En summering av bidragen från syre och sulfid ger en sammanlagd korrosion av högst ca 60 kg koppar efter 1 miljon år. (Addition är dock i detta fall inte motiverad, eftersom genom syrekorrosion bildad kopparoxid kommer att förbruka sulfid utan metallkorrosion.) Denna mängd korroderat material motsvarar ett medelkorrosionsdjup på ca 0.5 mm att jämföra med kapseltjockleken 200 mm. Den översta delen av kapseln kan tänkas bli något mer angripen genom att sulfid från tunneln företrädesvis reagerar med denna del. Antar man att detta sulfidangrepp koncentreras till de översta 10% av kapselytan blir medelkorrosionsdjupet där ca 2.4 mm. Detta innebär dock en kraftig överskattning eftersom, som redan nämnts, järnhalten i tunnelfyllningen torde hindra sulfid att diffundera ned i deponeringshålen.

Ovannämnda korrosionshastigheter avser förhållanden vid intakt kopparkapsel. Förloppet efter en eventuell penetration av kapseln är mera svåröverskådligt och korrosionshastigheten kan tänkas öka på grund av närvaro av t ex fritt syre bildat genom radiolys av vatten i direkt kontakt med bränslet.

Detta syre kan även tänkas påverka korrosionshastigheten hos närliggande kapslar. Det av buffertmaterialet åstadkomna diffusionsmotståndet gör dock att denna inverkan blir utan betydelse.

5.5 **KORROSIONSANGREPPETS KARAKTÄR**

Av ovanstående 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. Någon risk för sprickbildning genom spänningsskorrosion föreligger inte för ren koppar.

Ren koppar är ett material med föga tendens till gropfrätning. Sådan kan dock förekomma i vissa fall, t ex i vattenledningsrör och i material nedgrävt i vissa jordar.

Sambandet mellan frätgropsdjup (p) och tid (t) brukar i sådana fall empiriskt uttryckas med ekvationen

$$P = A t^n \quad (1)$$

där A och n är konstanter. n har ett värde mellan 0 och 1.

En statistisk bearbetning /5-9/ av resultat från en mångårig undersökning av koppars korrosion i olika typer av jord i USA under exponering har visat att sambandet mellan frätgropsdjup och tid bättre kan uttryckas med ekvationen:

$$P = A(t - t_0)^n \quad (2)$$

där t_0 är inkubationstiden, innan gropfrätning startar.

Resultaten av den nämnda undersökningen visar att n minskar med tiden.

I överensstämmelse med formeln (1) ökar livslängden hos t ex ett vattenledningsrör av kopparkapsel starkt med vägg tjockleken. Är denna tillräckligt stor avstannar frätgropens tillväxt på djupet praktiskt taget helt med tiden. Det fortsatta angreppet sker därigenom att befintliga frätgropar tillväxer på bredden och nya frätgropar initieras. 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 istället använder det maximala värde (ca 25) på gropfrätningens faktor, som observerades vid den nämnda undersökningen. Det så beräknade maximala angreppsdjupet efter 1 miljon år blir 60 mm (30% av vägg tjockleken).

5.6 KAPSELNS LIVSLÄNGD

5.6.1 Livslängd med hänsyn till mekaniska påkänningar

Kopparkapselns mekaniska säkerhet har studerats med avseende på spänningar som kan uppstå vid tillverkning, hantering och slutlagring /5-14/. Tillverkning av kopparkapseln och hantering i samband med det använda bränslets inkapsling diskuteras i avsnitt 2.3.

De möjliga mekaniska påkänningarna som kan påverka kapselns livslängd i slutförvaret är av tre slag:

- a) Yttre övertryck (hydrostatiskt tryck och buffertmassans svälltryck).
- b) Skjuvkrafter på grund av eventuella bergrörelser.
- c) Inre övertryck på grund av heliumbildning i bränslet, orsakad av alfa-sönderfall hos tunga nuklider.

Ett likformigt yttre övertryck ger inte upphov till påkänningar i kapselväggen, eftersom kapselns inre är helt fyllt med bly och bränslestavar. Bränslestavarnas kapslingsrör undergår ej krypdeformation under rådande förhållanden.

Sprickor i godset eller i svetsarna skulle eventuellt kunna tillväxa till följd av en ogynnsam temporär spänningsfördelning /5-14/. Med hjälp av speciell ultraljudteknik kontrolleras att såväl grundmaterial som svetsar är fria från sprickor.

Om vattenupptagningen eller svällningen i buffertmaterialet till en början skulle ske ojämnt kan vissa temporära påkänningar uppstå i kapselmaterialet, dock inte av sådan storlek, att de leder till brott. Spänningarna försvinner successivt genom kryp-relaxation dvs materialet blir på sikt spänningsfritt.

Såsom visas i avsnitt 3.2 är sannolikheten även för små bergrörelser mycket låg. Buffertmaterialets eftergivlighet och kopparns

seghet gör, att brott inte behöver befaras vid de små bergförskjutningar, som behöver beaktas. Uppkomna spänning försvinner även här genom kryprelaxation.

Det inre övertrycket i bränslestavarna beror på hur snabbt genom radioaktivt sönderfall bildat helium frigörs från urandioxidmatrisen. Detta förlopp är för närvarande inte helt klarlagt. Även om man gör det mest ogynnsamma antagandet, nämligen att helium frigörs omedelbart vid sin bildning, kan man visa att kapslingsrören vid maximalt utbränt PWR-bränsle ej undergår någon krypdeformation på grund av inre övertryck inom tiden 1 miljon år /5-10/ och /5-11/. Vid BWR-bränsle uppstår ej något inre övertryck inom denna tidsperiod.

Sammanfattningsvis finns inga mekaniska påkänningar, som begränsar kapsellivslängden till under 1 miljon år.

5.6.2 Korrosionslivslängd

Av vad som tidigare anförts framgår att medelangreppsdjupet på vissa delar av kapseln kan uppgå till högt räknat 2.4 mm efter 1 miljon år. Variationer i angreppsdjupet kan emellertid förekomma, men bedöms ej bli stora. En mycket konservativ bedömning av det maximala angreppet efter 1 miljon år blir enligt ovan 60 mm. Slutsatsen blir att korrosionslivslängden ej bör understiga 1 miljon år.

Det bör särskilt framhållas att ovanstående slutsats beträffande korrosionslivslängd ej är kritiskt beroende av antaganden om frånvaro av bergrörelser med åtföljande uppsprickning eller ökning i grundvattenströmningen på grund av ändrad hydraulisk gradient. Den kompakterade bentoniten som buffertmaterial fungerar som ett elastiskt försvar som genom sin svällningsförmåga garanterar att inga vattenförande sprickor, vilka medför starkt ökad materialtransport, kan nå kapseln ens vid kraftiga bergrörelser. I det osannolika fallet att grövre sprickor skulle bildas i berget kommer den kompakterade bentoniten att svälla in i denna och effektivt förhindra materialtransport till kapseln. Bentoniten kan svälla till flera gånger sin egen volym utan att förlora sin skyddsverkan. En kraftig ökning i grundvattenströmningen ger endast upphov till en begränsad ökning i korrosionshastigheten.

5.6.3 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 gjort en bedömning av kapselns korrosionslivslängd på uppdrag av KBS /5-12/. Denna bedömning utmynnar i följande slutsats:

"Koppar är en relativt ädel metall och är därför termodynamiskt stabil i syrefritt, rent vatten. I det aktuella fallet kan dock viss korrosion ske genom inverkan av syre alternativt sulfid i det vatten som kommer i kontakt med kapseln. Genom tillsats av desoxidationsmedel till buffertmaterialet i tunnlarna förutsätts syret där kunna elimineras. Syre förekommer emellertid i det buffertmaterial som införs i deponeringshålerna och sulfid tillförs med grundvattnet.

Även med beaktande av dessa reaktanter bedöms det emellertid realistiskt att förvänta en livslängd av hundratusentals år hos en kopparkapsel med en väggtjocklek av 200 mm."

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

Reservantens invändningar /5-13/ 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 avsnitt 3.2. 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.

6 UTLAKNING OCH MATERIALTRANSPORT

6.1 ALLMÄNT

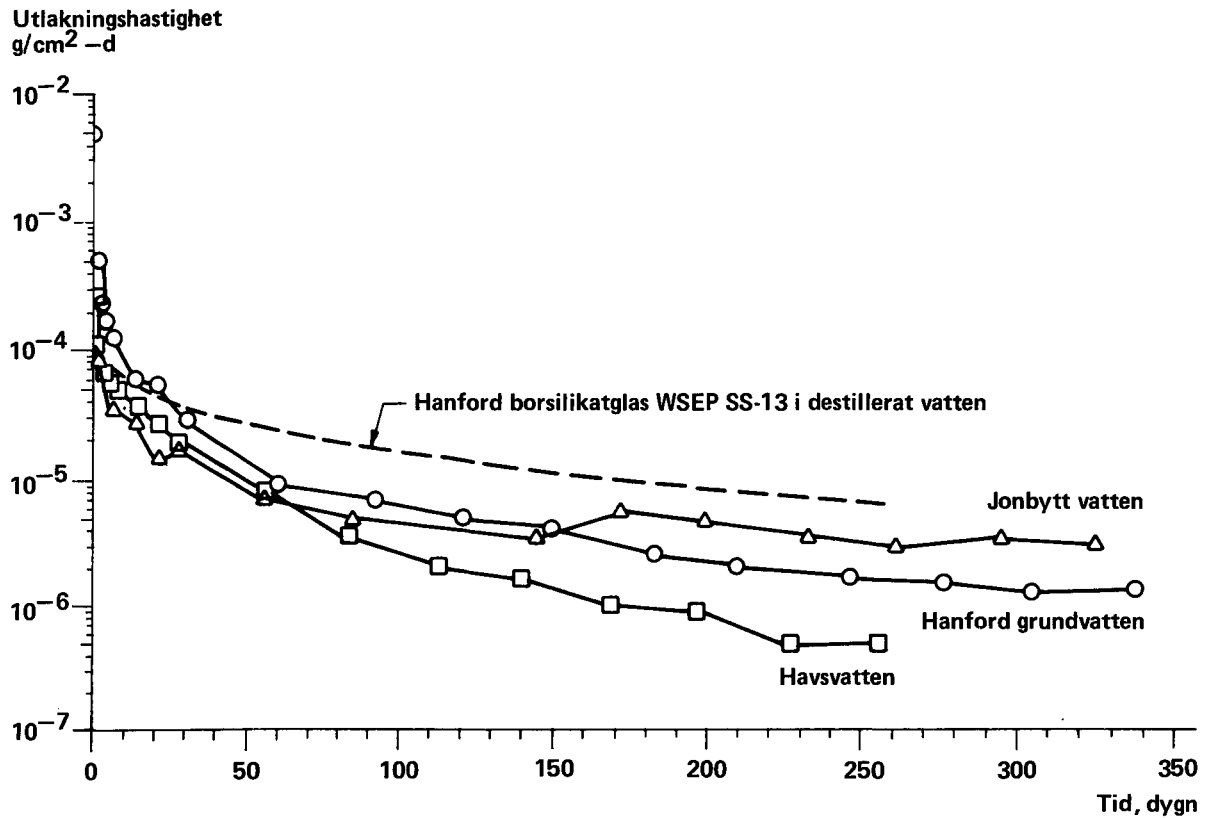
Analyser av utlakningen av radioaktiva ämnen från radioaktivt avfall baseras vanligen på laboratoriemätningar av laktionshastigheten. Sådana mätningar görs vid fri tillgång på vatten med olika sammansättningar hos vattnet och vid olika temperaturer. För glasformigt högaktivt avfall finns en stor mängd experimentella data av sådant slag. Motsvarande data för använt urandioxidbränsle finns däremot endast i mycket begränsad omfattning. Analyser av utlakningen av radioaktiva ämnen från sådant bränsle måste därför huvudsakligen baseras på annan typ av information.

I detta kapitel redovisas först resultaten från vissa experimentella undersökningar av laktionshastigheten för använt urandioxidbränsle. Därefter diskuteras olika tänkbara händelseförlopp vid kontakt mellan urandioxid och grundvatten som brutit igenom de yttre barriärerna (kopparkapsel, bly, zirkaloy-kapsling). Begränsningar i utlösningshastigheten för vissa nuklider med hänsyn till deras löslighet i vatten diskuteras därefter.

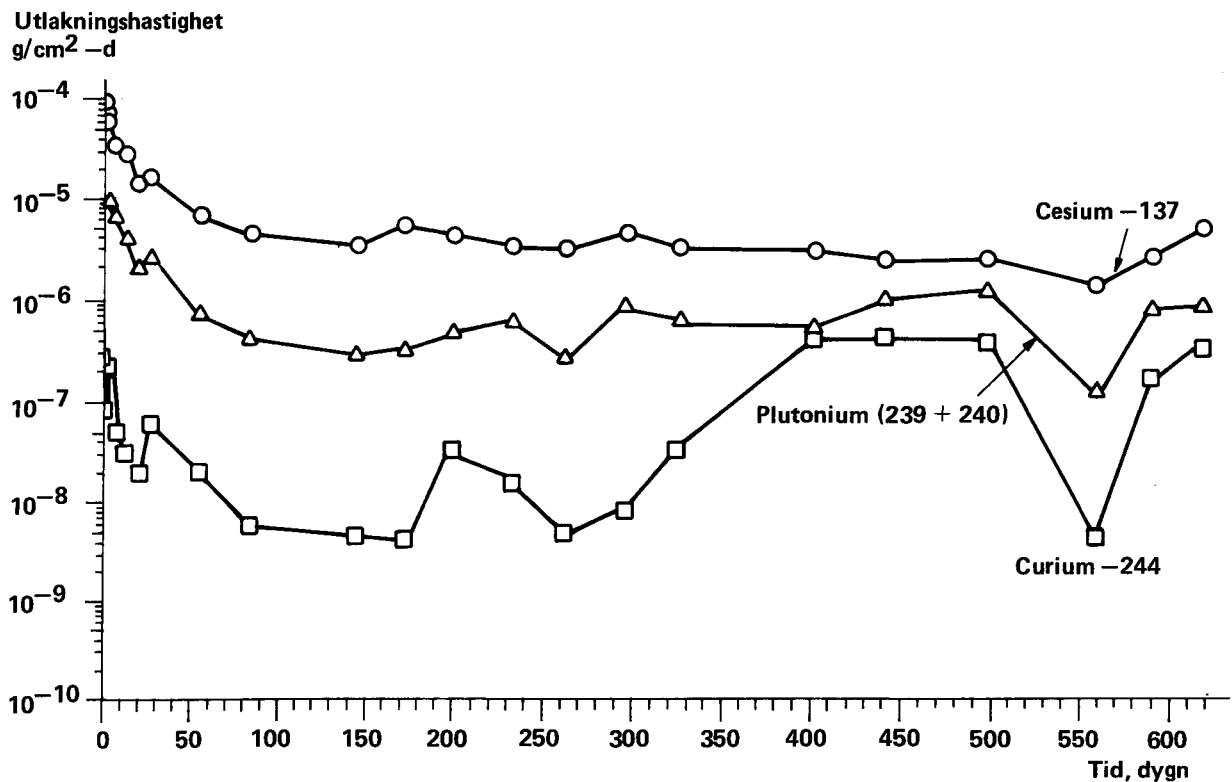
Transporten av olika i vatten lösliga ämnen genom buffertmaterialet och i närliggande tunna bergsprickor redovisas. Denna transport är av betydelse för såväl korrosionsangreppen på kopparkapseln som för spridningen av radioaktiva ämnen. Beräkningar av tillförsel av oxidanter (syre och sulfid) till kapseln utgör underlag för bedömningen av kopparkapselns livslängd. Denna har redovisats i kapitel 5.

Upplösningshastigheten av urandioxidmatrisen och beräknad uttransport av radioaktiva ämnen utgör underlag för spridningsberäkningarna och konsekvensanalysen i kapitel 8.

Vid slutförvaring av använt bränsle på sätt som anges i avsnitt 2.4 kommer korrosion av kapseln och upplösning av bränslet att starkt begränsas av möjlig transporthastighet för lösliga species med hänsyn till den ringa vattenomsättningen. Denna bestäms dels av den låga vattenföringen i berget, dels av buffertmaterialets mycket låga vattengenomsläpplighet. Se kapitel 3 och 4. I det följande visas att materietransporten bestäms av diffusion genom buffertmaterialet och av "filmmotståndet" i fasgränsytan mellan leran och det långsamt strömmande vattnet i de tunna bergsprickorna. Under dessa förhållanden med ett praktiskt taget stillastående grundvatten i buffertmaterialet blir den möjliga upplösningshastigheten för använt bränsle flera storleksordningar



Figur 6-1. Diagrammet visar uppmätt utlakningshastighet för cesium-137 från bestrålad urandioxid från bränsle till lättvattenreaktorer. (Utbränning 54,4 MWd/kg uran). Den streckade kurvan visar som jämförelse utläckningen av cesium-137 från borsilikatglas från Hanford.



Figur 6-2. Diagrammet visar uppmätt utlakningshastighet för några nuklider från bestrålad urandioxid. (Utbränning 54,4 MWd/kg uran).

lägre än vad som erhålles vid dynamiska lakningsförsök med "fri" tillgång på vatten.

6.2 LAKNING AV BRÄNSLE

6.2.1 Experimentella undersökningar, allmänt

Under 1950-talet utfördes vissa studier över upplösningen av oberstrålad urandioxid i karbonatlösningar /6-1, 6-2/. Försöken hade anknytning till utvinning av uran ur malmer genom karbonatlakning. Resultaten har endast begränsat intresse för direktdeponering av använt kärnbränsle. Det gäller även senare undersökningar av upplösningshastigheten i vatten för prover av mineralet uranit /6-3/.

Vid Battelle, Pacific Northwest Laboratories, Richland, USA, BNWL, påbörjades under 1975 försök med bestrålat urandioxidbränsle för att mäta utlakningshastigheten vid direktdeponering av använt kärnbränsle /6-4, 6-5/.

På uppdrag av KBS har lakningsundersökningar också utförts vid Studsvik på använt kärnbränsle från en svensk kraftreaktor /6-6/.

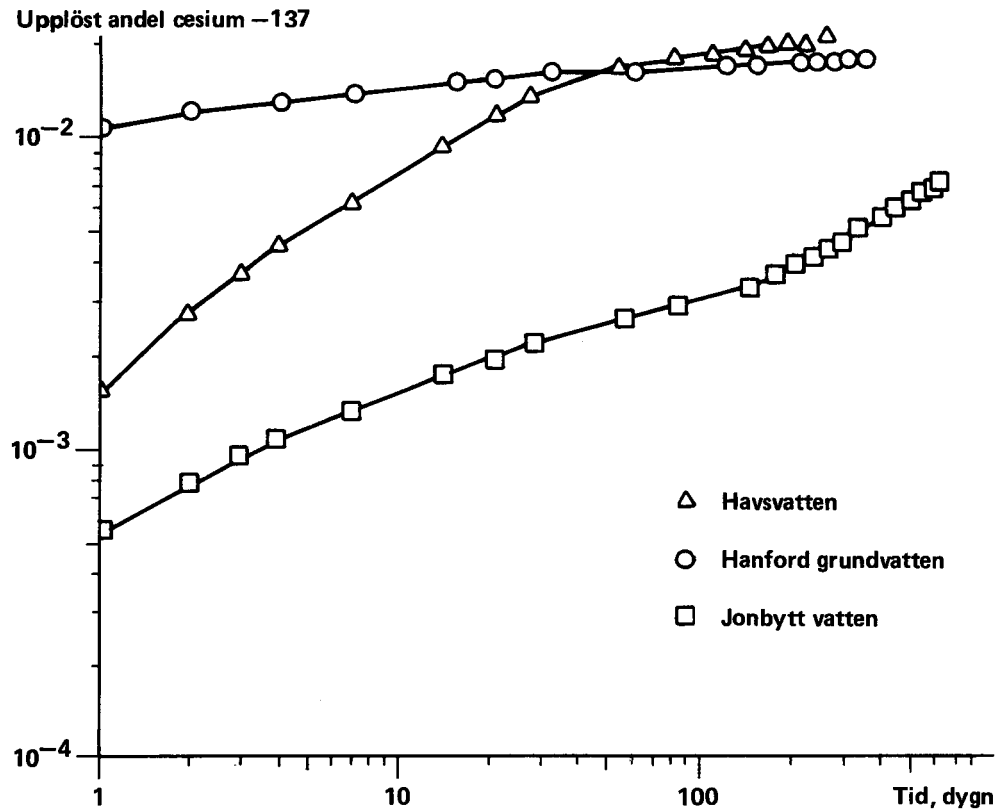
6.2.2 Försök vid Battelle, Pacific Northwest Laboratories

De amerikanska försöken utfördes på kutsfragment från lättvattenbränsle, som bestrålats till en medelutbränning av 54 450 MWD/MTU. Uranet var från början anriktat till 5.81% uran-235 och kutsarna hade 93.6% teoretisk täthet. Totala bestrålningstiden var 32 800 timmar, varav 27 800 vid full effekt.

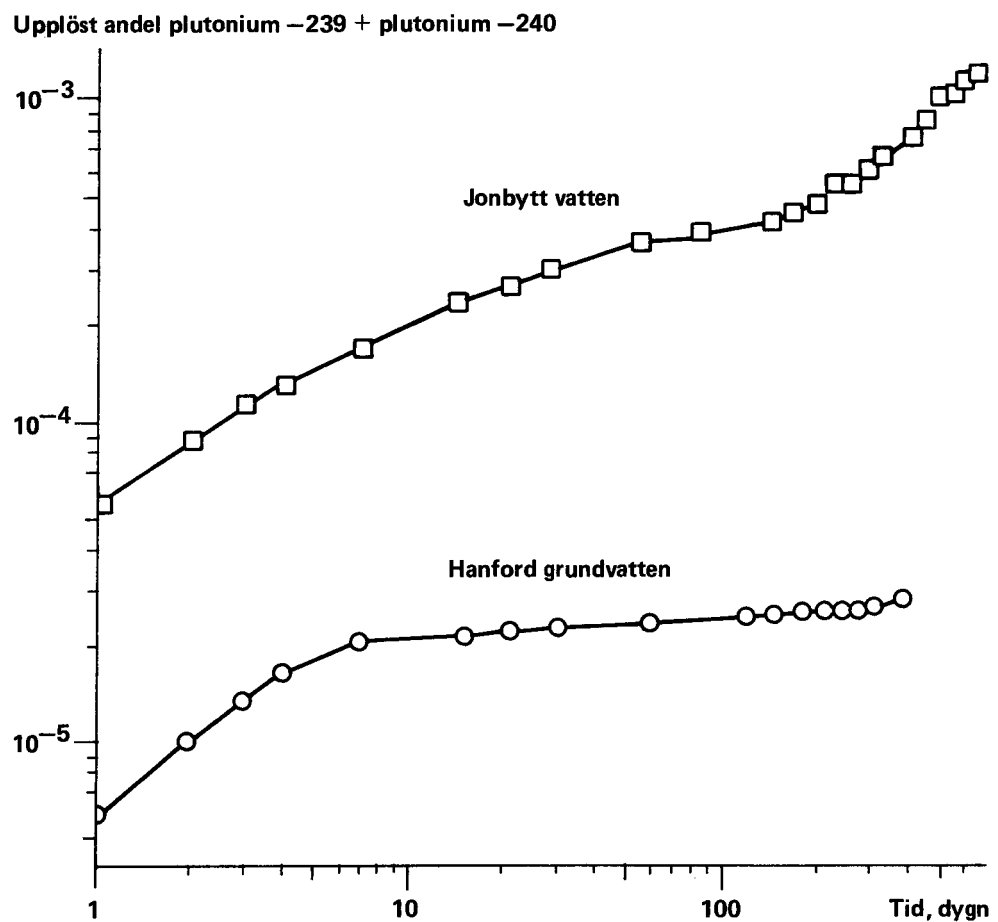
Utlakningsförsöken genomfördes vid ca 25°C. Tre olika typer av vatten användes: grundvatten från Hanford-området, jonbytt vatten och destillerat vatten (från laboratoriets nät för destillerat vatten).

I figur 6-1 har utlakningshastigheten för cesium-137 avsatts som funktion av tiden. Som jämförelse har lagts in resultaten av ett vid BNWL utfört försök med borsilikatglas innehållande högaktivt avfall (kurva WSEP SS-13). Enligt kurvorna skulle utlösningen från bestrålat LWR-bränsle ligga över utlösningen från förglasat högaktivt avfall till att börja med, men efter någon månad komma ned till samma nivå och därefter ligga något under. Härvid är dock att märka att det borsilikatglas, som används som jämförelse, framställdes redan 1970 och att modernare glassammansättningar kan uppvisa utlakningshastigheter som är ca 10 ggr lägre.

De analyserade nukliderna uppvisar högst olika utlakningshastighet. Värdena på upplösning av cesium ligger således till att börja med ca 1 000 ggr högre än för curium. Värdet för plutonium ligger däremellan. Detta framgår av figur 6-2 som återger utlakningen i jonbytt vatten under drygt 600 dagar. (Försöksserien med jonbytt vatten fortsattes sedan övriga försök avbrutits.) Kurvorna visar en relativt svag ökning av utlakningshastigheten för cesium mot periodens slut. Utlakningshastigheten är dock lägre än under de första veckorna. Detsamma gäller för plutonium, medan



Figur 6-3. Diagrammet visar uppmätt andel cesium-137 som lösts i olika lakvatten.



Figur 6-4. Diagrammet visar uppmätt andel plutonium som lösts ut i jonbytt vatten och grundvatten från Hanford.

utlakningshastigheten för curium enligt kurvan är mycket oregelbunden.

Ett annat sätt att åskådliggöra utlakningen är att ange hur stor andel av provets ursprungliga innehåll av en viss nuklid som frigörs som funktion av tiden. Utlakningen av cesium och av plutonium återges på detta sätt i figur 6-3 och 6-4. Det framgår att ca 1% av cesium-innehållet snabbt löses ut i grundvatten. Efter 150 dagar har ca 1.5% frigjorts. Andelen plutonium, som lösts ut i grundvatten efter 150 dagar uppgår till $3 \cdot 10^{-5}$. Utlakningen i jonbytt vatten avviker kraftigt från den i grundvatten; för cesium är den lägre, för plutonium högre.

6.2.3 Försök i Studsvik

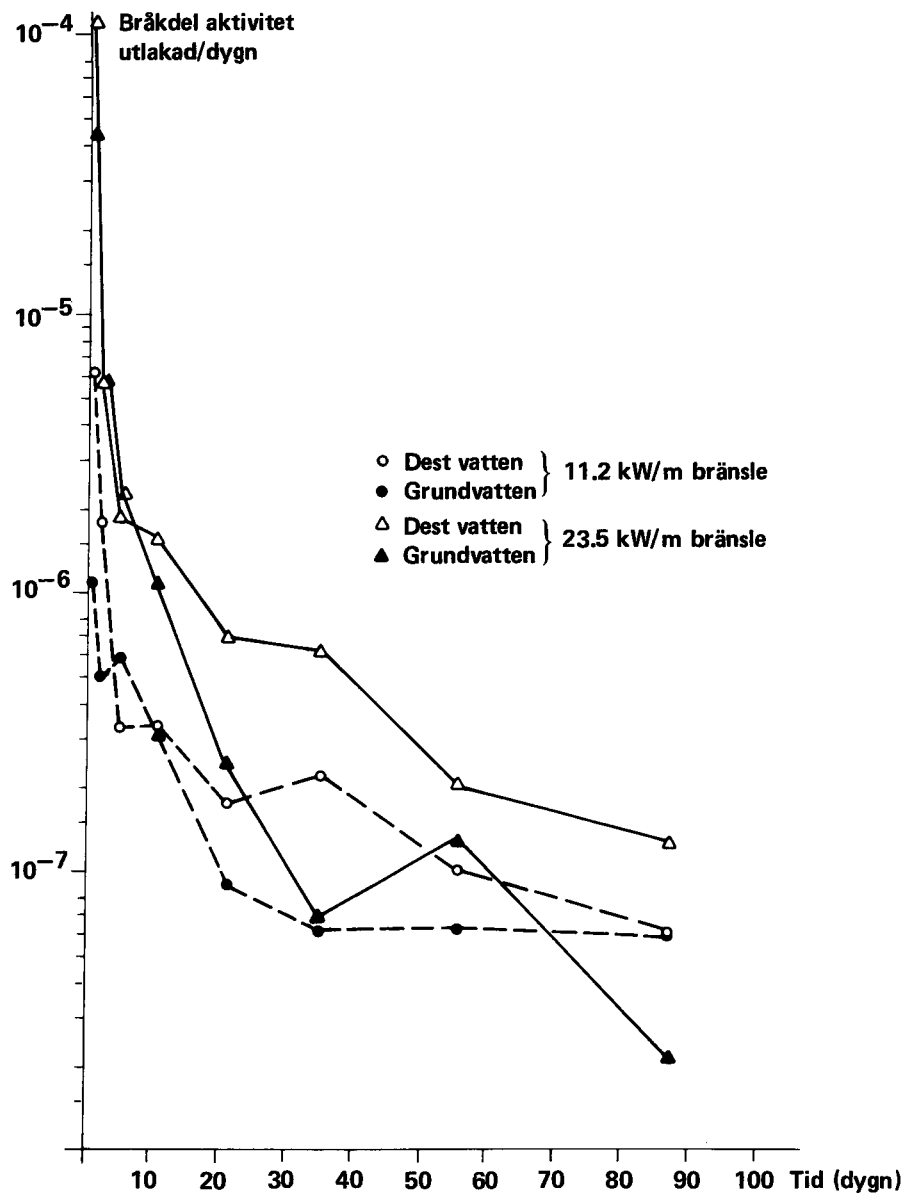
Lakningsförsöken /6-6/ utfördes på ca 20 mm långa bitar av en bränslestav från Oskarshamn 1-reaktor. Två prov uttogs från en del med relativt hög effekt (ca 24 kW/m) och två prov från en del som haft ungefär hälften så stor effekt (ca 11 kW/m). Bestrålningstiden var 902 dygn och avklingningstiden 2 år. Av dessa prov har ett "högeffektsprov" och ett "lågeffektsprov" lakats i destillerat vatten och de andra två proven i grundvatten, i samtliga fall av 500 cm³ volym. Temperaturen har hållits konstant vid 60°C under försöken.

De utlakade ämnen som mättes visade i början relativt stor lakningshastighet - uttryckt som bråkdel utlakat per dygn av det totala inventariet - men mot slutet av lakningsperioden erhöles värden på ca 10^{-6} /d för uran, strontium-90 och cesium-137 och ca 10^{-7} /d för total alfa-aktivitet (fig. 6-5).

En jämförelse mellan de ackumulerade mängder som lakats ut under 105 dagar från högbelastade och lågbelastade prover gav största skillnaden för cesium-137, där värden på ca 0,7% resp 0.03% av det totala cesium-137-inventariet erhöles (fig. 6-6). Dessa värden visar det stora belastningsberoendet under reaktordriften för migration av cesium-137 till gapet kuts/kapsling och till perifera bränslesprickor.

6.2.4 De experimentella undersökningarnas begränsningar

Försöken vid BNWL och i Studsvik skiljer sig åt i flera avseenden. Det gäller bl a bränslets utbränning (och sannolikt också den linjära belastningen), uttaget av provmaterial (kapslingen är med vid försöken i Studsvik, varför kvarvarande aktivitet i spalten mellan kuts och kapsling kan lakas ut), lakningstemperatur och lösningens cirkulation. Direkta jämförelser av resultaten är därför ej möjliga. Ifråga om bränslets förhistoria, provuttag och i viss mån lakningstemperatur kan undersökningen i Studsvik anses vara den mer relevanta för förhållandena vid inträngning av grundvatten till direktdeponerat bränsle från lättvattenreaktorer. I andra avseenden, främst förhållandet vatten:bränsle och lösningens strömning, har det ej varit möjligt att i ett korttidsexperiment efterlikna de betingelser som kan tänkas föreligga



Figur 6-5. Diagrammet visar uppmätt utlakningshastighet för alfa-aktivitet i destillerat vatten och grundvatten.

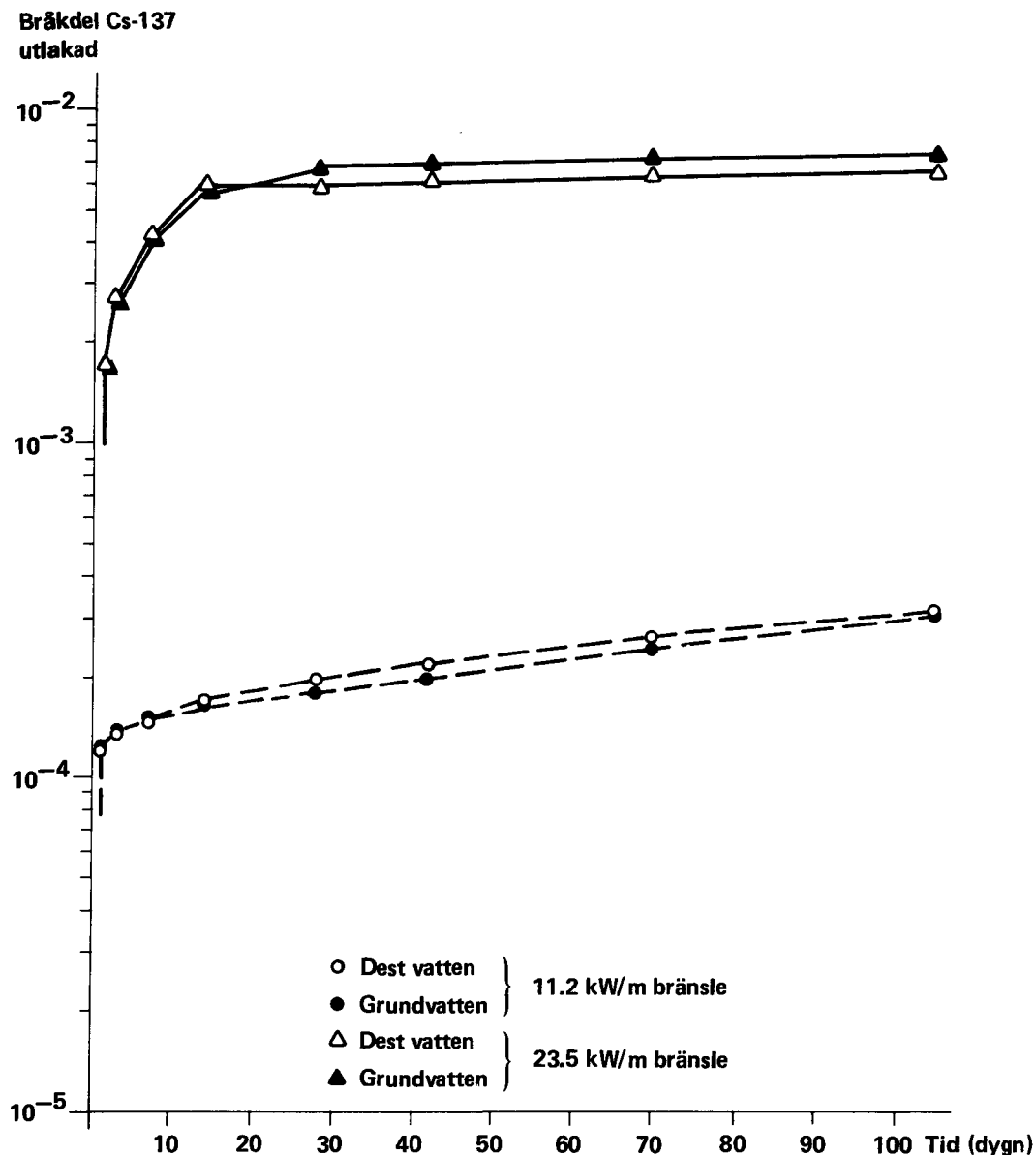
i ett slutförvar, då grundvatten brutit igenom alla de yttre barriärerna och kommit i kontakt med bränslet.

Det finns därför all anledning att utnyttja resultaten av de få försök, som hittills utförts med försiktighet. Framför allt är det givetvis vanskligt att extrapolera resultaten till de långa tider, som är av intresse i detta sammanhang.

6.3

NÅGRA TÄNKBARA HÄNDESEFÖRLOPP VID VATTENINTRÄNGNING

Direktdeponering av använt kärnbränsle förutsätts ske i berggrund med mycket långsam grundvattenströmning. Om de yttre barriärerna (koppar, bly och zirkaloy-kapsling) bryts igenom, kommer vatten i kontakt med urandioxidbränslet. Vatten tränger in i utrymmet mellan bränsle och zirkaloy-kapsling och in i sprickor i kutsarna. Oxiderande produkter, som bildas vid radiolys av vatten, kan då tänkas oxidera urandioxid. Omfattningen av denna oxidation beror bl a på



Figur 6-6. Diagrammet visar den uppmätta kumulativa utlakningen av cesium-137 i destillerat vatten och grundvatten.

- typ och omfattning av strålning i närliggande vattenskiikt.
- absorptionen i dessa skikt.
- typ och omfattning av radiolysprodukter som bildas.
- hur stor del av radiolysprodukterna, som når fram till uran-oxidtytor utan att ha förlorat sin reaktionsbenägenhet på vägen genom rekombination eller reaktion med andra redox-system än uran.
- hur stort utbytet för reaktionen mellan uranoxid och (främst de oxiderande) radiolysprodukterna blir.

Typ och omfattning av strålningen från använt bränsle ändras kraftigt med tiden. Den intensiva gamma- och beta-strålningen avtar relativt snabbt. Efter 500 - 1 000 år kommer därför alfa-strålningen att dominera. Alfa-strålningen har kort räckvidd. I en relativt intakt urandioxid-kuts är det därför endast en mycket liten del av alfa-strålningen, som tränger ut ur bränslet och kan nå fram till vatten. Å andra sidan kan alfa-strålningen i vattnet åstadkomma radiolys i ett tunt skikt intill urandioxidytan. Oxiderande radiolysprodukter har därför nära till ett angreppsmål. I

viss mån kan de tänkas oxidera urandioxidytan. Ytskikt, som oxiderats till sexvärt uran, kan lösas som karbonatkomplex i grundvattnet. Därigenom blottas nya urandioxidytor för de oxiderande radiolysprodukternas angrepp. Dessa oxiderande angrepp kan leda till att befintliga sprickor vidgas och förlängs samt till att nya sprickor bildas. Detta medför ökad radiolys av vatten, ökad oxidation av uran, vidgning av sprickor osv. Det hela skulle kunna tänkas leda till sönderfall av urandioxidbränslet och medföra, att en stor yta exponerades för inträngande vatten.

På lång sikt kan alfa-strålningen i bränslet med åtföljande heliumbildning möjligen också bidra till att sprickor bildas i grundmassan av urandioxid.

Varje alfa-partikel ger kollisioner med ett begränsat antal uran- och syreatomer i uranoxiden. Ligger dessa tillräckligt nära gränsytan mellan uranoxid och vatten kan en del atomer övergå till vattenfasen ("sputtering"). Övriga nuklider kan tänkas bli påverkade i ungefär den omfattning som de föreligger i grundmassan. Området runt alfa-spåret är kemiskt reaktivt. Vattnet kan därför korrodera urandioxiden i de punkter där alfa-partiklarna penetrerat ytan. Detta kan speciellt vara fallet om vattnet på grund av radiolys innehåller radikaler /6-7/.

Vid radiolysen av vatten bildas dock även reducerande produkter, som kan motverka det ovan skisserade förloppet.

Kornstorleken i bestrålad urandioxid kan variera, främst i radiell led. Det medför sannolikt också att oxidationshastigheten blir olika liksom benägenheten att spricka sönder.

Så länge huvuddelen av zirkaloy-kapslingen är kvar verkar den i viss utsträckning återhållande på vatteninträngningen och vattenomsättningen samt på den volymökning som kraftig oxidation skulle medföra.

Det är med dagens kunskap inte möjligt att bedöma hastigheterna för alla dessa förlopp vid olika tidpunkter. Preliminära beräkningar tyder dock på att verkan av "sputtering" är obetydlig inom överskådlig tid /6-7/. Oxidationen som följd av alfa-strålningens radiolys av vatten är svårare att bedöma /6-8, 6-9/.

6.4 BEGRÄNSNINGAR FÖR UTLAKNING AV VISSA NUKLIDER I GRUNDTVATTEN

6.4.1 Uran

De i föregående avsnitt skisserade förloppen är som nämnts mycket svåra att kvantifiera. Man kan då fråga sig om det inte finns några begränsningar för utlakningen av annat slag; begränsningar, som är lättare att beräkna. Som tidigare framhållits bestäms utlakningen av oxiderat uran i grundvattnet av vattnets sammansättning. I första hand torde vattnets karbonathalt vara avgörande, eftersom sexvärt uran bildar starka karbonatkomplex /6-1, 6-2, 6-3/.

Karbonathalter på 150-300 mg/l är normala för grundvattnet på större djup i granitisk berggrund /6-10/. Om grundvattnets karbonathalt emellertid skulle vara så hög som 550 mg HCO₃/l och

uran gå i lösning i huvudsak som bikarbonatkomplex av sexvärt uran, $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$, kan maximalt 1 070 mg uran/l hållas i lösning. Varje kopparbehållare innehåller 1.1 - 1.4 ton uran. Utlakning och bortföring av denna uranmängd skulle kräva 1.4 - 1.8 miljoner år, om flödes hastigheten för grundvatten i omgivande berg är 0.2 liter per m^2 och år /6-24/.

6.4.2 Radium

Uran-234 (halveringstid 247 000 år) sönderfaller till torium-230 (halveringstid 80 000 år) som vid sitt sönderfall ger radium-226 (halveringstid 1 600 år). Aktiviteten från radium-226 är låg vid uttaget ur reaktorn, $1.1 \cdot 10^{-8}$ Ci per ton uran. Den stiger sedan, uppnår ett maximum på ungefär 1 Ci per ton vid ca 300 000 år och avtar sedan, men planar ut på en relativt hög nivå, 0.3 Ci per ton /6-11/.

Om vatten kommer i kontakt med använt bränsle kan det ske utlösning, dels av radium-226 direkt, dels av torium-230 eller uran-234 (och uran-238), som så småningom sönderfaller i radium-226. Det radium, som löses ut direkt sönderfaller dock till allra största delen, innan utlöst uran eller torium hunnit bygga upp radium-226 i nämnvärd omfattning.

Radium bildar svårslösligt sulfat. Löslighetsprodukten för RaSO_4 är $4 \cdot 10^{-11}$ /6-12/. I grundvatten på större djup i granitisk berggrund har uppmätts sulfathalter på några mg/l till ca 50 mg/l /6-10/. Antag att sulfathalten är så låg som 1 mg/l. Radiumhalten blir då ca 1 mg/l, vilket motsvarar 1 m Ci/l. Sulfathalter i grundvattnet sätter således en övre gräns för utlakningen av radium direkt från det använda bränslet.

6.4.3 Jod

Den enda jodisotop som är av intresse i detta sammanhang är jod-129 (halveringstid 17 miljoner år). Aktiviteten uppgår till 0.038 Ci per ton uran i ingående bränsle. Den är praktiskt taget konstant de första miljoner åren, varefter den börjar sjunka mycket långsamt /6-11/.

Om jod skulle gå i lösning endast i den mån bränslets grundmassa av urandioxid oxideras och löses upp av vattnets karbonatinnehåll, så skulle utlakningen bli långsam. Jodföreningar har dock benägenhet att anrikas i utrymmet mellan bränsle och kapsling samt i bränslets yttre delar, som haft lägre temperatur under driften av reaktorn. Man får därför räkna med en snabbare utlakning av jod i vatten under ett initialskede. Utlakningshastigheten efter denna inledande period kan tänkas sjunka till en nivå, som bestäms av uranutlakningen; detta dock under förutsättning att grundmassan av urandioxid inte snabbt faller sönder på grund av oxidation, så att en stor yta exponeras mot vatten.

Ifråga om jod kan man inte räkna med att någon komponent i in-trängande grundvatten skall sätta en rimlig övre gräns för utlakningen från det använda kärnbränslet.

6.4.4 Plutonium

Den totala plutoniumhalten för PWR-bränsle vid uttag från reaktorn, uppgår till ca 11 kg per ton med följande fördelning /6-11/:

Plutoniumisotop	g/ton
238	150
239	6 390
240	2 340
241	1 550
242	440
	<hr/>
	10 870

Plutonium-239 dominerar således mängdmässigt. Om plutonium frigjordes i samma grad som grundmassan av urandioxid oxideras och löses ut av en karbonathalt på 550 mg/l i grundvattnet (1 070 mg uran/l maximalt) så skulle den maximala plutoniumhalten uppgå till ca 10 mg plutonium per liter.

Det förutsätter att plutonium är jämnt fördelat i bränslet, vilket ej är helt riktigt /6-14/.

Totalhalten lösligt plutonium har uppskattats till ca $2 \cdot 10^{-3}$ mg/l /6-13/. Grundvattnets sammansättning begränsar således halten av plutonium i verklig lösning till låga nivåer. Plutonium kan dock tänkas komma ut i grundvattnet även i kolloidal eller partikulär form. Alla dessa olika former av plutonium har dock stor benägenhet att fastna på mineralytor /6-15/.

6.5 MATERIALTRANSPORT I BUFFERTMATERIALET

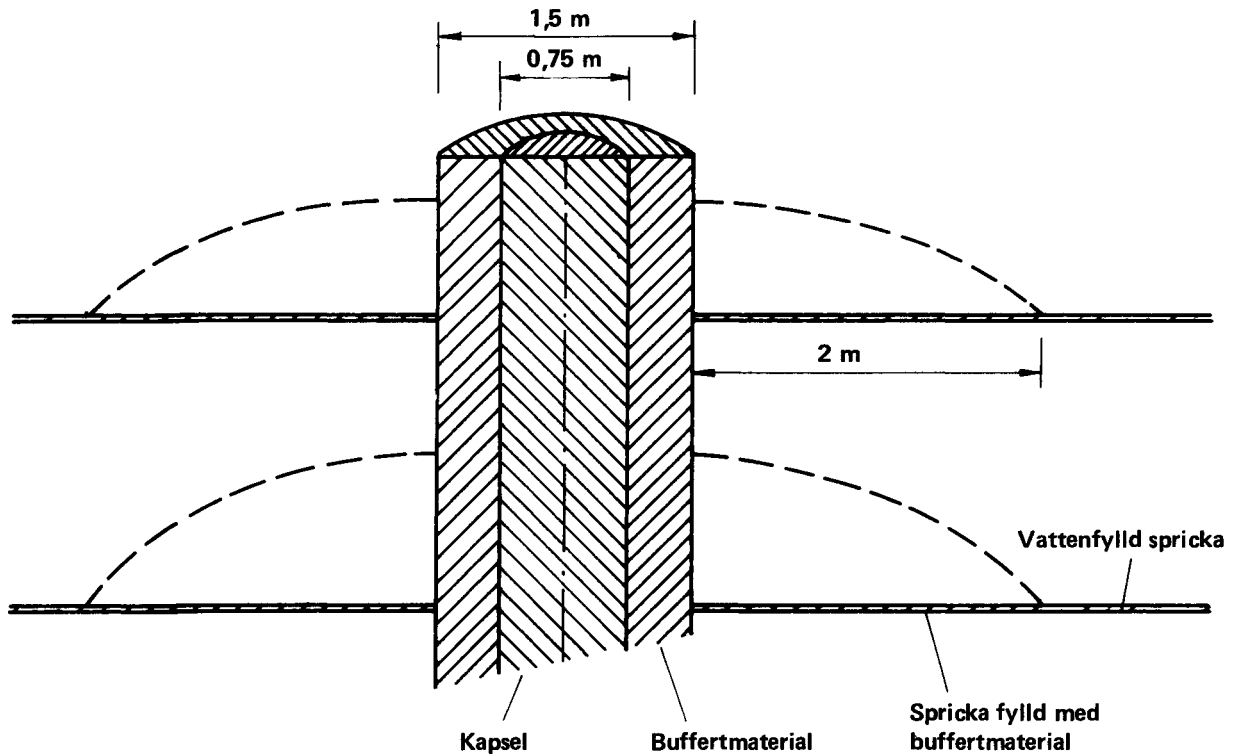
6.5.1 Transportmekanismer, allmänt

Genom den lera som utgör buffertmaterialet kring de slutförvarade kopparkapslarna, kommer en viss materietransport till eller från kapseln att äga rum. In till kapseln kan oxiderande ämnen i form av lösta gaser eller joner liksom andra komponenter, som finns i grundvattnet, transporteras. Bort från kapseln kan, i händelse av kapselbrott, dess innehåll av radioaktiva nuklider transporteras.

För att kunna uppskatta storleken av denna materietransport, har borrhålet med omgivande sprickor antagits vara beskaffade enligt fig 6-7. I beräkningarna har sprickorna antagits ligga vinkelrätt mot borrhålets axel och ha en oändlig utsträckning. Även andra orienteringar har undersökts. Sprickornas vidd samt avståndet mellan dessa har getts olika värden med utgångspunkt från uppmätta värden på ostörda bergets permeabilitet. Lera från borrhålet antas i viss utsträckning ha trängit ut i sprickorna.

6.5.2 Strömning

Utanför leran i sprickorna strömmar grundvattnet med en hastighet, som bestäms av den hydrauliska gradienten (i m/m), permeabiliteten (K_p m/s) samt bergets porositet (ϵ m³ sprickor/m³ berg) enligt Darcy's ekvation



Figur 6-7. Modell för beräkningar av materialtransport mellan kapsel och vatten i bergssprickor.

$$U_p = K_p \cdot i/\epsilon \text{ m/s}$$

Inne i leran är permeabiliteten mycket mindre än i berget
 $K_p < 10^{-13} \text{ m/s}$ /6-18/.

Förutom den hydrauliska gradienten i leran, kan även en termisk gradient i_{th} uppstå genom den värmeutveckling, som sker i kapseln. Storleken av denna har uppskattats /6-19/. Vid den högsta temperaturgradient som kommer att uppträda och högsta temperaturen vid kapselväggen 80°C blir $i_{th} = 1.5 \cdot 10^{-3} \text{ m/m}$. Detta värde är av samma storleksordning som den hydrauliska gradienten i berget ($i \approx 3 \cdot 10^{-3} \text{ m/m}$). Om permeabiliteten i leran är av en sådan storleksordning, att strömning på grund av den hydrauliska gradienten kan försummas, är även den termiskt inducerade strömningen försumbar.

6.5.3 Diffusion

Materietransport kan, förutom genom strömning, då hela vätskemasan förflyttas, ske genom diffusion av enstaka ämnen under inverkan av en koncentrationsgradient. Diffusionshastigheten beror av ämnens natur, (för joner beror den även av andra närvarande joner) /6-20/ samt av temperaturen /6-16/.

Diffusion kan ske i det i leran upptagna vattnet. Diffusionshastigheten vid en given koncentrationsgradient - diffusiviteten - blir här mycket mindre än i enbart vatten, på grund av en minsk-

ning av den tillgängliga ytan, kanalernas vindling och fördröjning genom sorption av det diffunderande ämnet.

Mätningar av diffusiviteten för metan, cesium och strontium i kompakterad bentonit /6-21, 6-22/ har visat att denna är ca 1/100 av den i vatten. Diffusiviteten i leran i sprickorna har satts till 1/5 av diffusiviteten i vatten, eftersom leran där ej är så kompakt.

Dessa data medför, att materietransporten genom diffusion är betydligt större än den genom strömning.

6.5.4 Jonbyte och andra sorptionsmekanismer

En del av de ämnen, som diffunderar genom leran fördröjs på grund av olika sorptionsmekanismer. Det kan röra sig om jonbyte, då främst lerans Na-joner byts mot andra katjoner i grundvattnet, eller adsorption på leran. Då sorptionen är en reversibel process, kommer de sorberade ämnena att desorberas igen om vätskefasens halt av dessa sjunker. Man kan vid de låga halter det här rör sig om, anse att jonbytes- och adsorptionsjämvikterna är linjära, dvs

$$q_A = K_d \cdot C_A$$

där q_A är halt av ämnet sorberat på fasta materialet, C_A är halt i vätskefasen och K_d är en konstant /6-23/.

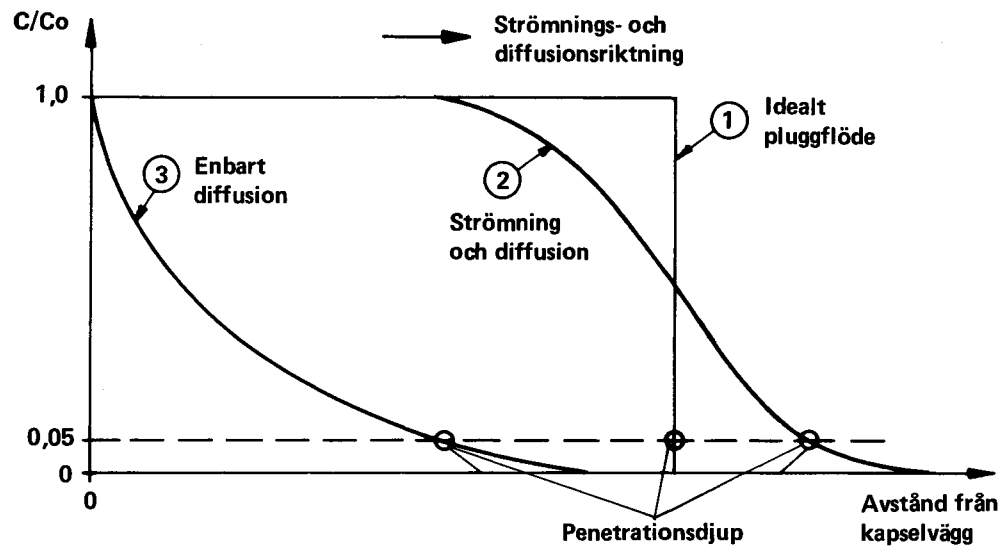
Det ämne som diffunderar genom leran kommer att fördröjas vid passagen genom att sorption sker tills jämvikt inställer sig. Först därefter kommer ämnet att vandra vidare. Fördröjningen ökar med ökande värde på K_d .

För vissa ämnen är lösligheten så låg, att löslighetsprodukten uppnås. Dessa ämnen kan ej transporteras i vattnet i högre halt än vad lösligheten tillåter. De fördröjs kraftigt vid höga totalhalter och mindre vid låga halter. Vid halter under löslighetsgränsen fördröjs de med samma mekanism som andra sorberande ämnen.

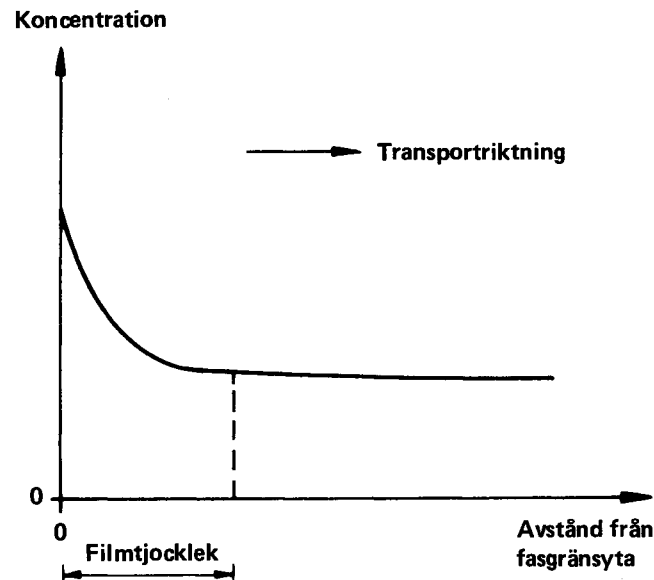
Koncentrationsprofilen i leran beskrivs av någon av kurvorna 2 eller 3 i figur 6-8 /6-23/. Kurva 1 visar det ideala fallet när inte dispersion eller diffusion förekommer utan endast strömningen transporterar nukliderna. Vilken av kurvformerna 2 och 3 som ger den sannaste bilden av förloppet beror av om materietransporten utgörs av enbart diffusion, eller om man också måste ta hänsyn till strömning. I detta fall, då diffusionen kan anses dominerande, kommer kurva 3 att bäst beskriva förloppet.

6.5.5 "Filmmotstånd"

Vid materieöverföring över en fasgränsyta, i detta fall mellan vattnet i leran och det strömmande vattnet i sprickorna, finns ett materieöverföringsmotstånd. Detta beror på att ämnet endast hinner diffundera en begränsad sträcka ut i vattnet under den tid det tar för vattnet att passera. Koncentrationsprofilen vid fasgränsytan visas i figur 6-9. Materieöverföringsmotståndet är lokaliserat till en tänkt "film" närmast fasgränsytan. I denna



Figur 6-8. Koncentrationsprofilens utseende i leran för »pluggflöde», enbart diffusion, samt en kombination av strömning och diffusion.



Figur 6-9. Koncentrationsprofilen i vätskefasen vid en fasgränsyta. Uttransport av ämnet.

"film" ändras koncentrationen från den som råder i fasgränsytan till den fria vätskefasens koncentration. Vid de uppehållstider som kan förekomma i detta fall kommer vätskan inom någon meter från leran att uppta (eller utarmas på) ämnet i fråga /6-24/.

6.5.6 Relativa betydelsen av de olika barriärerna

Diffusiviteten i den kompakterade leran i deponeringshålet är låg och därmed begränsas den hastighet med vilken materien kan transporteras räknat per ytenhet. Diffusiviteten i leran i sprickorna är högre på grund av att leran där har svällt jämfört med förhållandet i hålet. Den tillgängliga ytan för diffusion är emellertid mångfalt mindre. Detta kompenserar mer än väl den lägre diffusi-

viteten förutsatt att lerdjupet i sprickorna är av samma storleksordning som i hålet. "Filmmotståndet" utgör vid rådande uppehållstider ett större motstånd än leran i hålet. Detta visas i tabell 6-1. Där anges den relativa betydelsen av de olika motstånden i kolumn 7-9. För det centrala fallet -5 är motståndet i filmen ca 7 gånger mer betydelsefullt än det i leran i hålet. Leran i sprickorna krediteras i de följande beräkningarna ej med något motstånd, då det f n ej kan garanteras att alla sprickor alltid är lerfyllda.

6.6 UPPLÖSNING AV URANOXIDMATRISEN EFTER KAPSELGENOMBROTT

6.6.1 Allmänt

De utbrända bränslestavarna består till största delen - 95% - av uranoxid, UO_2 . Vid ett kapselgenombrott kommer vatten att tränga in i UO_2 -matrisen och efter hand lösa upp denna.

6.6.2 Upplösning av UO_2 i grundvatten

Lösligheten för uran i grundvatten bestäms av vattnets sammansättning, främst vad gäller saltinnehåll, pH och redoxpotential /6-12, 6-13/.

Uranet är fyrvärt i uranoxiden. Fyrvärt uran har mycket låg löslighet i aktuella grundvatten som har sådan redoxpotential, att det fyrvärda tillståndet bibehålls. Lösligheten har beräknats till ca 2 $\mu\text{g/l}$ vid pH 8. Oxidation av uran från fyrvärt till sexvärt tillstånd kan eventuellt ske på grund av radiolys. Sexvärt uran har mycket högre löslighet i aktuella vatten.

6.6.3 Upplösningen relaterad till karbonathalt

En begränsande faktor för mängden uran, som kan lösas ut, är vattnets innehåll av karbonat. Sexvärt uran bildar starka komplex med dessa /6-12, 6-13/.

Lösligheten grundas på uppmätta karbonathalter i grundvatten /6-10/ samt antagandet att varje uranatom binder två karbonatjoner. Med en karbonathalt av 550 mg/l fås en löslighet motsvarande 1 070 mg U/l.

Detta närmar sig halten av katjoner i Bottenviken.

Vid en undersökning av uranhalten i grundvatten i urangruvor i Tjeckoslovakien har Pačes /6-25/ mätt upp mindre än 0.1 mg U/l vid reducerande förhållanden ($E_h < 0$) och 9 mg U/l vid oxiderande förhållanden och karbonathalt av samma storleksordning som i svenska grundvatten.

Ryska undersökningar (avsnitt 3.5) visar liknande förhållanden. Vattnet har i dessa vandrat från områden med oxiderande förhållanden där vattnet får hög uranhalt, genom en zon där uran fälls ut och in i ett område med reducerande förhållanden. Vattnets halt av uran minskar där till mycket låga värden < 0.05 mg U/l. På de djup som förvaret skall förläggas är vattnet reducerande

Tabell 6-1. Urandiffusion från förvaret.

Fall	U_o	2b	S	Z_c	N/LAC	Relativa materieöverföringsmotstånd			Tid att föra bort allt uran, år	Tid för koncentrationen av lättlösliga nuklider i kapseln att sjunka till hälften
	m/år	mm	m	m	g/år, m, g/m ³	Lera i borrhål	Lera i sprickor	Film- motstånd		t_a år
1	$1 \cdot 10^{-3}$	0.1	1	0	$30 \cdot 10^{-5}$	1	0	3.2	$0.90 \cdot 10^6$	1 000
2	$1 \cdot 10^{-3}$	0.1	1	2	$0.6 \cdot 10^{-5}$	1	204	1.7	$44 \cdot 10^6$	30 000
3	$1 \cdot 10^{-3}$	0.2	0.4	0	$55 \cdot 10^{-5}$	1	0	1.7	$0.49 \cdot 10^6$	500
4	$1 \cdot 10^{-3}$	0.2	0.4	2	$2.9 \cdot 10^{-5}$	1	49	0.9	$9.1 \cdot 10^6$	6 000
5	$2 \cdot 10^{-4}$	0.1	1	0	$15 \cdot 10^{-5}$	1	0	7.1	$1.8 \cdot 10^6$	2 000
6	$2 \cdot 10^{-4}$	0.1	1	2	$0.6 \cdot 10^{-5}$	1	204	3.7	$45 \cdot 10^6$	30 000
7	$2 \cdot 10^{-4}$	0.2	0.4	0	$31 \cdot 10^{-5}$	1	0	3.9	$0.86 \cdot 10^6$	1 000
8	$2 \cdot 10^{-4}$	0.2	0.4	2	$2.9 \cdot 10^{-5}$	1	49	2.0	$9.3 \cdot 10^6$	6 000

U_o = bulkflödes hastighet för grundvatten i berg, m³/m², år

2b = sprickvidd mm

S = avstånd mellan sprickor m

Z_c = längd spricka som är lerfylld m

N/LAC = mängd överförd komponent per m kapsel vid koncentrationsdifferensen 1 g/m³

och lösligheten för uran torde då vara mindre än 0.05 mg U/l. Dessa observationer är i god överensstämmelse med beräknade lösligheter /6-13/.

Upplösningstiden har för uran beräknats för olika kombinationer av sprickvidd, vattenhastighet, sprickavstånd och lerdjup i sprickor, tabell 6.1.

Vid beräkningen av uranupplösningen har antagits att inget finns kvar av kapselväggen, dvs att hela kapselytan är tillgänglig för materieöverföring. Dessutom har antagits, att inget materieöverföringsmotstånd finns innanför leran. Dessa antaganden medför en överskattning av upplösningshastigheten eftersom kapselns korrosionsprodukter utgör ett diffusionshinder. Dessutom är det mycket osannolikt att all koppar korroderar inom den tidram som betraktas. Om det uppstår ett hål i kapseln torde detta vara litet i förhållande till kapselns totala yta.

Resultatet av dessa beräkningar framgår av tabell 6-1. Tiden att föra bort 1.4 ton uran är 1.8 miljoner år om oxiderande förhållanden råder. Tiden blir ca 5 000 gånger längre vid reducerande förhållanden.

Av tabellen framgår också, att det förhållandevis största materieöverföringsmotståndet ligger i leran i sprickorna, i de fall leran trängt ut i sprickorna. Detta beror till stor del på att tvärsnittsytan är mycket liten i sprickorna jämfört med i borrhålet.

6.6.4 Utlakning av andra nuklider

Under bränslets bestrålning i reaktorn har vissa av klyvningsprodukterna anrikats i de yttre delarna av bränslekutsarna och i utrymmet mellan kutsarna och zirkaloykapslingen, kapslingsspalten. Detta gäller framför allt flyktiga ämnen och ämnen som bildas genom flyktiga ämnens sönderfall, t ex jod och cesium. De mängder nuklider det är fråga om (något kg/ton uran) är så små, att löslighetsprodukten för deras salter knappast kommer att uppnås, utan allt antas lösa sig omedelbart då vattnet tränger in. Uttransporten styrs av diffusionen genom buffertbarriären.

Övriga nuklider, som ligger inbäddade i uranoxidmatrisen löses ut samtidigt med denna, då diffusionen i det fasta materialet är mycket långsam vid rådande temperatur. Detta har kunnat konstateras vid undersökning av uraninitkristaller från en naturlig reaktor i Oklo /6-26/.

Trots att en formell oxidation kan ske av uranet redan i det fasta gittret bibehålls troligen gitterstrukturen. Oavsett den ökade lösligheten hos uran i karbonathaltigt vatten vid övergång från 4-värt till 6-värt tillstånd är troligen kinetiken för nedbrytningen av kristallgittret helt avgörande för upplösningen av den fasta blandoxiden. En upplösningshastighet för uran och plutonium proportionell med halten i oxidmatrisen förefaller rimlig, om gitternedbrytningen antas hastighetsbestämmande. Borttransporten från bränslets omedelbara närhet bör dock kunna ske snabbare för uran än för plutonium till följd av en eventuell oxidation av uran och karbonatkomplexbildning.

6.7

TRANSPORT AV NUKLIDER GENOM BUFFERTBARRIÄREN

Buffertmaterialet kommer att fördröja nuklidtransporten olika mycket för nukliderna genom att sorptionseffekterna är olika stora. Sorptionens inverkan kan uttryckas med hjälp av fördröjningsfaktorn K_i /6-23/. Denna anger förhållandet mellan en vattentrogen nuklids hastighet och den aktuella nuklidens hastighet. Fördröjningsfaktorn för några nuklider av intresse framgår av tabell 6-2 /6-24/. Alla data gäller oxiderande förhållanden.

Tabell 6-2. Uppehållstid i lerbarriären för intressanta nuklider.

Nuklid	Halveringstid år	Fördröjnings- faktor 1)	Uppehållstid i lera i borrhål, år 2)
Sr ⁹⁰	28	1 000 ⁴⁾	<u>1 800</u>
Tc ⁹⁹	2 · 10 ⁵	1	2
I ¹²⁹	2 · 10 ⁷	1	2
Cs ¹³⁷	30	400 ⁴⁾	<u>700</u>
Ra ²²⁶	1.6 · 10 ³	1 000 ³⁾	1 800
Th ²²⁹	7.3 · 10 ³	4 000 ⁵⁾	7 000
Np ²³⁷	2 · 10 ⁶	800 ⁵⁾	1 400
Pu ²³⁹	2.4 · 10 ⁴	4 800 ⁵⁾	8 400
Pu ²⁴⁰	6.6 · 10 ³	4 800 ⁵⁾	8 400
Am ²⁴¹	458	12 800 ⁴⁾	<u>22 400</u>
Am ²⁴³	7.4 · 10 ³	12 800 ⁴⁾	22 400

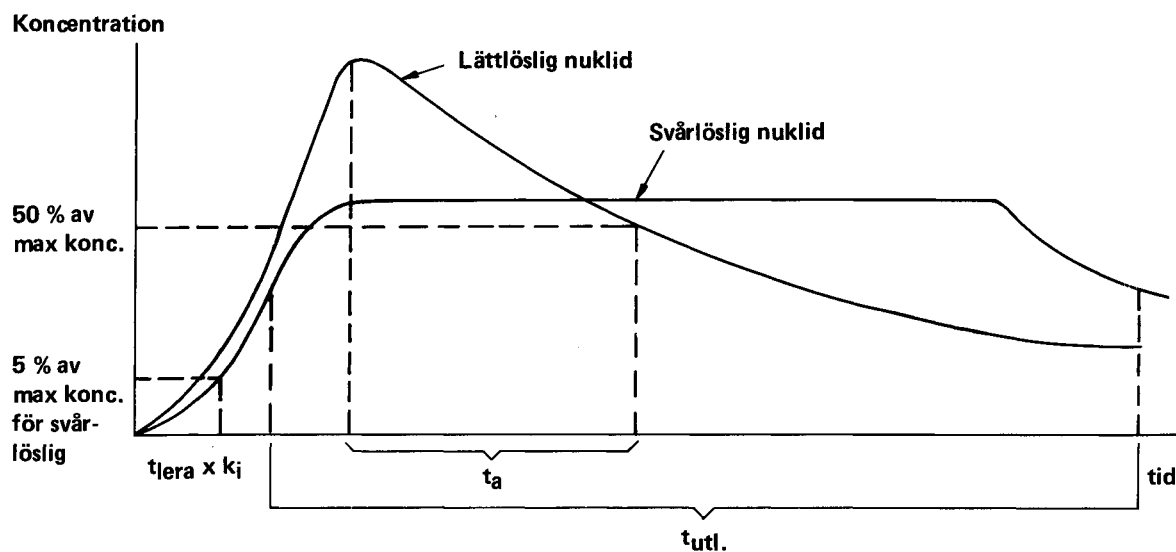
- 1) Porositeten hos leran har satts till 0,25.
- 2) Diffusiviteten i leran har satts $6 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ för alla nuklider /6-22/.
- 3) Antaget samma som för strontium.
- 4) Mätdata på 100% lera /6-13/.
- 5) Omräknat från mätdata på ler/kvartsblandning. 10/90 där kvartsen antagits vara inert.

I figur 6-10 visas utlösningförloppet för en nuklid som har fördröjningsfaktorn κ_i . Om t_{lera} är den tid det tar för en vattentrogen nuklid att diffundera genom barriären, tar det tiden $t_{\text{lera}}\kappa_i$ efter kapselgenombrott innan nukliden diffunderat ut genom leran så att en viss del av den slutligen högsta halten uppnåtts utanför barriären. Därefter ökar halten under en tid för att sedan antingen omedelbart börja avta om det gäller en lättlöslig nuklid eller plana ut om det gäller en svårlöslig nuklid. Utlösningstiden, t_{utl} , beror av, dels upplösningförloppen för bränslet, dels materietransporthastigheten genom alla barriärerna samt slutligen av hur mycket ämne som ursprungligen finns i bränslet.

Uppehållstiden i leran $t_{\text{lera}}\kappa_i$ ges i tabell 6-2 för ett antal nuklider av intresse. Det framgår där, att cesium-137, strontium-90, americium-241 kommer att finnas i leran under mer än 25 halveringstider, och följaktligen hinna avklinga, medan övriga nuklider ej kommer att hinna falla sönder i nämnvärd grad, de fördröjs av leran, men efter tillräckligt lång tid har de passerat denna.

De lättlösliga nukliderna som ej sorberas kommer att uppträda i högst koncentration i vattnet i det ögonblick då vattnet just trängt in i kapseln och löst dem. Därefter kommer koncentrationen att sjunka, allteftersom nukliderna diffunderar ut. Koncentrationsskillnaden och därmed materieflödet för dessa kommer därför att minska med tiden. Efter en viss tid, t_a , kommer mängden innanför lerbarriären att ha minskat till hälften. Denna tid anges i tabell 6-1 för små molekyler som jod.

Dessa tider är korta jämfört med de tidsförlopp som studeras här i övrigt och kan i många fall anses svara mot "momentan" utlösning.



Figur 6-10. Nuklidkoncentrationen utanför lerbarriären som funktion av tiden.

6.8 JONBYTE NATRIUM – KALCIUM I BENTONIT

Den bentonit, som avses att användas i buffertmaterialet, innehåller mycket natriumbentonit. Denna sväller betydligt mer än kalciumbentonit vid kontakt med vatten, samt har en lägre permeabilitet och större specifik yta än den senare /6-27/.

Då grundvattnet innehåller kalcium, kommer natriumbentoniten delvis att övergå till kalciumbentonit genom att kalcium från vattnet byts mot natrium i bentoniten.

Kalciumhalten i grundvattnet är ej tillräcklig för att något nämnvärt jonbyte skulle kunna äga rum redan när lera initialt väts, utan den huvudsakliga mängden måste diffundera in från det förbieströmmade vattnet.

En uppskattning av tiden att byta allt natrium mot kalcium har gjorts /6-24/. Jonbyteskapaciteten har tagits från försäljarens uppgifter. Vid beräkningen har antagits att allt natrium, ca 0.6 mekv/g lera byts mot kalcium.

Lera i sprickorna omvandlas på storleksordningen 10 000 år vid ett lerdjup av 2 m. Vid beräkningarna har vidare antagits, att det enda materietransportmotståndet utgörs av film- och diffusionsmotstånd för Ca^{2+} . Resultatet av dessa beräkningar framgår av tabell 6-3. Ett fullständigt jonbyte av all lera i deponeeringshållet tar med dessa förutsättningar 3.8 miljoner år.

Tabell 6-3. Tiden för jonbyte natrium-kalcium i bentoniten.

Fall	U $\text{m}^2/\text{år}$	2b mm	S m	Z_c m^c	Tid att jonbyta, år i sprickor totalt	
1	$1 \cdot 10^{-3}$	0.1	1	0	$1.6 \cdot 10^6$	
2	$1 \cdot 10^{-3}$	0.1	1	2	10 000	$115 \cdot 10^6$
3	$1 \cdot 10^{-3}$	0.2	0.4	0	$0.7 \cdot 10^6$	
4	$1 \cdot 10^{-3}$	0.2	0.4	2	12 000	$26 \cdot 10^6$
5	$2 \cdot 10^{-4}$	0.1	1	0	$3.8 \cdot 10^6$	
6	$2 \cdot 10^{-4}$	0.1	1	2	12 000	$116 \cdot 10^6$
7	$2 \cdot 10^{-4}$	0.2	0.4	0	$1.6 \cdot 10^6$	
8	$2 \cdot 10^{-4}$	0.2	0.4	2	15 000	$26 \cdot 10^6$

Diffusivitet i vatten: $2 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$
 Jonbyteskapacitet (Na): 60 mekv/100 g lera
 Densitet av våt lera i porer: $1\,750 \text{ kg}/\text{m}^3$

6.9 VARIATIONSANALYS

Det centrala fallet 5 i tabellerna 6-1 och 6-3 har valts utan lera i sprickorna, trots att dessa kommer att injekteras med bentonit, eftersom det ej helt kan uteslutas, att nya sprickor uppstår i berget på grund av termiska och andra spänningar. Det i fall 5 valda vattenflödet, $0.2 \text{ l/m}^2 \cdot \text{år}$, svarar mot ett högsta värde i gott berg på aktuella djup. Det högre vattenflödet $1 \text{ l/m}^2 \cdot \text{år}$, i fall 1-4 bedöms kunna inträffa endast i ett extremt fall om exempelvis någon störning lokalt ökar passagen till en kapsel. Sprickfrekvensen 1 per meter och sprickvidden 0.1 mm i närheten av kapseln motsvarar en permeabilitet i närheten av hålet, ca 1 000 gånger större än det ostörda bergets och en porositet i vattenförande sprickor ca 10 gånger högre än i ostörda berget. Dessa relativt höga värden har valts i brist på omfattande mätdata för att om möjligt ej underskatta dessa förhållanden. Ännu större sprickfrekvens, 2.5 per meter och vidd 0.2 mm har använts i fallen 3, 4 och 7, 8. Det visar sig, att även denna kraftiga ökning endast ger en ökning av transporthastigheten med en faktor ca 2. Jämför exempelvis fall 7 med fall 5.

Om berget skulle vara extremt uppsprucket och porositeten i närheten av förvaringshålet väsentligt större skulle "filmmotståndet" kunna minska kraftigt. Den största ökning av materietransporthastigheten som skulle kunna uppnås begränsas av diffusionsmotståndet i leran i förvaringshålet. I det centrala fallet skulle ökningen aldrig kunna bli större än ca 8 gånger även om filmmotståndet helt eliminerats.

Om leran kan fås att fylla de sprickor som eventuellt uppstår reduceras materietransporten kraftigt. I fall 6 där 2 m lera lagts in i sprickorna har transporthastigheten minskat till 1/20 jämfört med fall 5.

6.10 SLUTLIG FÖRVARING AV BRÄNSLETS METALLDELAR

6.10.1 Allmänt

De radioaktiva metalldelarna från reaktorerna kompakteras och läggs i betongkokiller, vilka läggs i ett bergförvar på stort djup. Bergrummet fylls med betong. Kokillerna är kubiska lådor med 1.6 m sida och 0.8 à 1 m kubiskt hål. Totalt skall ca 720 ton metall-zirkaloy -2 och -4, rostfritt stål och inconel-650 och -718 deponeras. Totalt finns ca 78 ton olika nickelisotoper. Det är främst nickel-59 som måste hindras från att nå biosfären. Denna nuklid har en halveringstid av nära 80 000 år. Jämfört med nickel-59 är övriga metaller radiologiskt av mycket liten betydelse.

Efter förvarets tillslutning kommer grundvatten så småningom att nå kontakt med avfallet. Metallerna i förvaret kommer då att kunna korrodera och gå i lösning och därefter transporteras ut enligt de i avsnitt 6.5 och 7.2 beskrivna mekanismerna.

6.10.2 Kemisk miljö i förvaret

Betongen kommer att bestämma grundvattnets pH i och närmast runt

förvaret. I ett första skede blir pH 13-14 till följd av att små mängder natriumhydroxid och kaliumhydroxid löses ut. Därefter, under ett andra skede, löses cementets "fria" kalciumhydroxid ut och pH stabiliseras vid 12 à 13. I ett tredje skede löses kalcium ut ur silikat och aluminat. Grundvattnets pH kommer att hålla sig vid ca 10 under detta skede /6-28/.

6.10.3 Korrosion

Nickel är en relativt ädel metall och kan komma att vara stabil i den aktuella miljön i förvaret /6-29/. Korrosionen av de mindre ädla metallerna åtföljs av väteutveckling, vilket verkar tillbakahållande på nickels oxidation. I det följande antas likväl att nicklets korrosion ej är en begränsande faktor.

6.10.4 Nickels löslighet

Oxiderad nickel kommer att vara tvåvärd i aktuell miljö. Tvåvärt nickel bildar svårlösliga föreningar med hydroxid, fosfat, sulfid och karbonat. Möjligen kan fulvosyrorna i grundvattnet bilda starka komplex med nickel och höja dess halt i vattnet. Fosfat och sulfid finns i så små mängder att de ej räcker till att fälla ut eventuellt oxiderad nickel. Lösligheten kommer då att bestämmas av hydroxiden. Inom det pH-område, 10-13, som råder i vattnet i och närmast betong-kokillerna, begränsar hydroxidens löslighet nickelhalten till högst 0.1 mg/l /6-28/. Om all tillgänglig fulvosyra skulle bilda nickelkomplex kan lösligheten uppgå till högst 30 mg/l /6-28/.

6.10.5 Uttransport av nickel

Uttransporten av nickel genom betongen har beräknats med samma metodik som använts för transportberäkningarna i avsnitt 6.5 och följande. Härvid antas konservativt nickels oxidation ej vara en begränsande faktor. Förläggs förvaret i lika gott berg som det i vilket bränslet förvaras, tar det ca 20 miljoner år att transportera ut allt nickel. Detta gäller för vattenflöden i berget av $0,2 \text{ l/m}^2 \cdot \text{år}$ och om lösligheten för nickel är 30 mg/l. Härvid förutsätts att betongen ej får genomgående sprickor.

När och om betongen vittrat sönder eller undergått omfattande sprickbildning får vattnet direkt tillträde till metallytorna. Såväl diffusionsmotståndet i betongen som "filmmotståndet" faller då bort och allt vatten som når tunneln förutsättes bli mättat med nickel. Härvid tar det ca 2.5 . miljoner år att föra bort allt nickel om pH fortfarande hålls inom området 10 - 13. Vattnet i betongen kommer att hålla detta pH så länge betongen innehåller löslig hydroxid.

Betongen avger ständigt kalciumhydroxid till vattnet i berget. Transportberäkningar visar att det tar minst 24 miljoner år för betongen att avge all kalciumhydroxid om betongen spruckit och vattnet fritt kan strömma genom den.

Slutsatsen är att det tar minst 2.5 miljoner år att laka ut allt nickel även om betongbarriären omedelbart spricker sönder.

7 SPRIDNINGSMEKANISMER FÖR RADIOAKTIVA ÄMNEN

7.1 ALLMÄNT

För att uppnå en säker förvaring av det använda urandioxidbränslet omges det i slutförvaret med ett antal successiva barriärer:

- urandioxid är i sig själv ett svårlösligt och kemiskt relativt stabilt ämne. Flertalet radioaktiva ämnen är bundna till urandioxidmatrisen
- urandioxiden är innesluten i zirkaloyrör
- bränslestavarna inkapslas i kopparcylinrar med mycket god korrosionsbeständighet i den aktuella miljön. I kapslarna är bränslestavarna omgivna av bly
- kopparcylinrarna med bränslestavar inpackas i ett buffertmaterial med låg vattengenomsläpplighet - högkompakterad bentonit
- slutförvaringen sker i stabilt urberg med låg grundvattenomsättning på 500 m djup.

Metallskrot från det använda bränslet omges i sitt slutförvar av barriärerna betong och berg.

Var och en av dessa barriärer ger skydd mot spridning av radioaktiva ämnen. Barriärerna har olika skyddsegenskaper och därmed skyddsfunktioner som både förstärker och kompletterar varandra. För att en spridning av radioaktiva ämnen skall komma till stånd krävs att barriärerna bryts igenom och att de radioaktiva ämnena kommer i kontakt med vatten.

Man kan skilja mellan långsamma spridningsförlopp och händelser som medför plötslig spridning. Den senare typen av händelser är extremt sällsynt och analyseras i avsnitt 8.7.

För att långsam spridning av de radioaktiva ämnena över huvud taget skall vara möjlig krävs att grundvatten kommer i kontakt med avfallet. Korrosion av kopparkapseln har redovisats i kapitel 5. Utlakning av urandioxiden och materialtransporten genom buffertmassan redovisas i kapitel 6.

Utlakningen av radioaktiva ämnen från metalldelar ingjutna i betongkokiller redovisas i avsnitt 6.10.

I detta kapitel redovisas olika mekanismer för spridning i berg och i biosfären.

Spridningen i berget sker genom vattenströmning och diffusion i bergsprickor eller i tunnlarnas fyllning av kvarts/bentonit. Genom kemiska reaktioner mellan de radioaktiva ämnena och bergmassan, sprickfyllnader eller tunnelfyllnad fördröjs de radioaktiva ämnena i förhållande till vattnets strömning. I avsnitten 7.2 och 7.3 redovisas olika faktorer som påverkar spridningen. Resultat från spridningsberäkningar redovisas i avsnitt 8.5.

Om de radioaktiva ämnena bryter igenom de olika barriärerna kan detta så småningom leda till att de når kontakt med biosfären. Spridningen via grundvattnet sker i så fall till en primär vattenrecipient som kan vara en brunn, en sjö eller en del av havet. Från denna primära recipient kan spridning ske vidare i biosfären via ett stort antal vägar. I avsnitt 7.4 beskrivs den modell som använts för analys av spridningen i biosfären. Modellen ger som resultat stråldoser till människan. Beräkningsresultat anges i avsnitt 8.6.

7.2 GRUNDVATTENSTRÖMNING

7.2.1 Bakgrund

Grundvatten i berget är det transportmedium med vilket oxidanter och salter kan transporteras till kapslarna och med vilket lösliga korrosionsprodukter och eventuellt utläckande nuklider kan transporteras till biosfären.

Den regionala vattenströmningen är av stor betydelse för vattnets transportvägar och uppehållstider i berget. Den i berget lokala vattenströmmens storlek och uppehållstid vid förvaret har stor betydelse för mängden ämnen som kan transporteras till och från förvaret.

Grundvattenförhållandena i svensk berggrund har redovisats i avsnitt 3.4. Här ges en resumé av de faktorer som måste beaktas vid beräkning av spridningen av radioaktiva ämnen.

7.2.2 Regional vattenströmning

Nära marken är berget ofta mycket söndersprucket med täta sprickor, vilka är förbundna med varandra. De mätningar som utförts på större djup /7-1/ visar emellertid stora områden med bra berg - ofta 25-50 m eller mer i djupled - där vattenförluster ej kunnat uppmätas med tillgängliga metoder. Se även kapitel 3. Permeabiliteten i dessa områden är mindre än 10^{-9} m/s. Strömningen i det sprickrika ytberget kan någorlunda väl beskrivas med Darcy's ekvation:

$$q = A \cdot K_p \cdot i \quad (1)$$

där

$$\begin{aligned} q &= \text{vattenflödet} && \text{m}^3/\text{s}, \\ A &= \text{tvärsnittsytan} && \text{m}^2, \\ K_p &= \text{permeabiliteten} && \text{m/s}, \\ i &= \text{hydrauliska gradienten} && \text{m/m}. \end{aligned}$$

Med hjälp av Darcy's samband kan vattenflödet som strömmar igenom förvaret beräknas. Sådana beräkningar har genomförts /7-2, 7-3/ för ett flertal kombinationer av hydrauliska gradienter och permeabiliteter. Permeabiliteterna har därvid bl a varierats i djupled och givits olika värden i vertikal och horisontell riktning. Beräkningar /7-2/ visar att vattenflödet genom förvaret är ca 1 liter per m² och år (l/m² . år) vid permeabiliteten 10⁻⁸ m/s medan det vid lägre och med djupet avtagande permeabiliteter kan bli avsevärt lägre. Beräkningar har även utförts /7-2/ för ett fall där berget kring tunnlarna är söndersprucket och har en permeabilitet 3 . 10⁻³ m/s. Detta innebär i praktiken att det spruckna berget ej uppvisar något motstånd mot strömning. Trots detta ökar vattenflödet mindre än ca 50% genom zonen närmast förvaret jämfört med flödet i bergets huvudmassa.

Förvaret kommer att förläggas i områden där berget är tätt över stora områden. Där är permeabiliteten lägre än 10⁻⁹ m/s. I sådana områden kommer vattenflödet att vara mindre än 0,2 l/m² . år. De mätningar och övriga bedömningar som dessa värden grundar sig på finns detaljerat redovisade i kapitel 3. I sprickiga zoner kan flödet vara större, men där förläggs inga kapslar.

Lokalt kan nya sprickor i berget uppkomma runt tunnlarna till följd av bergsspänningar samt termiska spänningar som uppstår på grund av avfallets värmeutveckling. Denna sprickzon torde vara begränsad till 1,5 - 6 m från tunneln /7-2/. En lokal ökning av permeabiliteten kan förväntas i denna zon. I beräkningar av transporttider och flöden har konsekvenserna av detta belysts.

7.2.3 Strömning i sprickigt berg

Vattnet strömmar i bergets sprickor. Ett medelvärde för vattenhastigheten, U_p , kan uppskattas ur flödet och bergets porositet, ϵ :

$$U_p = \frac{q}{A \epsilon} \quad (2)$$

Porositeten hos berget har inte kunnat mätas på plats. Även om detta vore möjligt skulle svårigheter uppstå vid bedömning av hur 7-4 stor andel av sprickorna som är stängda och därmed ej kan leda vattnet (se kapitel 3).

Olika bedömningar av den för det strömmande vattnet tillgängliga porositeten har lett till värden mellan 5 . 10⁻⁵ och 10⁻⁵ /7-2, 7-4/. Dessa bedömningar har gjorts med hjälp av en modell som föreslagits av Snow /7-5/. I denna modell beskrivs bergets sprickor som ekvidistanta kanaler med parallella väggar och lika sprickvidd. Värden på sprickavstånd och sprickvidder har kunnat uppskattas ur vattenförlustmätningar /7-1, 7-2/.

Sprickavstånden kan variera från någon meter till tiotal meter i gott berg på stora djup /7-1/.

En väsentlig del av skillnaden mellan den porositet som kan beräknas med Snow's modell och den som mätts i laboratorier kan förklaras av att de enskilda sprickorna har en varierande vidd i strömningsriktningen (se avsnitt 3.4) och att alla sprickor ej har hydraulisk kontakt med varandra. En lokal ökning av sprick-

vidden bidrar starkt till porositeten men påverkar ej permeabiliteten, vilken i huvudsak bestäms av de trängsta sektionerna.

Det är dock mycket tveksamt om flödet i berget på stora djup kan beskrivas med så enkla modeller som Darcy's eller Snow's. Dessa kan bl a ej beskriva variationer i transporthastighet, dvs att vattnet i vissa stråk strömmar fortare än i andra. Snow's modell tar ej hänsyn till att sprickorna har olika orientering. Transportvägen och för adsorption tillgänglig sprickyta blir därför i verkligheten större än vad modellen utvisar. I brist på noggrannare modeller har Snow's modell använts här för bedömning av sprickstorlekar.

Medelhastigheten i en planparallell spricka kan beräknas ur följande grundläggande samband från strömningsläran /7-6/:

$$U_p = \frac{g}{12\nu} (2b)^2 \cdot i \quad (\text{m/s}) \quad (3)$$

g = gravitationskonstanten $9,81 \text{ m/s}^2$,
 ν = vattnets kinematiska viskositet $\sim 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$,
 $2b$ = sprickvidden m .

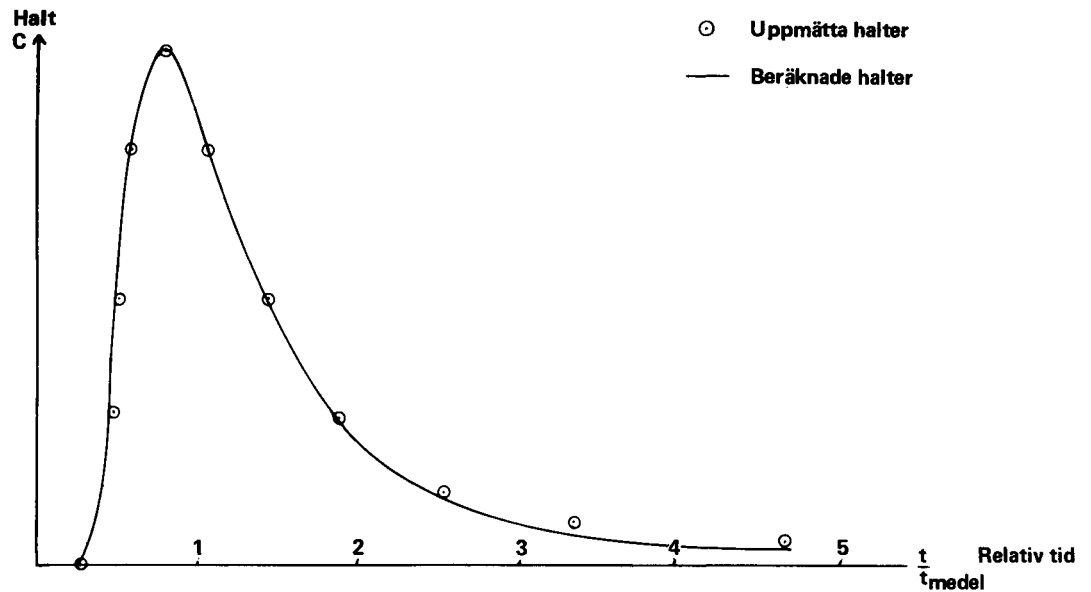
Sprickorna i berget är ej plana och jämntjocka och ovanstående samband ger endast en kvalitativ beskrivning av de olika faktorernas inverkan. Genom att hastigheten är proportionell mot sprickvidden i kvadrat medför en fördubbling av sprickvidden att hastigheten 4-faldigas. Flödet genom sprickan ökar med sprickvidden i tredje potens. En stor spricka är därför mycket viktigare än en liten, då både transporttiden är väsentligt kortare och flödet är väsentligt större i den stora sprickan. Liknande förhållande uppträder i en och samma spricka om denna har varierande vidd tvärs strömningsriktningen.

Landström et al /7-7/ genomförde mätningar av olika nuklidens vandring med vattnet längs två strömningsvägar i Studsvik. Mätningarna utfördes på ca 70 m djup. Radioaktivt brom-82 tillfördes praktiskt taget momentant i ett borrhål. Brom-82 vandrar med vattnets hastighet. Mätresultaten visade, att vid en hydraulisk gradient av 0,11 m/m var vattnets medeluppehållstid 10 h på en sträcka som fågelvägen är 22 m. Medelsprickvidden för detta fall är då ca 0,06 mm.

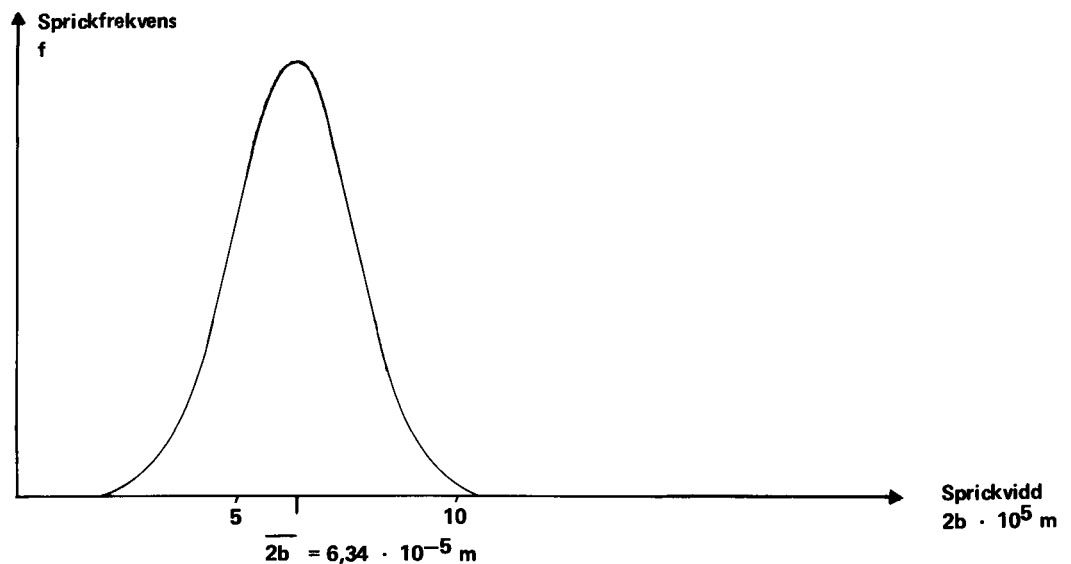
Figur 7-1 visar relativa halten av brom-82 i ett borrhål nedströms tillförselpunkten.

Breddningen av den ursprungligen mycket smala toppen orsakas av dispersion. I porösa medier orsakas den av statistiska fluktuationer i hastighet på olika ställen i materialet. De olika ställena i materialet är förbundna med varandra. Denna typ av dispersion är mycket lik den som orsakas av molekylär diffusion. För ett sådant fall är emellertid motsvarande kurva mer symmetrisk och har ej så utdragen svans.

Den i figur 7-1 visade kurvan erhålles om transporten sker i många sprickor med olika sprickvidd /7-4/. Med normalfördelade sprickvidder enligt figur 7-2 fås en god överensstämmelse mellan observerade och teoretiska värden. Den teoretiska framräknade kurvan har normerats till samma topphöjd som mätvärdena, eftersom spridningen vinkelrät mot strömningsriktningen ej beskrivits i



Figur 7-1. Relativ halt av brom-82 i ett borrhål som funktion av tiden efter injektion i ett annat borrhål på 22 meters avstånd. Mätningarna utförda i Studsvik [7-7]. Den beräknade kurvan är normerad till maxpunkten på mätserien.



Figur 7-2. Beräknad kurva för normalfördelad sprickviddsfrekvens [7-4].

modellen. Sprickorna i denna modell har inga förbindelser med varandra till skillnad från diffusionsmodellen. Diffusionsmodellen ger en allt snävare uppehållstidsfördelning relativt uppehållstidens medelvärde med ökande strömlängd, medan parallellströmningsmodellens relativa uppehållstidsfördelning ej ändras. Den praktiska skillnaden är att i parallellströmningsfallet kommer alltid en viss andel av spårämnespulsen fram vid exempelvis 25% av medeluppehållstiden oberoende av strömlängd, medan i diffusionsfallet en allt mindre andel kommer fram före exempelvis 25% av medeluppehållstiden vid ökande strömlängd. Då det är mycket osäkert om dispersionsmodellen ger en god beskrivning av berget på stora djup har konsekvenserna av det mer konservativa parallellströmningsfallets inverkan på nuklidtransporter beaktats. Detta beskrivs närmare i avsnittet om nuklidtransport i berg 7.3.

Sprickorna i vilka vattnet transporteras kan vara mycket små. Varje spricka kan ha varierande vidd. Vattnet söker sig till de

stora kanalerna i sprickorna och dess hastighet begränsas av de stora kanalernas trängsta sektioner. Nominella sprickstorlekar kan beräknas ur sambandet mellan permeabilitet, K_p , sprickvidd, $2b$, och sprickavstånd, S /7-4/.

$$2b = 0,01 (K_p \cdot S)^{1/3} \quad (4)$$

För $K_p = 10^{-9}$ m/s ges nominella sprickvidden för några genomsnittliga sprickavstånd i tabellen nedan.

S	m	1	8	27
2b	mm	0,01	0,02	0,03

Observerade sprickor är ofta mycket större. Dessa kan dock utgöra slutna kaviteter eller ha trånga förbindelser med andra sprickor. Okulärt observerade sprickstorlekar har därför inget entydigt samband med sprickornas vattenförande förmåga.

7.2.4 Vattenströmning kring tunnlrar

Spänningar orsakade av arbeten i berget, termiska spänningar inducerade av det radioaktiva avfallets energiavgivning samt det ändrade vattenflödet under anläggningsperioden kommer sannolikt att förändra bergets vattenförande förmåga i närheten av förvaret.

En krosszon närmast tunnlarna drar till sig vatten från ett större område i berget. Beräkningar /7-2/ visar i några exempel att högst två gånger så mycket vatten kan komma att strömma genom förvaret om en större krosszon uppstått jämfört med att berget bibehållit sin ursprungliga täthet.

I dessa räkneexempel är huvudströmningsriktningen kring förvaret i stort sett riktad vertikalt nedåt. Det medför att största tänkbara vattenflöde passerar förvaret, eftersom förvarets projicerade yta då blir störst. Varje hål med kapsel förbiströmmas av "färskt" vatten som ej varit i närheten av något annat hål. För varje annan strömningsriktning ger förvaret en mindre eller högst lika stor projicerad yta för vattenflödet. I /7-8/ visas att även om ett hål med kapsel omges av en krosszon så kommer vattenflödet i zonen ej att öka radikalt. För strömning vinkelrätt mot en tunnel gäller att vattenflödet per ytenhet tunnelarea kan vara högst dubbla vattenflödet i det ostörda berget även om tunneln omges av en krosszon med hög permeabilitet. När vattnet strömmar parallellt med en tunnel kan flödet per ytenhet öka mer. Den genom förvaret totalt genomströmmade volymen ökar dock ej mer på grund av att den projicerade ytan minskar i motsvarande grad.

I verkligheten torde så omfattande zoner med hög permeabilitet ej förekomma på grund av att leran som används som fyllnadsmaterial i deponeringshålen sväller kraftigt och tränger ut i de större sprickorna. Leran bildar en tät och stabil gel i grundvatten med dess halter av kalcium och magnesium /7-9 till 7-12/.

Hittills gjorda observationer visar klart att leran ej transporteras iväg av vattnet om detta har sådan halt av tvåvärda katjoner som grundvattnen har. Leran som omger kapseln är ursprungligen pressad till en densitet på ca 2.3 ton/m^3 (inkl 10% fukt).

När denna lera tar upp vatten bildar den en mycket tät struktur med en permeabilitet som är så låg att vattentransporten praktiskt taget avstannar. Permeabiliteten är lägre än 10^{-13} m/s även vid en nedgång av densiteten inklusive upptaget vatten till ca $1,7 \text{ ton/m}^3$ /7-12/. Se även kapitel 4 figur 4-2. Vattenflödet genom leran är därför mycket mindre än i berget. Leran torde i praktiken kunna anses utgöra en tät kropp i strömningshänseende. Den genom temperaturgradienten i leran inducerade hydrauliska gradienten är högst av samma storlek som den hydrostatiska gradienten /7-13/, varför detta ej nämnvärt ökar vattenflödet.

Lösta ämnen transporteras fortare genom lerbarriären medelst diffusion än medelst strömning.

7.2.5 Vattnets transportkapacitet

Vattenflödet begränsar den mängd ämnen som kan transporteras till och från kapseln. Om inga transportmotstånd funnes skulle allt vatten som kom i närheten av kapseln utgöra ett fullvärdigt transportmedium. I kapitel 6 har de olika transportmotstånden beskrivits och deras betydelse beräknats. Det har därvid kunnat visas att en kapsel har en "infångningsyta" vad gäller vattenflödet som motsvaras av något mer än kapselns projicerade yta vid låga vattenflöden ($0,2 \text{ l/m}^2 \cdot \text{år}$) i det ostörda berget och ungefär halva projicerade ytan vid högre vattenflöden ($1 \text{ l/m}^2 \cdot \text{år}$). Motståndet på grund av lerfyllningen i sprickorna har därvid ej tillgodoräknats. Eftersom leran i verkligheten tränger ut i sprickorna /7-12/ ökar transportmotståndet - 10 till 200 gånger - om leran tränger ut 2 m i en spricka /7-8/. Transporten av ämnen till och från kapseln minskar i motsvarande grad.

Om motståndet orsakat av lera i sprickorna försummas har en kapsel en infångningsyta av ca 5 m^2 vid vattenflödet $0,2 \text{ l/m}^2 \cdot \text{år}$ i det ostörda berget. Den kan då mottaga komponenter från ca 1 l vatten per år. På samma sätt kan utläckande produkter mätta ett lika stort vattenflöde. Intransport av oxidanter och uttransport av radionuklider genom vanliga upplösningsmekanismer har behandlats i kapitel 6. Här skall ytterligare två mekanismer behandlas - transport av radionuklider med organiska komplexbildare samt med och som kolloider.

Organiska komplexbildare

Marsily et al /7-17/ påpekar, att plutonium i ett känt fall av snabb transport kan ha transporterats med organiska komplexbildare.

I buffertmaterialet finns maximalt 200 mg/kg organiskt material (se kapitel 4). I ett hål för en kapsel finns ca 18 ton bentonit räknat som torrs substans. Denna mängd innehåller maximalt ca $3,6 \text{ kg}$ organiskt material. Även om allt organiskt material antas ha komplexbildande egenskaper och ha låg ekvivalentvikt kan det ej transportera mer än något kg metall. Den större lermängden i tunnarna ökar väsentligt den totala mängden organiskt material per kapsel. Denna är emellertid väsentligt mindre tillgänglig på grund av det större avståndet.

Grundvattnet innehåller en del organiskt material. Vid analys av

djupvatten från Finnsjön har högst 0,5 mekv per liter fulvosyror påvisats /7-39/. Detta innebär att metalljoner med en ekvivalentvikt av 240 kan lösas med halten 120 mg/l. En stor del av komplexbildningskapaciteten är dock redan utnyttjad av i grundvattnet lösta metaller, bl a järn.

Med vattenflödet 1 l/kapsel och år medför lösligheten 120 mg/l att högst 120 kg metall kan transporteras från förvaret med komplexbildarna under 1 miljon år.

Kolloider

Kolloidala lösningar innehåller små partiklar $> ca 100 \text{ \AA}$ och med molvikter $> \sim 1000$. De bildar stabila system.

Radionuklider kan transporteras med kolloider dels som äkta kolloider, dels som pseudokolloider. I det senare fallet adsorberas nukliden på andra kolloider i vattnet. Den äkta kolloiden kan bildas genom utfällning. För att detta skall ske krävs att löslighetsprodukten uppnås. Ett uppnående av löslighetsprodukten garanterar emellertid ej att kolloider bildas. Den äkta kolloiden bildas vid halter större än $ca 10^{-5} \text{ mol/l}$. Pseudokolloider bildas vid betydligt lägre halter $\sim 10^{-9} \text{ mol/l}$ /7-14, 7-15/.

Kolloidala partiklar diffunderar långsammare än små molekyler men ungefär lika fort som stora molekyler med samma massa. De minsta kolloidala partiklarna har en diffusivitet på $ca 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$. På grund av sin storlek och massa kan de avskiljas genom bl a ultrafiltrering men även i många fall genom filtrering i vanliga filter /7-16/. Leran är i detta hänseende ett mycket effektivt filter på grund av lerpartiklarnas små dimensioner.

De kolloidala partiklarnas laddning kan vara såväl positiv som negativ beroende på halt och pH. Detta medför att de kan adsorberas olika på olika ytor.

I /7-15/ har sammanställts ett stort antal försök som gjorts med olika nuklider och adsorptionsytor. Bland de undersökta kolloiderna ingår bl a nukliderna uran, plutonium, americium och europium. Kolloiderna adsorberas oftast mycket bra på glasytor och mineral.

Det kan med nuvarande kunskap om kolloiders adsorption på bergytor dock ej helt uteslutas att en del kolloidala partiklar av exempelvis plutonium vandrar med vattnets hastighet.

Tre mekanismer för nuklidtransport med kolloider berörs här:

- a) kolloiden bildas innanför lerbarriären och diffunderar ut genom leran,
- b) kolloiden bildas efter det att radionukliden diffunderat ut genom leran,
- c) nukliden adsorberas på partiklar av kolloidal storlek utanför lerbarriären.

Mätningar av makromolekylers diffusion i kompakterad lera har utförts på uppdrag av KBS /7-11/. Natriumlignosulfonat med molvikt

kring 50 000 g/mol har efter mer än 850 timmar ej kunnat observeras på andra sidan ett 3 mm tjockt lerskikt. Med de mätmetoder som använts innebär det att diffusiviteten är lägre än ca $3 \cdot 10^{-14} \text{ m}^2/\text{s}$. Detta är ca 1 000 ggr lägre än för nuklider i jonform. Denna utläkningsmekanism får således tillmätas mycket ringa betydelse jämfört med andra mekanismer.

Betydelsen av mekanismen b) där kolloiden bildas efter passage av lerskiktet kan ej bedömas säkert med tillgängliga data. Utspädningseffekter på grund av en vidgande geometri i transportriktningen och koncentrationsminskningen vid diffusion genom lerbarriären bidrar dock till att halten utanför barriären är väsentligt lägre än innanför. Det är därför föga sannolikt att löslighetsprodukten skulle överskridas utanför barriären eftersom nukliden löstes upp innanför barriären.

För mekanismen c) har två källor till kolloider identifierats. Dels finns sannolikt kolloidala partiklar i grundvattnet /7-39/, dels kan lerans finaste partiklar under vissa förhållanden bilda kolloider. Försök att slamma upp den aktuella leran i grundvatten har visat att leran snabbt bildar en mycket stabil gel över vars yta praktiskt taget inga lerpartiklar kan observeras, halten är lägre än 1 mg/l /7-10, 7-11/. Gelbildningen orsakas främst av närvaron av två- eller flervärda joner. Halten kalcium (2+) och magnesium (2+) är i alla aktuella grundvatten tillräckligt hög (> 20 mg/l) för att leran skall bilda gel.

Förmågan hos vattnets egeninnehåll av kolloider att adsorbera radionuklider är okänt. Många undersökningar visar dock att radiokolloider lätt bildas genom att nuklider adsorberas på kolloidala partiklar liksom att de bildade radiokolloiderna adsorberas på olika ytor /7-14, 7-15/. Upptagna vattenprover från stora djup är mycket klara. Detta är en indikation på att inga stora mängder fasta partiklar finns i vattnet. Mätningar på vatten från Finnsjön visar att halten partiklar är lägre än 0,001 mg/l /7-11/. Jacks /7-39/ anger att halten kolloider torde vara mycket låg - i storleksordningen $\mu\text{g}/\text{l}$. Den mängd radionuklider som kolloiderna kan transportera är högst av samma storleksordning som mängden kolloider. Transportkapaciteten hos de kolloidala partiklarna är därför mycket liten i förhållande till andra transportmekanismer.

7.3 NUKLIDTRANSPORT I BERGET

7.3.1 Utlakningsförloppet

Efter ett eventuellt genombrott av kapseln sker utlakningen mycket långsamt på grund av vattnets begränsade transportkapacitet. Uran utgör huvuddelen av det använda bränslet - ca 95%. Övriga grundämnen (transuraner, klyvningsprodukter m m) ingår med högst ca 1% och oftast i mycket lägre halter. En del av dessa ämnen har anrikats på för vatten lättåtkomliga platser. Detta gäller för bl a cesium och jod /7-18/. Dessa ämnen kommer att kunna lösgöras från kapseln fortare än vad som motsvarar urandioxidmatrisens upplösning. Mängden av alla enskilda radionuklider utom uran är förhållandevis liten och kommer att ge upphov till mycket låga halter i vattnet. Endast uran torde kunna ge så hög halt i vattnet utanför lerbarriären att vattnets salthalt nämnvärt påverkas.

På grund av utspädning kommer uranhalten liksom halten av andra radioaktiva ämnen att sänkas på längre avstånd från förvaret.

7.3.2 Vattentrogna nuklider

De s k vattentrogna nukliderna - till dessa hör bl a jod - transporteras med i medeltal vattnets hastighet. Teknetium är troligen vattentrogen vid oxiderande betingelser, men ej vid de reducerande betingelser som råder vid slutförvaret /7-21/. Genom att vattnet strömmar olika fort i olika kanaler kommer en ursprungligen skarp front att breda ut sig. Samma effekt uppstår på grund av den molekylära diffusionen. Vid mycket låga vattenhastigheter kan transporten över korta sträckor medelst molekylär diffusion vara mycket snabbare än med strömning. Detta gäller som framgår ovan bl a transporten genom lerbarriären /7-4/. Transporten i berget domineras dock helt av vattnets flöde för sträckor längre än något 10-tal meter /7-4, 7-19/. På vägen genom berget späds vattnet ut på grund av att olika spricksystem korsar varandra. En ursprungligen hög halt vid förvaret kommer därför att minska vid transporten genom berget.

Transporttiden för nukliden kommer att bestämmas av vattnets uppehållstid och uppehållstidsfördelning. Nuklidens halt i en punkt bestäms av ursprungshalten och dispersions- och diffusions-effekter liksom utspädning. Figur 7-3a visar hur ett pulsutsläpp påverkas av dessa faktorer och figur 7-3b visar hur ett långvarigt utsläpp påverkas.

Utspädningen kan vara mycket stor. Beräkningar för Finnsjö-området visar att den uppgår till värden mellan $0,5 \cdot 10^6$ och $25 \cdot 10^6$ år beroende på utströmningspunkt /7-38/.

7.3.3 Nuklidfördröjning i berget, fördröjningsmekanismer

De flesta nuklider från utbrända bränslet som löses upp i grundvattnet påverkas på något sätt av berget. Metalljoner med positiv laddning påverkas i särskilt hög grad. Detta leder till att dessa nuklider kommer att vandra mycket långsammare än vattnet. För många nuklider är nuklidvandringen många tusen gånger långsammare än vattentransporten.

Ett flertal mekanismer är kända för nuklidernas fördröjning

- utfällning
- mineralisering
- adsorption
- jonbyte

När löslighetsprodukten för en förening överskrids bildas en fast fas, vilken ofta faller ut och inte transporteras vidare med vattnet. Vatten som förs ut från en zon där den fasta fasen finns, har den halt som bestäms av löslighetsprodukten och vattensammansättningen i övrigt, så länge det finns fast fas kvar. Irreversibel reaktion med berget (mineralisering) leder till att nukliden helt undandras vattenfasen.

Fysikalisk adsorption och jonbyte är två reversibla mekanismer

som har stor betydelse för fördröjningen. Vid låga halter kan dessa mekanismer beskrivas med ett och samma enkla samband

$$q_A = K_d \cdot C_A \quad (5)$$

där

q_A = halten av A i den fasta fasen (mängd A/kg fast),
 C_A = halten A i vattnet (mängd A/m³ vatten),
 K_d = jämviktskonstant (m³ vatten/kg fast).

K_d är konstant vid låga halter men avtar oftast vid högre halter i vattnet. Dessa reversibla mekanismer kommer att fördröja nukliderna mindre än utfällning och irreversibel reaktion. Vid beräkning av nuklidernas fördröjning antages därför försiktigtvis att reversibel sorption är den förhärskande mekanismen.

En del sorptionsreaktioner sker på ytterytan av det fasta materialet. Då är det ej mängden fast ämne som är avgörande för dess adsorptionsförmåga utan storleken av dess yta. Jämvikten beskrivs med en ytjämviktskonstant för detta fall

$$s_A = K_a \cdot C_A \quad (6)$$

där

s_A = mängd A/m² ytteryta hos det fasta materialet,
 K_a = ytjämviktskonstanten m³ vatten/m² yta.

För ett fast material med en känd yta a m²/m³ fås sambandet mellan de två jämviktskonstanterna

$$K_a = \frac{K_d}{a} \cdot \rho \quad (7)$$

där ρ = det fasta materialets densitet kg/m³.

7.3.4 Undersökningar av jämviktsvärden

En del sorptionsjämvikter från tidigare undersökningar i litteraturen redovisas i /7-20, 7-21/ och /7-4/. Dessa undersökningar visar snarlika resultat som dem som erhållits vid de mätningar som gjorts inom projektets ram. Allard et al /7-20, 7-21/ har genomfört mätningar vid två olika vattensammansättningar med 14 olika grundämnen däribland radium samt aktiniderna torium, uran, neptunium, plutonium och americium. Förutom mätningar på lera och finkrossat granitiskt berg har även adsorption på större bergtyper genomförts.

Mätningarna som redovisas i /7-20/ är alla utförda under oxiderande betingelser. Senare mätningar under reducerande betingelser visar avsevärt högre jämviktskonstanter för uran och för teknetium /7-21/.

Det har ej helt kunnat klarläggas i vilken utsträckning adsorptionen på berg är en volymreaktion och sålunda skulle kunna utnyttja hela bergets volym eller en ytreaktion där endast brottytor utnyttjas. Allards mätningar på bergkross med storlekar upp till 0,12 mm visar att americium och cesium reagerar på djupet medan strontium visar tecken på en ytreaktion.

I alla beräkningar av fördröjningsfaktorer har antagits att ytreaktion är den dominerande mekanismen. Detta kan innebära en stor underskattning av fördröjningsfaktorerna om reaktionen i verkligheten sker på djupet.

Vore volymreaktionen förhärskande och tillräcklig tid gavs för inträngning i berget skulle fördröjningsfaktorerna kunna vara ca 10 000 till 30 000 gånger större än de i beräkningarna använda. Exempelvis skulle cesium vandra ca 30 miljoner gånger långsammare än vatten.

7.3.5 Fördröjningsfaktorer i berg

När vatten strömmar genom ett adsorberande medium kommer nukliden att vandra saktare än vattnet. Förhållandet mellan vattnets (U) och nuklidens (U_i) hastigheter kallas fördröjningsfaktor K_i . Den kan beräknas ur jämviktskonstanten.

$$K_i = \frac{U}{U_i} = 1 + \frac{K_d \cdot \rho}{\epsilon} (1 - \epsilon) = 1 + \frac{a K_a}{\epsilon} (1 - \epsilon) \quad (8)$$

ϵ = det fasta materialets porositet.

Fördröjningsfaktorerna för berg har beräknats ur Allards /7-20, 7-21/ uppmätta jämviktsdata och under antagande av ytreaktion. K -värden har primärt beräknats genom att bergkrossets geometriskä yta a_{exp} använts som adsorptionsyta $a_{exp} \sim 30 \text{ m}^2/\text{kg}$. Detta värde har vid senare mätningar modifierats något genom att mätningar på bergytor med känd storlek kunnat användas som referens /7-23/. Bergsprickornas yta a har beräknats med antagandet att dessa är plana och parallella.

Transporthastigheten för en nuklid påverkas ej av porositeten ϵ . Detta kan visas genom att man kombinerar formel 2, som beskriver vattenhastigheten i sprickorna, med formel 8, som beskriver fördröjningsfaktorn. För de intressanta nukliderna vars fördröjningsfaktorer är avsevärt större än 1 erhålles för berg med låg porositet

$$(\epsilon \ll 1)$$

$$U_i = \frac{K_p \cdot i}{K_a \cdot a} \quad (9)$$

Nuklidens transporthastighet, U_i , är således endast beroende av de mätta storheterna K_p och K_a samt gradienten i och sprickytor- nas storlek i förhållande till bergvolymen a (m^2/m^3).

I tabell 7-1 redovisas tre uppsättningar K_d - och K_a -värden från mätningar och teoretiska jämviktsanalyser /7-20, 7-21/. Två viktiga faktorer vid bestämningen av K_d - och K_a -värdena är grundvattnets redoxpotential och kontakttiden mellan faserna. I kapitel 3 visas att naturliga grundvatten är reducerande och grundvattenströmningen är långsam. De fördröjningsfaktorer som används vid beräkningar av nuklidtransporten genom berget bör således bygga på K_d -värden som bestämts i reducerande miljö och med lång kontaktid mellan faserna.

Tabell 7-1. K_d - och K_a -värden i olika miljöer.

Grundämne	Oxiderande miljö ¹⁾		Reducerande miljö med försiktiga haltangivelser och kort kontakttid ²⁾		Bästa ansats för reducerande miljö och långsam grundvattentransport ³⁾	
	K_d (m^3/kg)	K_a (m)	K_d (m^3/kg)	K_a (m)	K_d (m^3/kg)	K_a (m)
Ni	-	-	-	-	0.32	0.032
Sr	0.0079	0.00026	0.0063	0.00063	0.016	0.008
Zr	1.3	0.042	1.3	0.025	3.2	0.32
Tc	0	0	0	0	0.05	0.005
I	0	0	0	0	0	0
Cs	0.13	0.0042	0.032	0.0063	0.064	0.021
Ce	13	0.42	5.0	0.10	10	1.0
Nd	4.0	0.13	1.0	0.02	10	1.0
Eu	7.9	0.26	7.9	0.16	10	1.0
Ra	0.1	0.0033	0.063	0.0063	0.50	0.25
Th	0.79	0.026	0.50	0.01	2.4	0.24
U	0.0063	0.00021	0.50	0.01	1.2	0.12
Np	0.04	0.0013	0.50	0.01	1.2	0.12
Pu	0.16	0.0053	0.72	0.014	0.30	0.03
Am	13	0.42	5.0	0.10	32	3.2

1) Se tabell 11, "låg nuklidhalt" och "låg salthalt", i /7-20/.

2) Se tabell 19, i /7-20/.

3) Se tabellerna 6, 7 och 9, "låg nuklidhalt" och "låg salthalt", i /7-21/ samt diskussion i /7-23/.

De fördröjningsfaktorer som användes i KBS säkerhetsredovisning för slutförvaring av förglasat avfall /7-24/ byggde på K_d -värden som mätts i ett luftat system, dvs under oxiderande betingelser, och med maximalt 7 dygns kontakttid mellan faserna. Trots att nyare mätningar visar att K_d - och K_a -värdena är kraftigt underskattade har vissa beräkningar gjorts med K_a -värden för oxiderande miljö även i alternativet slutförvaring av icke upparbetat kärnbränsle /7-23/.

I reducerande miljö kan man förvänta sig att framför allt uran och neptunium, men möjligen också plutonium, får avsevärt högre K_d -värden än i oxiderande miljö. Värdena i kolumnen "Reducerande miljö och försiktiga haltangivelser och kort kontakttid" bygger för huvuddelen av grundämnena på de lägsta uppmätta K_d -värdena från mätningar i oxiderande system med kortare kontakttid än 7 dygn. För uran, neptunium och plutonium bygger värdena på en teoretisk analys av redox- och komplexjämvikterna i systemet grundvatten-granit för reducerande förhållanden /7-20/. Dessa värden har bekräftats av experiment för uran /7-21/.

I kolumnen "Bästa ansats för reducerande miljö och långsam grundvattentransport" redovisas K_d -värden som uppmätts med mer än sex månaders kontakttid för de flesta grundämnena. Värdena för teknetium och uran har däremot bestämts med högst 1 resp 4-5 dygns kontakttid, vilket innebär att värdena för dessa grundämnen kan vara underskattade med en faktor mellan 2 och 5.

Fördröjningsfaktorerna som visas i tabell 7-2 har beräknats för berg med permeabiliteten 10^{-9} m/s och sprickavståndet 1 m. Detta ger en nominell sprickvidd av 0.01 mm och en sprickväggyta av $2 \text{ m}^2/\text{m}^3$ berg.

Tabell 7-2. Fördröjningsfaktorer K_1 ¹⁾.

Grundämne	Oxiderande miljö	Reducerande miljö med försiktiga haltangivelser och kort kontakttid	Bästa ansats för reducerande miljö och långsam grundvattentransport
Ni	-	-	6 100
Sr	51	120	1 500
Zr	8 000	4 800	61 000
Tc	1	1	950
I	1	1	1
Cs	800	1 200	4 000
Ce	80 000	19 000	200 000
Nd	25 000	3 800	200 000
Eu	50 000	30 000	200 000
Ra	670	1 200	48 000
Th	5 100	1 900	46 000
Pa	37	37	11 400
U	41	1 900	23 000
Np	260	1 900	23 000
Pu	1 100	2 800	5 700
Am	80 000	19 000	610 000
Cm	40 000	9 500	305 000

1) Se fotnot tabell 7-1 och /7-23/.

Användningen av K_d - och K_a -värden för beräkningen av fördröjningsfaktorerna diskuteras ingående i /7-23/.

7.3.6 Dispersionseffekter

Fördröjningsfaktorerna ger endast ett genomsnittligt mått på fördröjningen. Dispersionseffekter gör att en del av vattnet kommer fram fortare än genomsnittet. För nuklider som fördröjs accentueras detta ytterligare om transporten sker i sprickor med få eller inga förbindelser med varandra. Den modell för uppehållsfördelning som redovisats tidigare i samband med vattenströmning har i utvidgad form även använts för att beskriva nukliddispersionen /7-4/. Medan vattnets strömningshastighet ökar proportionellt mot sprickvidden i kvadrat varierar den retarderade nuklidens has-

tighet proportionellt mot sprickvidden i tredje potens. Detta accentuerar ytterligare betydelsen av de stora sprickorna.

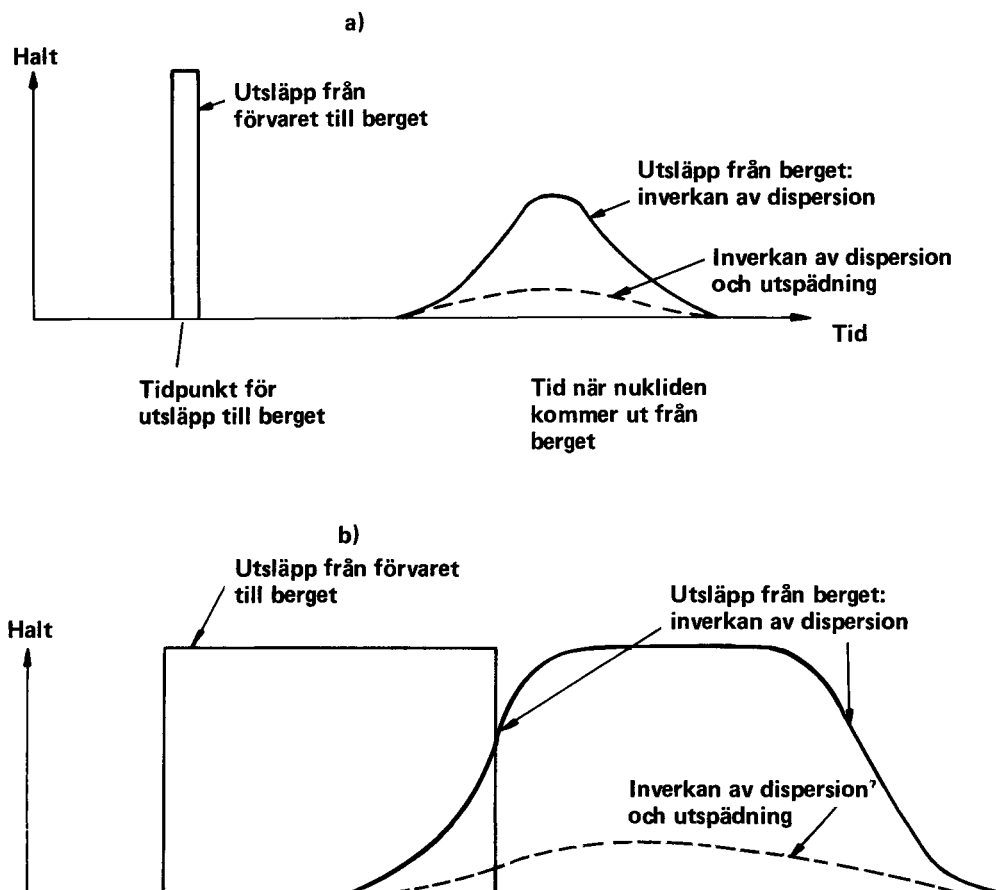
På basis av mätningarna i Studsvik /7-7/ där bl a strontium användes som spårnuklid kunde en breddning av fronten noteras i överensstämmelse med den använda modellen. Ca 5% av högsta halten kan komma fram redan vid ca 20% av medeltransporttiden för en Pulsformiga utsläpp kommer att samtidigt som de breddas väsentligt spädas ut i längsled och därmed minskar pulsens högsta halt. Långa bandformiga utsläpp kommer däremot ej att minska högsta halten på grund av hastighetsvariationer i strömningsriktningen.

I områden där sprickorna har god förbindelse med varandra och där de ligger tätt blir inte frontens breddning så accentuerad. Däremot bidrar utspädningen till att minska halten.

Figur 7-3 illustrerar dispersionens inverkan på koncentrationsprofilen för fallen pulsformat utsläpp (figur 7-3a) och bandformat utsläpp (figur 7-3b). De heldragna kurvorna visar effekten av enbart dispersionen och den streckade den sammanlagda effekten av dispersion och utspädning.

7.3.7 Avklingning under vandringen

De radioaktiva nukliderna i bränslet sönderfaller med tiden. En del av nukliderna sönderfaller till stabila ämnen. Detta gäller de flesta klyvningsprodukterna. Andra nuklider bildar vid sitt sönderfall radioaktiva dotterprodukter. Detta gäller framförallt



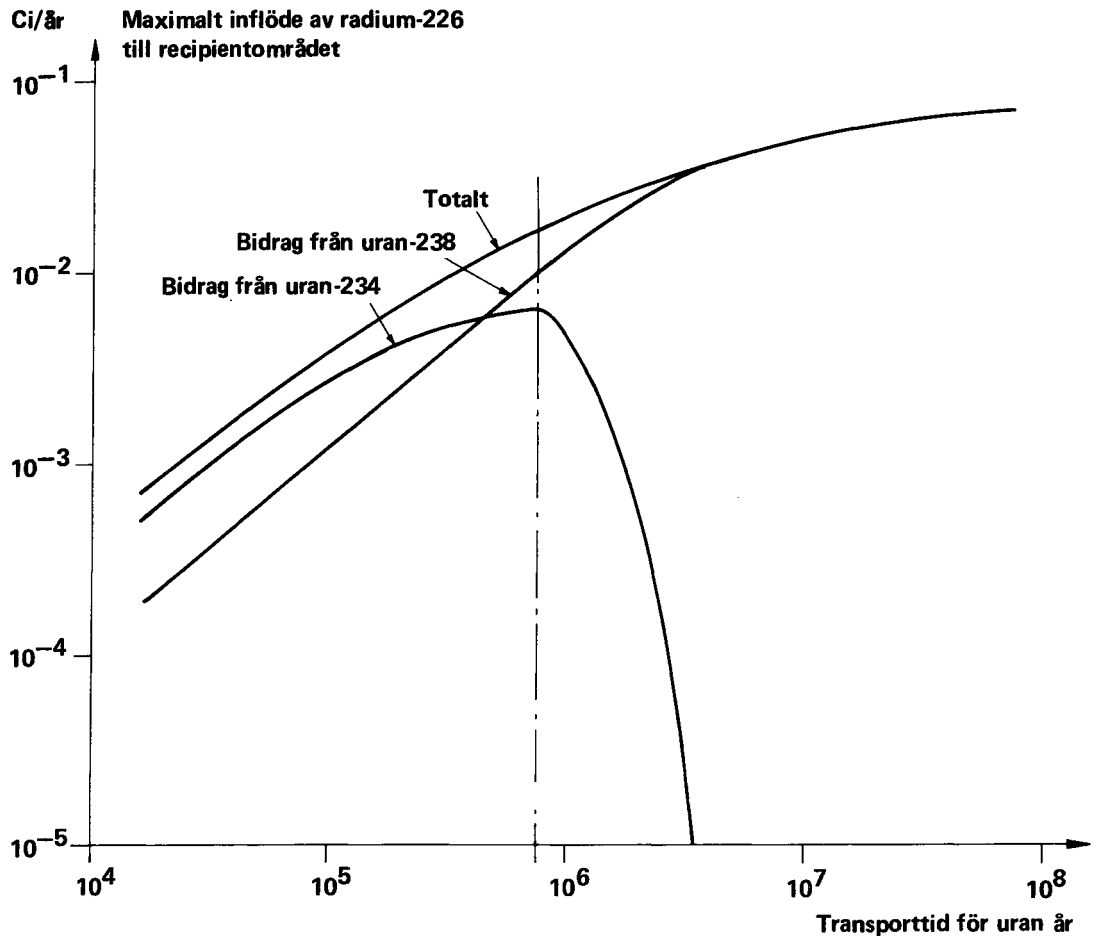
Figur 7-3. Inverkan på pulsutsläpp och på långvarigt utsläpp av dispersion och utspädning.

de tunga nukliderna i bränslet, aktiniderna, men även några av klyvningsprodukterna (t ex sönderfaller cesium-137 till barium-137 m och zirkonium-93 till niob-93 m).

På grund av att de olika nukliderna i en sönderfallskedja vanligtvis vandrar med olika hastigheter måste hela sönderfallskedjan behandlas i ett sammanhang då man beräknar transportförloppet. Detta görs med datorprogrammet GETOUT /7-22/.

Radium-226 är ett exempel på en nuklid som har relativt kort halveringstid (1 600 år) och en tillräckligt lång transporttid för att det radium som finns i bränslet skall hinna avklinga till en ofarlig nivå innan det når biosfären. Radium-226 bildas emellertid genom sönderfallskedjan uran-238 → uran-234 → torium-230 → radium-226 (torium-234 och protaktinium-234 m har mycket korta halveringstider och påverkar därför inte tidsförloppet för bildningen av radium-226.)

I figur 7-4 visas det maximala inflödet av radium-226 till en



Figur 7-4. Maximalt inflöde av radium-226 som funktion av urans transporttid. Det pessimistiska beräkningsfallet (se avsnitt 8.5) har markerats med punktstreckad linje. Bidraget från övriga nuklider till inflödet av radium 226 är försumbara.

tänkt recipient som funktion av transporttiden för uran. Följande indata användes till de beräkningar vars resultat avses i figuren:

Parameter	Värden
Tidpunkt för kapselgenombrott	100 000 år
Utlakningens varaktighet	500 000 år
Grundvattnets transporttid	400 år
Fördröjningsfaktor för radium	1 200
Fördröjningsfaktor för torium	1 900
Fördröjningsfaktor för uran	40 - 190 000

I figuren visas även bidragen från radiums modernuklider till totalinflödet. Den mängd uran-234 som finns närvarande vid kapselgenombrottet kommer främst från sönderfall av det plutonium-238 som finns i bränslet vid uttaget ur reaktorn. Som framgår av figuren står uran-234 för huvuddelen av radium-226 inflödet till recipientområdet vid korta urantransporttider, medan vid långa urantransporttider uran-238 ger det högsta bidraget.

I figuren har en punkt som motsvarar vad som i kapitel 8.5 redovisas som ett pessimistiskt beräkningsfall markerats med en vertikal punktstreckad linje. Det totala radium-226 inflödet i denna punkt är $1.6 \cdot 10^{-2}$ Ci/år.

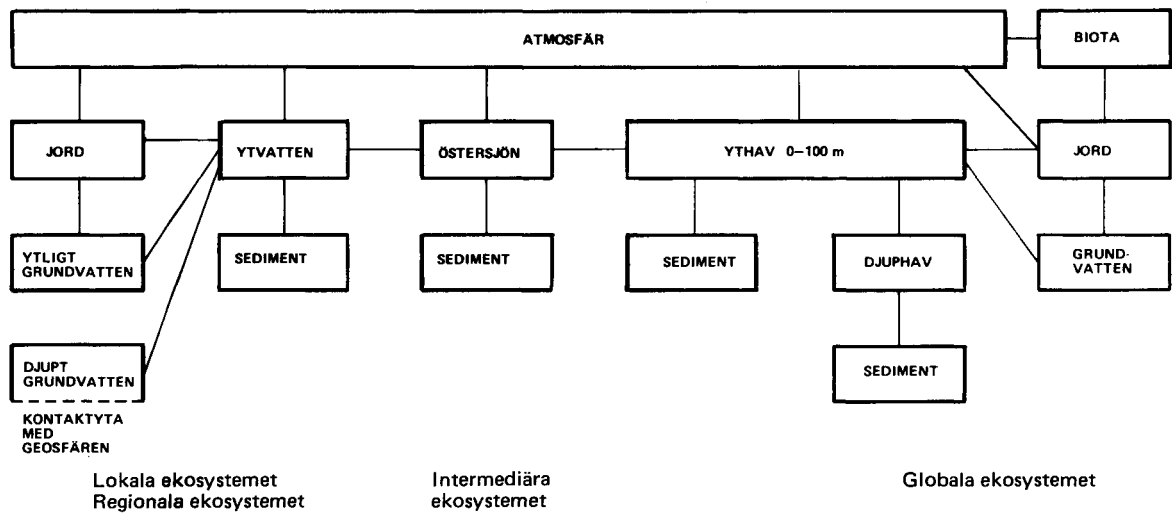
7.4 NUKLIDTRANSPORT I BIOSFÄREN OCH STRÅLDOSER

7.4.1 Modell för transport i biosfären

Ett modellsystem har utvecklats för simulering av det dynamiska utbytet av radionuklider i biosfären. Modellutformningen är i princip densamma som i föregående studier av förglasat avfall /7-37/. Kompartimentteori har utnyttjats, vilket innebär att ekosystemet uppdelas i ett antal fysiskt väl definierade områden eller volymer. Dessa kallas i det följande reservoarer. Aktivitetskoncentrationerna i reservoarerna beskrivs av ett system av ett första ordningens ordinära differentialekvationer. Lösningen av detta ekvationssystem har genomförts med datorprogrammet BIOPATH /7-25/. Den matematiska modellen tar hänsyn till omsättnings- och transportförloppen inom och mellan de olika reservoarerna samt utför beräkning av dosbelastningen till människan via de dominerande exponeringsvägarna. Modellen är även utvecklad för beräkning av en enkel sönderfallskedja "mor-dotter" /7-26/.

Modellsystemet (se Fig 7-5) omfattar fyra sinsemellan förbundna områden inom och mellan vilka ämnen överförs och där återkopplingar sker. Dessa utgörs av:

- Det lokala området vid utflödet från geosfär till biosfär.
- Det regionala området närmast runt utflödet.



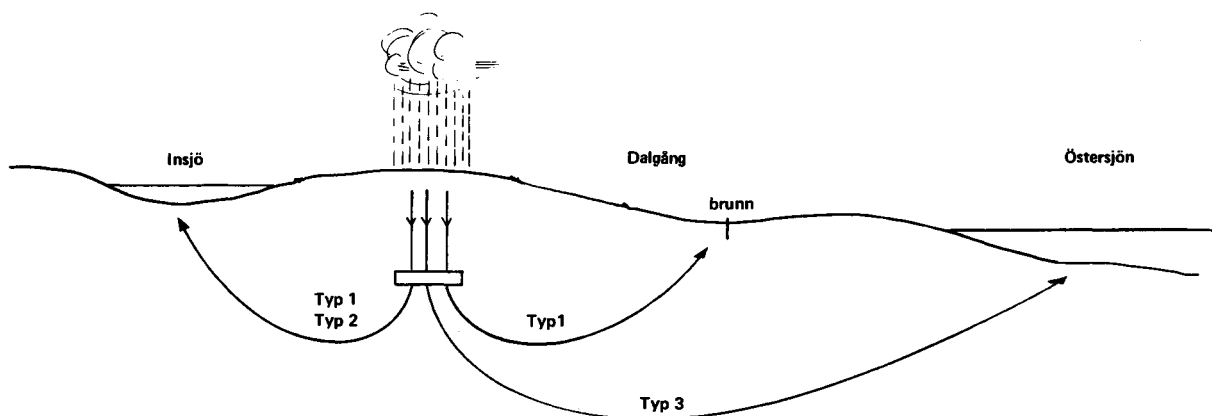
Figur 7-5. Reservoarer för de olika ekosystemen.

- Det intermediära området bestående av Östersjön med omgivande kustområde.
- Det globala området.

Inflödet i biosfären definieras genom det grundvattenburna radioaktiva flöde som når kontaktytan mellan geosfär och biosfär.

Tre huvudfall (se Fig 7-6) för inflöde i biosfärmodellen studeras:

- Alt 1 Det grundvattenburna materialet fördelas vid inflödet lika till en dalgång där en brunn ligger och till näraliggande insjö.
- Alt 2 Flödet fördelas lika till närliggande insjön och sjösystemet nedströms.



Figur 7-6. De tre huvudvägarna för transport av radioaktiva ämnen till biosfären.

Alt 3 Flödet sker till Östersjöns kustband.

Uppbyggnaden av det intermediära och globala systemet är gemensam för alternativen. Utformningen av det lokala och regionala systemet är dock beroende på om utflödet till biosfären sker i ett inlandsområde (alt 1), till en insjö (alt 2) eller till kusten (alt 3).

Det lokala ekosystemet

Det lokala ekosystemet utgörs i brunns- och insjöfallet av 0.25 km² jordbruksmark, uppdelad i en jordreservoar ned till 0,5 m djup samt en reservoar omfattande jordens innehåll av markvatten ned till samma djup.

I Östersjöalternativet utgörs det lokala ekosystemet av 1 km³ brackvatten inom ett 2 km brett och 30 km långt kustavsnitt med underliggande bottensediment.

Det regionala ekosystemet

Det regionala ekosystemet utgörs i brunns- och insjöalternativen av 900 km² jordbruksmark med samma vertikala indelning som i det lokala ekosystemet. En insjö (Finnsjön) med ytan 5 km² innefattas i regionalmodellen.

I Östersjöalternativet är det regionala ekosystemet detsamma som det lokala systemet.

Det intermediära ekosystemet

Det intermediära ekosystemet utgörs av Östersjön med omgivande kust. Till detta system hör också Östersjöns bottensediment samt luftvolymen i atmosfären ovan Östersjön upp till 1 km höjd.

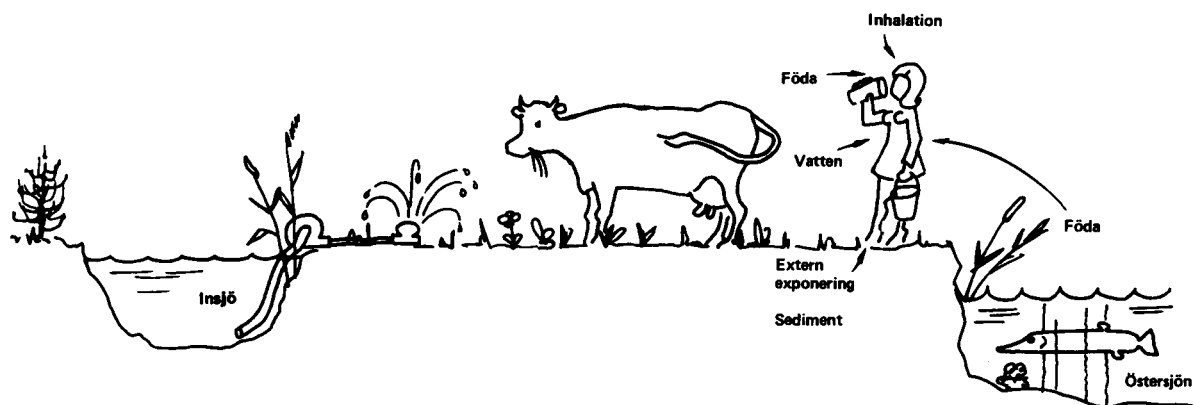
Det globala ekosystemet

Det globala ekosystemet omfattar 7 olika reservoarer:

- Den globala atmosfären.
- Ythavet, som utgörs av det övre 100 m djupa skiktet. Det blandas förhållandevis snabbt men har ett relativt långsamt utbyte med djuphavet.
- Djuphavet, som omfattar den globala havsvolymen under 100 m djup.
- Sedimenten under yt- resp djuphav.
- Jord, omfattande ett 0.5 m djupt markskikt.
- Grundvattnet under markytan.
- Det globala landområdets biomassa.

7.4.2 Exponeringssituationer

När de radioaktiva ämnena omsätts mellan de olika reservoarerna når de människan via olika exponeringsvägar (Fig 7-7). Intern exponering via inandning, livsmedel och dricksvatten samt extern



Figur 7-7. Exponeringsvägar till människan i det lokala ekosystemet.

exponering från markdeponerat material har erfarenhetsmässigt visat sig vara av betydelse. Bad, vistelse på sjö- eller havsstrand där radioaktivt material ansamlas samt hantering av fiskredskap som kommit i kontakt med botten-sedimenten utgör även tänkbara exponeringsvägar.

Den interna exponeringen från livsmedel sker via ett antal ekologiska transportled såsom upptag i grödor via rotupptag, koncentrerering i fisk via omgivande vatten samt upptag via den enkla näringskedjan bete-kött-mjolk. En rad återkopplingar i ekosystemen åstadkommer en förstärkning av exponeringsvägarna. I det lokala området sker bevattning av bete och grödor. I regionen används t ex grundvatten från bevattnade områden för dricksvattenkonsumtion.

Exponeringsvägar i de lokala ekosystemen

De exponeringsvägar som behandlats för de olika alternativen brunn, insjö och Östersjön är:

Exponeringsväg	Inflödesalternativ ^{a)}
Jord - spannmål	B, I
Jord - grönsaker	B, I
Jord - rotfrukter	B, I
Jord - gräs	B, I
Gräs - mjölk	B, I
Gräs - kött	B, I
Spannmål - ägg	B, I
Dricksvatten	B, I
Vatten - fisk (insjöfisk resp havsfisk)	B, I, Ö
Mark (extern exponering)	B, I, Ö
Strandvistelse (extern exponering)	I, Ö
Bad (extern exponering)	I, Ö
Fiske (extern exponering)	I, Ö

a)

B (brunn), I (insjö), Ö (Östersjön)

De radioaktiva ämnen som tillförs det lokala ekosystemet i inlandsalternativen samlas i det övre 0,5 m djupa markskiktet för att sedan successivt fördelas i omgivningen via grund- och ytvattenavrinning. Exponeringen har beräknats med hänsyn till den aktivitet som når det lokala området via bevattning och långsiktig upplagring i marken. I det lokala ekosystemet beaktas endast dos till individ. I Östersjöfallet, där utflödet sker i kustzonen, erhåller den kritiska gruppen intern exponering genom fiskkonsumtion samt extern exponering via bad och kontakt med sediment.

Exponeringsvägar i det regionala ekosystemet

Exponeringsvägarna i det regionala ekosystemet är de samma som i det lokala systemet. Den genomsnittliga exponeringen av individerna i regionen skiljer sig dock kvantitativt från exponeringen av kritisk grupp i det lokala systemet. Exponeringen inom det regionala ekosystemet är utgångspunkt för beräkning av den kollektiva dosbelastningen till befolkningen inom området.

Exponeringsvägar i Östersjöområdet och globalt

Den befolkningsmängd som exponeras i det intermediära området definieras av fiskkonsumtionen. Den totala avkastningen av fisk från Östersjön beräknas till 200 miljoner kg per år. Med en genomsnittlig konsumtion av 20 kg per år och individ blir den be-

rörda befolkningen 10 miljoner individer. Med avseende på den externa exponeringen antas situationen för befolkningen i Östersjöområdet kvalitativt vara lika med den i kustzonen i de lokala och regionala systemen. I det globala området ingår samtliga exponeringsvägar. Av världsbefolkningen bor ca 1% i kustnära områden med en exponeringssituation jämförlig med den i Östersjöområdet. För de övriga 99% förutsätts extern exponering ske genom radioaktivt material i den globala modellens atmosfär- och jordreservoar.

Relationer för upptag i näringskedjorna

Koncentrationen av radioaktiva ämnen i kött och mjölk har sitt ursprung i upptag över i huvudsak följande exponeringsvägar:

- bete som anrikats via rotsystemet
- bete som anrikats genom deposition
- dricksvatten

I det lokala området bevattnas betet med vatten från brunnen respektive insjön; dricksvattnet tas även från samma källor. Av den aktivitet som deponerats på betet, antingen genom bevattning eller nedfall från luften, antas 80% kvarstanna.

7.4.3 Beräkning av upptag av radioaktiva ämnen

Upptaget av radioaktiva ämnen i olika födoämnen med hänsyn till olika upptagsvägar har beräknats på följande sätt.

Beteckningar:

- U_i = upptag av viss nuklid i födoämne i . Anges som C_i per enhet av födoämnet (kg, liter eller st).
- F_i = fördelningsfaktor för viss nuklid för födoämne i . Anges som dag per enhet av födoämnet (kg, liter eller st).
- C_i = koncentration av viss nuklid i födoämne i . Anges i C_i per enhet av födoämnet.
- i =
- | | |
|---|---------------------|
| m | mjölk (liter) |
| k | kött (kg) |
| g | grönsaker (kg) |
| s | spannmål (kg) |
| r | rotfrukter (kg) |
| e | ägg (st) |
| l | fisk (kg) |
| b | bete (kg) |
| w | grundvatten (liter) |
| d | luft (kg) |
| l | insjövatten (liter) |
| j | jord (kg) |

E_n = koncentrationsfaktor för viss nuklid för upptag via n
där

n = b jord → bete
g jord → grönsaker
s jord → spannmål
f fiskevatten
r jord → rotfrukter

MK_i = daglig konsumtion av födoämnet eller betet i .

DEP = deposition (m per dag).

$TÄCKN_i$ = täckningsgrad för födoämne bete i (kg per m^2).

BV = bevattning ($l\ m^{-2}\ dag^{-1}$).

29 = $\int_0^{\infty} \epsilon^{-\lambda t} dt$ där $\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}}$ och $T_{1/2}$ är den
"ekologiska" halveringstiden för
gräs (20 dygn).

Använda värden på storheterna F_i , E_n , MK_i , DEP, $TÄCKN_i$ och BV
anges i /7-26/.

För varje nuklid erhålles följande ekvationer för upptag i de
olika födoämnena:

Upptag i mjölk:

U_m (i C_i per liter) =

$F_m (MK_b \times E_b \times C_j + MK_w \times C_\ell + 0.8 \times DEP \times C_b \times 29 \times TÄCKN_b^{-1} \times$
 $\times MK_b)$

Upptag i kött:

U_k (i C_i per kg) =

$F_k (MK_b \times E_b \times C_j + MK_w \times C_\ell + 0.8 \times DEP \times C_d \times 29 \times TÄCKN_b^{-1} \times$
 $\times MK_b)$

Koncentrationen av radioaktiva ämnen i grönsaker har sitt ur-
sprung dels i upptag av aktivitet via rotsystemet, dels i depone-
ring direkt på bladytorna. Anrikningfaktorn mellan jord och växt
är specifik för varje enskild nuklid.

Upptag i grönsaker:

U_g (i C_i per kg) =

$E_g \times C_j + 0.8 \times 29 \times TÄCKN_g^{-1} (BV \times C_\ell + DEP \times C_d)$

Upptag i spannmål och rotfrukter antas i huvudsak ske genom rot-systemet.

Upptag i spannmål, rotfrukter:

$$U_s \text{ (i Ci per kg)} = E_s \times C_s$$

$$U_r \text{ (i Ci per kg)} = E_r \times C_r$$

Radioaktiviteten i ägg kommer från utfodring med kontaminerat spannmål och dricksvatten.

Upptag i ägg:

$$U_e \text{ (i Ci per st)} = F_e (MK_s \times E_s \times C_s + MK_w \times C_w)$$

Upptag i fisk sker genom tillförsel av kontaminerat grundvatten till insjön och genom återföring av aktivitet från avrinningsområdet och bottensedimenten.

Upptag i fisk:

$$U_l \text{ (i Ci per kg)} = E_f \times C_l$$

7.4.4 Stråldoser

De radioaktiva ämnen som med grundvattnet förs in i biosfären exponerar människan för joniserande strålning genom sönderfall dels i omgivningen, vilket leder till extern bestrålning, dels i kroppen vilket ger intern bestrålning.

Den långsamma och under mycket lång tid utsträckta omsättningen i biosfären leder till varierande intag av de olika radioaktiva ämnen.

De dosfaktorer som använts vid beräkningarna i detta arbete och som beskriver hur intaget av 1 Ci av en viss nuklid kan översättas i stråldoser avser den lösliga eller transportabla form som tagits in med födan och dricksvatten och den olösliga eller icke transportabla form som tagits in med andningsluften. Den del som förs från lungorna till tarmkanalen antas vara transportabel.

Hälsoeffekten /7-32/ beror vid sidan om stråldosnivån på ett flertal faktorer bl a den energi som genereras vid sönderfallet, den del av energin som absorberas i kroppen, den joniserande strålningens räckvidd i vävnad, jonisationstäthet, vilken vävnad som utsätts för bestrålning samt den tidsrymd under vilken exponering sker.

Den absorberade dosen kan således ha mycket olika biologisk effekt. Anges dosen i rem som i dessa beräkningar, är emellertid den relativa biologiska effektiviteten för skilda strålslag och exponeringssituationer beaktad.

En del organ är mer strålkänsliga och ackumulerar mer av det tillförda radioaktiva ämnet. De mest utsatta organen varierar dessutom för de olika nukliderna.

Viktad helkroppsdos

Man försöker emellertid beakta den summerade effekten på människan av olika doser till olika organ, genom så kallad helkroppsdos bestående av sammanviktade dosbidrag från de radiologiskt mest betydelsefulla organen. De viktsfaktorer, v_i , /7-31/, som använts vid dosberäkningarna framgår av tabell 7-3. Dessa viktsfaktorer gäller oavsett ålder och kön, och avser en genomsnittlig dosbelastning i befolkningen.

Tabell 7-3. Viktsfaktorer för beräkning av helkroppsdos.

Organ eller vävnad	Viktsfaktor
Könskörtlar	0.25
Bröst	0.15
Röd benmärg	0.12
Lungvävnad	0.12
Sköldkörtel	0.03
Benvävnad	0.03
Återstående organ (enstaka organ 1/5)	<u>0.30</u>
	1.00

Den viktade helkropps dosen, D , är således summan av bidragen, $D_i \cdot v_i$, från skilda organ:

$$D = \sum D_i \cdot v_i \quad (1)$$

Doserna D_i till de enskilda organ för vilka viktsfaktorer finns angivna kan beräknas för flertalet av de aktuella nukliderna med atomnummer under 84. För övriga utom radium-226 (dvs främst isotoper av torium, uran och transuraner) baseras den viktade helkropps dosen på doser till vissa kritiska organ och helkropps dosen, D_h , enligt tidigare rekommendationer från ICRP /7-27, 7-28, 7-29/.

$$D = \sum_{i=1}^{\ell} D_i \cdot v_i + (1 - \sum_{i=1}^{\ell} v_i) \cdot D_h \quad (2)$$

Av det radium som tas upp och som stannar i kroppen mer än några dygn återfinns större delen i benstommen /7-30/. När radium-226 sönderfaller överförs det mesta av sönderfallsenergin på α -partiklar med mycket korta räckvidder. Den cellvävnad som täcker benytorna får därför de högsta doserna och utgör i förhållande till sin dosgräns s_k kritiskt organ /7-27, 7-29/. De blodbildande organen i benmärgen får i medeltal omkring 10 gånger lägre dos /7-32/ än de benbildande cellerna på benytorna. Omsättningen av radium i kroppens mjukvävnader sker snabbt /7-30/, varför doserna där blir omkring 25 gånger lägre än i ben. Man bör därför förvänta sig att helkropps dosen skall vara lägre än den för det

mest utsatta s k kritiska organet. Helkropps-dosen finns för radium-226 ännu endast upptagen i de äldsta dosberäkningarna från ICRP /7-27, 7-28/. Vid den tiden var emellertid kunskaperna om radiums omsättning i kroppen relativt osäkra, vilket visar sig i att helkropps-dosen är lika stor som den dos till ben ICRP senare har beräknat /7-29/. Med avseende på radium-226 skulle därför vid användning av beräkningsprinciperna i formel (2) ovan leda till betydande överskattning av dosen. För denna isotop har därför beräkningarna baserats på dos till ben och benmärg samt med helkropps-dos ersatt med dos till mjukvävnader /7-30, 7-32/.

Dosfaktorerna för helkropps-dos /7-26, 7-32/, organdoser samt den sammanviktade helkropps-dosen enligt nya bestämmelser /7-31/ har angivits i tabell 7-4 för aktuella nuklider.

Dos till individer i närzonen

Den kritiska gruppen ska enligt den radiologiska definitionen representera ett begränsat antal individer, som kan få högre doser än genomsnittet /7-31/. Exponeringsvägarna med avseende på de tre huvudtyperna för inflöde i biosfären har definierats i föregående avsnitt.

Den antagna grundvattenförbindelsen mellan förvar och ekosystem i inlandet innebär att den kritiska grupp som avses i brunnsalternativet utgörs av individer som exponeras både för de radioaktiva ämnen som når omgivningen genom brunnen och den intilliggande insjön. I insjöalternativet och Östersjöalternativet exponeras kritisk grupp enbart för den aktivitet som förs in i biosfären genom inflödet till insjön respektive kustområdet i Östersjön.

Kollektiv dos och dosinteckning

Den kollektiva dosen utgör summan av de olika doserna till samtliga individer i en given befolkning. Modellstudier av de radioaktiva ämnen som omsätts inom och mellan skilda ekosystem ger möjlighet att beräkna kollektivdoserna till tre olika befolkningar: den regionala (18 000), den i Östersjöområdet (10 miljoner) och den globala (10 miljarder) utanför Östersjöområdet.

Vilken av dessa befolkningar som erhåller den största kollektiv-dosen varierar från nuklid till nuklid. Även tidpunkten har betydelse för den kollektiva dosfördelningen. I ett initialskede ger ofta region- eller Östersjöbefolkningen dominerande bidrag till kollektiv-dosen. Beroende på om nukliden t ex binds relativt kraftigt till jord och sediment eller i stor utsträckning förs ut i globala kretslopp med sjö- och därefter havsvattnet, kan endera av dessa tre befolkningar vara dominerande med avseende på den totala kollektiv-dosen vid tidpunkten för maximal kollektiv dos-hastighet. Den lokala befolkningen, som kan bestå av 2-20 individer, ger inte betydande kollektivdosbidrag.

Integreras de i tiden varierande doserna till individ eller kollektiv från ett visst radioaktivt utsläpp erhålls respektive dosinteckning under en obegränsad framtid. Sådana beräkningar har genomförts för samtliga nuklider och inflödesförlopp.

Med avseende på den globala exponeringen för nuklider från förva-

Tabell 7-4. Dosfaktorer för intag med föda och vatten eller genom andningsluften av 1 curie av några aktuella nuklider.

	Helkroppsdos ^{x)}	Bendos	Lungdos	Gonaddos	Sköldkörtel-dos	Viktad helkroppsdos ^{xx)}
Dos via intag av föda eller vatten (rem/Ci)						
C 14	$6,1 \times 10^2$	$2,7 \times 10^3$				$9,9 \times 10^2$
Sr 90	$9,1 \times 10^5$	$1,1 \times 10^7$		$2,0 \times 10^3$		$1,5 \times 10^6$
Zr 93	$9,1 \times 10^{-1}$					$1,7 \times 10^2$
Tc 99	$4,6 \times 10^1$	$1,2 \times 10^2$	$1,4 \times 10^1$	$4,6 \times 10^1$		$5,5 \times 10^2$
I 129	$9,1 \times 10^3$			$3,4 \times 10^3$	$1,1 \times 10^7$	$3,4 \times 10^5$
Cs 135	$4,6 \times 10^3$	$1,8 \times 10^4$	$1,8 \times 10^3$	$4,6 \times 10^3$		$7,3 \times 10^3$
Cs 137	$4,6 \times 10^4$	$1,1 \times 10^5$	$1,1 \times 10^4$	$4,6 \times 10^4$		$5,5 \times 10^4$
Ra 226	$3,0 \times 10^7$	$3,0 \times 10^6$				$2,8 \times 10^6$
Th 229	$6,1 \times 10^4$	$1,5 \times 10^7$				$1,8 \times 10^6$
Th 230	$6,1 \times 10^4$	$2,2 \times 10^6$				$3,4 \times 10^5$
Pa 231	$1,6 \times 10^5$	$4,1 \times 10^6$				$6,6 \times 10^5$
U 233	$4,6 \times 10^4$	$5,4 \times 10^5$				$1,1 \times 10^5$
U 234	$4,6 \times 10^4$	$5,4 \times 10^5$				$1,1 \times 10^5$
U 235	$4,6 \times 10^4$	$5,4 \times 10^5$				$1,1 \times 10^5$
U 236	$4,6 \times 10^4$	$5,4 \times 10^5$				$1,1 \times 10^5$
U 238	$4,6 \times 10^4$	$5,4 \times 10^5$				$1,1 \times 10^5$
Np 237	$4,6 \times 10^4$	$1,2 \times 10^6$				$2,0 \times 10^5$
Pu 239	$1,8 \times 10^4$	$1,1 \times 10^6$				$1,6 \times 10^5$
Pu 240	$1,8 \times 10^4$	$1,1 \times 10^6$				$1,6 \times 10^5$
Pu 242	$1,8 \times 10^4$	$1,1 \times 10^6$				$1,6 \times 10^5$
Am 241	$4,6 \times 10^4$	$1,1 \times 10^6$				$2,2 \times 10^5$
Am 243	$4,6 \times 10^4$	$1,1 \times 10^6$				$2,2 \times 10^5$
Dos vid inandning (rem/Ci)						
C 14	$4,0 \times 10^2$	$2,0 \times 10^3$				$6,6 \times 10^2$
Sr 90	$1,0 \times 10^6$	$1,2 \times 10^7$		$2,7 \times 10^3$		$2,3 \times 10^6$
Zr 93	$2,5 \times 10^3$	$1,2 \times 10^5$				$1,8 \times 10^4$
Tc 99	$5,0 \times 10^1$	$1,3 \times 10^2$	$1,5 \times 10^1$	$5,0 \times 10^1$		$3,6 \times 10^2$
I 129	$1,0 \times 10^4$			$2,6 \times 10^3$	$6,0 \times 10^6$	$1,9 \times 10^5$
Cs 135	$3,3 \times 10^3$	$1,5 \times 10^4$	$1,5 \times 10^3$	$3,3 \times 10^3$		$5,7 \times 10^3$
Cs 137	$3,3 \times 10^4$	$6,0 \times 10^4$	$1,0 \times 10^4$	$3,3 \times 10^4$		$3,8 \times 10^4$
Ra 226	$4,0 \times 10^7$	$4,0 \times 10^6$	$3,0 \times 10^8$			$3,8 \times 10^6$
Th 229	$1,0 \times 10^8$	$4,0 \times 10^{10}$	$3,2 \times 10^8$			$4,9 \times 10^9$
Th 230	$1,0 \times 10^8$	$6,0 \times 10^9$				$9,0 \times 10^8$
Pa 231	$1,2 \times 10^9$	$1,2 \times 10^{10}$				$2,4 \times 10^9$
U 233	$1,0 \times 10^6$	$1,4 \times 10^7$				$2,7 \times 10^6$
U 234	$1,0 \times 10^6$	$1,3 \times 10^7$				$2,7 \times 10^6$
U 235	$1,0 \times 10^6$	$1,3 \times 10^7$				$2,7 \times 10^6$
U 236	$1,0 \times 10^6$	$1,3 \times 10^7$				$2,7 \times 10^6$
U 238	$1,0 \times 10^6$	$1,3 \times 10^7$				$2,7 \times 10^6$
Np 237	$1,0 \times 10^8$	$3,0 \times 10^9$				$5,0 \times 10^8$
Pu 239	$2,0 \times 10^8$	$6,0 \times 10^9$				$9,5 \times 10^8$
Pu 240	$2,0 \times 10^8$	$6,0 \times 10^9$				$9,5 \times 10^8$
Pu 242	$2,0 \times 10^8$	$6,0 \times 10^9$				$9,5 \times 10^8$
Am 241	$1,0 \times 10^8$	$2,0 \times 10^9$				$4,1 \times 10^8$
Am 243	$1,0 \times 10^8$	$2,0 \times 10^9$				$4,1 \times 10^8$

 x) Enligt ICRP 2 /7-27/
 xx) Enligt ICRP 26 /7-31/

ret baseras emellertid konsekvensanalysen i kap 8 på den maximalt ackumulerade kollektivdosen under 500 år; ett tidsintervall som kan erhållas vid olika tidpunkter beroende på nuklid och förlopp vid inflöde i biosfären. Valet av 500 år som tidsintervall för beräkningar av den maximalt ackumulerade kollektivdosen bygger på principiellt samma motiv som strålskyddsmyndigheterna tillämpat vid utformningen av föreskrifter för bedömning av långlivade radioaktiva ämnen i utsläpp från kärnkraftsstationer /7-33/.

7.4.5 Modellens tillförlitlighet

Tillförlitligheten i de beräknade doserna är beroende av modellens uppbyggnad, val av exponeringsvägar, approximationer i beräkningarna samt osäkerheter i utnyttjade data.

Modellutformning och exponeringsvägar

Modellen har utformats med hänsyn till tidigare erfarenheter av radioekologiska beräkningsmodeller /7-33 och 7-34/.

De 13 exponeringsvägar som modellen tar hänsyn till täcker de erfarenhetsmässigt mest relevanta vägarna för doser till människan. Radioaktiva ämnen kan introduceras i näringsväven via deponering på växtlighet, upptag via rotsystem eller koncentration i animaliska produkter. Exponeringsvägarna ger möjlighet till detta men ger också kontroll över de doser som har sitt ursprung från aktivitet i luft, mark och vatten. Antagandet att stranden har samma koncentration av radioaktiva ämnen som bottensedimenten kan leda till överskattningar av den externa exponeringen, speciellt vad gäller torium-229.

Numerisk approximation

Osäkerheter på grund av numerisk approximation har visat sig vara maximalt 20%, i de flesta fall 5% av dosvärdena.

Variationer i utbytet mellan ekosystemets reservoarer

För varje nuklid har överföringskoefficienter för utbytet mellan modellens reservoarer beräknats. Dessa koefficienter har härletts från empiriska och beräknade data från litteraturen. I vissa fall är spännvidden i intervallen stor. Därför har dosbelastningen baserats på värden som i allmänhet innebär den högre dosbelastningen både med avseende på kritisk grupp och befolkningarna. Med val av andra överföringskoefficienter kan således doserna avvika från de angivna resultaten. Hur mycket osäkerheterna i överföringshastigheterna mellan olika reservoarer påverkar resultatet med avseende på doser till kritiska grupper och de olika befolkningarna har undersökts genom variation av överföringsparametrarna.

Variationer i överföringskoefficienterna påverkar signifikant doserna i brunns- och insjöalternativen för bl a cesium-135, radium-226 och uranisotoperna, vilka ger betydande bidrag till totaldosen.

- Spännvidden i utbytet mellan jord-grundvatten eller mellan sediment-vatten kan ge en halvering av dosen för dessa nuklider i det lokala eller regionala området.
- Koncentrationsfaktorerna för fisk varierar beroende av typ av ekosystem samt på grund av mätosäkerheter. För cesium-135 kan dosen variera med en faktor fem åt båda hållen. I insjöalternativet kan doserna variera med en motsvarande faktor fyra för radium-226 och två för uranisotoperna.

Variation i vattenomsättning i kustzonen i Östersjöalternativet kan ge en ändring av dosen med en faktor två.

Variationer i dietsammansättning och upptag genom näringskedjorna

En dietsammansättning har fastställts för den kritiska gruppen. För cesium-135, radium-226 och uran-233 utgör vatten, fisk och mjölk de viktigaste exponeringsvägarna. Man har antagit en relativt hög fiskkonsumtion av 50 kg per år och individ, där fisken har tagits från en given insjö. En halvering av fiskkonsumtion ger en reduktion i dos med hälften för cesium-135 och med mindre än en tredjedel för radium-226 och uran-233. Rimliga ändringar i konsumtionen av mjölkprodukter påverkar endast obetydligt dosbelastningen.

Dotterprodukter i sönderfallskedjor

I sönderfallskedjor, där även dotterprodukten är radioaktiv, beror fördelningen av dotterprodukten mellan olika delar av biosfären till del på omsättningsförloppen för modernukliden. Osäkerheter i omsättningen av modernukliden kan i vissa fall ge utslag i dosberäkningarna med avseende på dotternukliden. Med hänsyn till de relativt betydande dosbidragen är sönderfallskedjan uran-234 -- torium-230 -- radium-226 av särskilt intresse.

Torium sprids långsamt genom jord i förhållande till den fysikaliska avklingningshastigheten. Variationer i hastigheten för utbytet mellan jord och grundvatten påverkar därför relativt obetydligt toriummängden i jorden. Med kontaktytan i ett inlandsområde beror därför den mängd radium-226 som kritisk grupp och regionens befolkning exponeras för främst på hur snabbt uran och radium transporteras genom ytjorden, eftersom detta starkt påverkar radiumhalterna både i näringskedjorna och i det grundvatten som kan nå brunnar i omgivningen.

Pågående studier av transporten av uran och dess dotterprodukter indikerar att uran lakas avsevärt snabbare genom typiska svenska jordar än vad som antagits i tidigare studier med avseende på förglasat avfall. De fält- och laboratoriestudier /7-20, 7-21 och 7-35/ som gjorts med avseende på strontium och radium tyder på att radium sprids betydligt långsammare än strontium genom jordar under mycket skiftande förhållanden. I tidigare studier har emellertid radium antagits vandra med samma hastighet som strontium. Dessa förändringar i överföringshastigheterna i jord-grundvattensystemet för uran och radium visar sig ge en reduktion av exponering av kritisk grupp och regionens befolkning, vilken varierar med antaget inflödesförlopp. I det huvudalternativ som diskuterats ovan reduceras doserna från intag av radium till hälften med de nya överföringskoefficienterna /7-26/. Utbytet av

radium mellan hav och sediment påverkar starkt den globala kollektivdosen. Utbytet mellan världshaven och sedimenten kan grovt uppskattas från uppehållstiderna i havet för stabila isotoper av kemiskt närbesläktade nuklider bland de alkaliska jordartsmetallerna såsom strontium. Sådana uppskattningar blir emellertid mycket osäkra. Genom att utgå från radiuminventariet i världshaven, den mängd radium som tillförs haven genom avrinningen, den mängd som genereras indirekt genom sönderfall av det uran som finns i haven samt förlusten genom fysikaliskt sönderfall av radium kan ett precisare mått erhållas /7-26/. Med den senare härledningen av överföringen från hav till sediment som varit utgångspunkten vid beräkningarna erhålls omkring 20 gånger lägre kollektivdos till världsbefolkningen än med den tidigare använda uppskattningen.

Variationer i befolkningsfördelning

Förändringar i den regionala befolkningsfördelningen kan påverka de beräknade kollektivdoserna. Speciellt gäller detta för de relativt kortlivade eller svårslösliga nuklider, för vilka kollektivdosen huvudsakligen härrör från den regionala belastningen. Den antagna befolkningsfördelningen 20 per/km² är den för Sverige genomsnittliga. En ökning av befolkningen, genom t ex en framtida större tätort kan ge en begränsad ökning av kollektivdoserna beroende på de olika nuklidernas kritiska exponeringsvägar.

Avkastningen av fisk från insjön har satts till 60 000 kg/år vilket innebär en viss överskattning. Då fiskkonsumtionen i regel är den dominerande exponeringsvägen i regionen kan därför ingen ökning av den regionala kollektiva belastningen i inlandsalternativet väntas med hänsyn till den begränsade tillgången på fisk från den primära sjörecipienten.

Om livsmedel såsom mjölk, kött utgör kritisk exponeringsväg kan ökning av befolkningstätheten knappast medföra någon höjning av dosbelastningen till regionen, eftersom ökning av befolkningen sker på bekostnad av den brukade arealen. För de nuklider där dricksvatten utgör dominerande exponeringsväg kan den regionala kollektivdosen förväntas stå i proportion till den del av regionens befolkning som tar sitt dricksvatten från den sjö som är primär recipient för inflödet.

Modellens relevans i ett långsiktigt perspektiv

I synnerhet det lokala ekosystemet kan under de tidsrymder 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 till 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 nuklider, 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.

Nukliden cesium-135 utgör dock ett undantag. Individdoserna genom intern- och externexponering av befolkningen bosatt i de områden av Östersjön, som kan komma att torrläggas kan bli upp till en storleksordning högre än vad som framgår av beräkningarna baserade på en oförändrad Östersjö. Bidraget till kollektivdosen från Östersjöområdet är emellertid mindre än en femtedel av den totala dosbelastningen. En förhöjd exponering av en framtida Östersjöbefolkning genom cesium-135 skulle därför innebära att den totala dosintekningen på lång sikt blev dubbelt så hög.

I framtiden kan ett ökat utnyttjande av havens födoresurser ge en förskjutning mot en födosammansättning av mera marin karaktär. Överexploatering av de fiskbestånd som traditionellt har utnyttjats har gjort, att man börjat söka efter andra näringskällor från havet. Förutom ett ökat utnyttjande av fiskarter som tidigare inte fiskats finns det stora näringsreserver i form av bläckfisk och krill (lysräkor). Alger, främst av makroformat, har i flera länder använts som föda under lång tid.

Potentiellt fångstuttag av krill kan räcka till en årlig konsumtion av 5-10 kg per individ i genomsnitt över en befolkning på 10^{10} individer. Stora tekniska svårigheter föreligger vid fångst av dessa räkor. Inom överskådlig tid kommer knappast havens plankton att kunna utnyttjas som föda. Makroalgernas betydelse som födoobjekt kommer dock att öka i betydelse.

Om vid behållen mängd protein i dieten, 10 kg kött i framtiden byts ut mot 10 kg krill eller alger, kommer för flertalet radioaktiva ämnen ökningen av upptaget och dosen att begränsas till en faktor 1-3. Kollektivdoserna från speciellt plutonium och americium kan emellertid öka med en faktor 10-20 vid övergång till 10 kg krill och med en faktor 100-150 vid övergång till 10 kg alger.

8 SÄKERHETSANALYS

8.1 ALLMANT

För kärnkraftteknisk verksamhet finns speciella lagar och förordningar utfärdade, vilka utgör grundvalen för säkerheten och skyddet för 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 utformas så

- 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 redovisas i en KBS teknisk rapport 41 /8-1/ och har sammanfattats i KBS rapport om förglasat högaktivt avfall /8-2/.

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 sammanfattande säkerhetsanalys av de aktiviteter som är speciella för direkt slutförvaring av använt bränsle utan upparbetning. Säkerhetsanalysen baseras på den tekniska redovisning som finns i kapitel 2 t o m 7. De moment i hanterings-

kedjan som är gemensamma för använt bränsle och för förglasat avfall från upparbetning /8-2/ behandlas ej här. De utgöres av lagring av använt kärnbränsle i vattenkylda bassänger i ett centralt bränslelager och därmed sammanhängande hantering och transporter. Säkerhetsbedömningen av dessa aktiviteter är oförändrad jämfört med redovisningen i /8-2/.

I avsnitt 8.2 redovisas källstyrkor för radioaktiva ämnen i det använda bränslet och i bränsleelementens metalledar samt några andra viktiga ingångsdata för säkerhetsanalysen. Säkerheten vid hantering och inkapsling av använt bränsle samt den mer långvariga lagringen i vattenbassänger behandlas i avsnitt 8.3.

Vissa säkerhetsmässiga principer för slutlagringen diskuteras i avsnitt 8.4. Där beskrivs de viktigaste bedömningsgrunderna för säkerheten hos slutförvaret. Principen med flera barriärer diskuteras och vidare redovisas temperaturförhållanden och strålnivåer kortfattat.

Resultaten av spridningsberäkningar med hänsyn till de mekanismer som beskrivs i kapitel 7 redovisas i avsnitt 8.5.

Den centrala frågan om möjligheten av spridning av aktivitet från slutförvaret och vad detta kan innebära från stråldos- och hälsosynpunkt på kort och lång sikt behandlas i avsnitt 8.6.

Sannolikheten för extrema händelser och den säkerhetsmässiga betydelsen därav redovisas i avsnitt 8.7. Till extrema händelser räknas i detta fall även risken för uppkomst av kriticitet genom lokal ansamling av klyvbart material.

En sammanfattande säkerhetsbedömning ges i avsnitt 8.8.

8.2 KÄLLSTYRKOR OCH INGÅNGSDATA

8.2.1 De använda bränsleelementen

Vid direktförvaring av använt kärnbränsle äger ingen föregående kemisk bearbetning rum. Det innebär att de använda bränsleelementen med urandioxid, kapsling m m endast bearbetas mekaniskt och uppdelas i sina konstruktionsdetaljer. De bränsletyper som behandlats är dels PWR-bränsle motsvarande Westinghouse's konstruktion för Ringhals 2, dels BWR-bränsle motsvarande ASEA-ATOMS konstruktion för Forsmark 1 (figur 2-1). PWR-elementet i figur 2-2 är ett Ringhals 3-element med bränslestavarna i ett 17 x 17-gitter medan Ringhals 2-elementen har grövre stavar i 15 x 15-mönster. Materialmängderna är i stort sett desamma. Tabell 8-1 ger data för Ringhals 2, Ringhals 3 och Forsmark 1.

En mer detaljerad beskrivning vad gäller aktivitetsbildning, sammansättning av det utbrända bränslet och nuklidernas relativa giftighet m m återfinns i /8-2/, avsnitt 3.1.

Tabell 8-1. Data för obestrålade bränsleelement.

Materialmängder (kg/element)	PWR (R2)	PWR (R3)	BWR (F1)
Uran	452	461	178.0
Syre från UO ₂	61	62	23.9
Fjädrar	5	5	2.2
Kapsling	100	110	49.0
Topplatta (inkl handtag)	8	8	1.6
Bottenplatta	6	6	1.2
Ledror för styrestavar	9	9	
Spridare (7 st)	6	5	1.0
Spridarhållarstav			0.8
Höljerör			35.4
Övergångsstycke			5.0
Totalt	ca kg 650	666	300

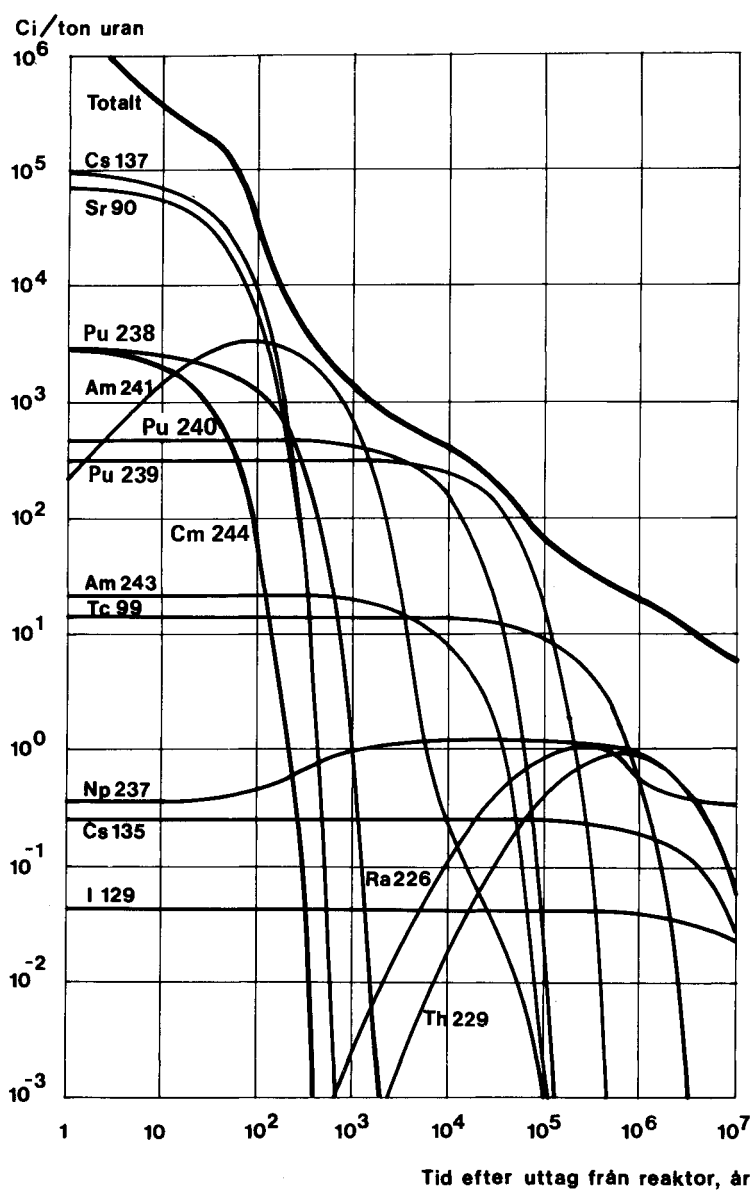
Övriga data	PWR (R2)	PWR (R3)	BWR (F1)
Antal bränslestavar per element	204	264	63
Stavdiameter (mm)	10.72	9.50	12.25/11.75
Stavlängd (mm)	3 856	3 852	3 954
Elementets längd (mm)	4 067	4 058	4 383
Elementets bredd (mm)	214	214	139

8.2.2 Radioaktivitet och resteffekt i använt kärnbränsle

I högaktivt avfall från upparbetning har de tunga nukliderna till största delen avlägsnats medan huvuddelen av klyvningsprodukterna har lämnats kvar. I använt bränsle finns, förutom klyvningsprodukterna, hela den bildade mängden tunga element kvar; resturanet, de genom successiva neutroninfångningar bildade transuranerna och deras sönderfallsprodukter. För en mer detaljerad diskussion av bildning, aktivitet och sönderfall hänvisas till avsnitt 3.2 i /8-2/ samt till /8-3/ och /8-4/. Figur 8-1 visar de viktigaste radioaktiva ämnena i använt bränsle. Aktivitetens innehåll i hela slutförvaret efter hundratusen år är uppdelat på långlivade nuklider med aktivitet större än en curie i tabell 8-2.

Vid beräkningen av mängden radioaktiva ämnen i det använda bränslet har använts data för PWR-bränsle med utbränningen 33 000 MWd(t)/tU. Beräkningen har utförts med datorprogrammet ORIGEN. Jämfört med mer detaljerade reaktorfysikaliska beräkningsprogram underskattar ORIGEN mängden tunga nuklider i bränslet. I tabell 8-3 redovisas en jämförelse mellan beräknade maximala nuklidhalter vid någon tidpunkt i använt PWR-bränsle erhållna dels med ORIGEN, dels med det mer noggranna programmet CASMO (ORIGEN har använts även här för avklingningsberäkningarna). En jämförelse med CASMO-värden för BWR (27 600 MWd(t)/tU) visar att ORIGEN-värdena för PWR kan användas för det totala innehållet i slut-

förvaret eftersom det stora flertalet av de svenska reaktorerna är av kokartyp. Vad gäller klyvningsprodukterna överskattas de totala halterna i slutförvaret när PWR-ORIGEN-värden används. Se /8-4/ för utförligare diskussion.



Figur 8-1. Radioaktiva ämnen i använt bränsle. Diagrammet visar radioaktiva ämnen i PWR-bränsle med utbränningen 33 000 MWd (t)/tU, effekttätheten 34,4 MW (t)/tU och anrikningen 3,1 % uran-235.

Tabell 8-2. Långlivade klyvningsprodukter och tunga element i 10 000 ton använt PWR-bränsle efter 100 000 år.

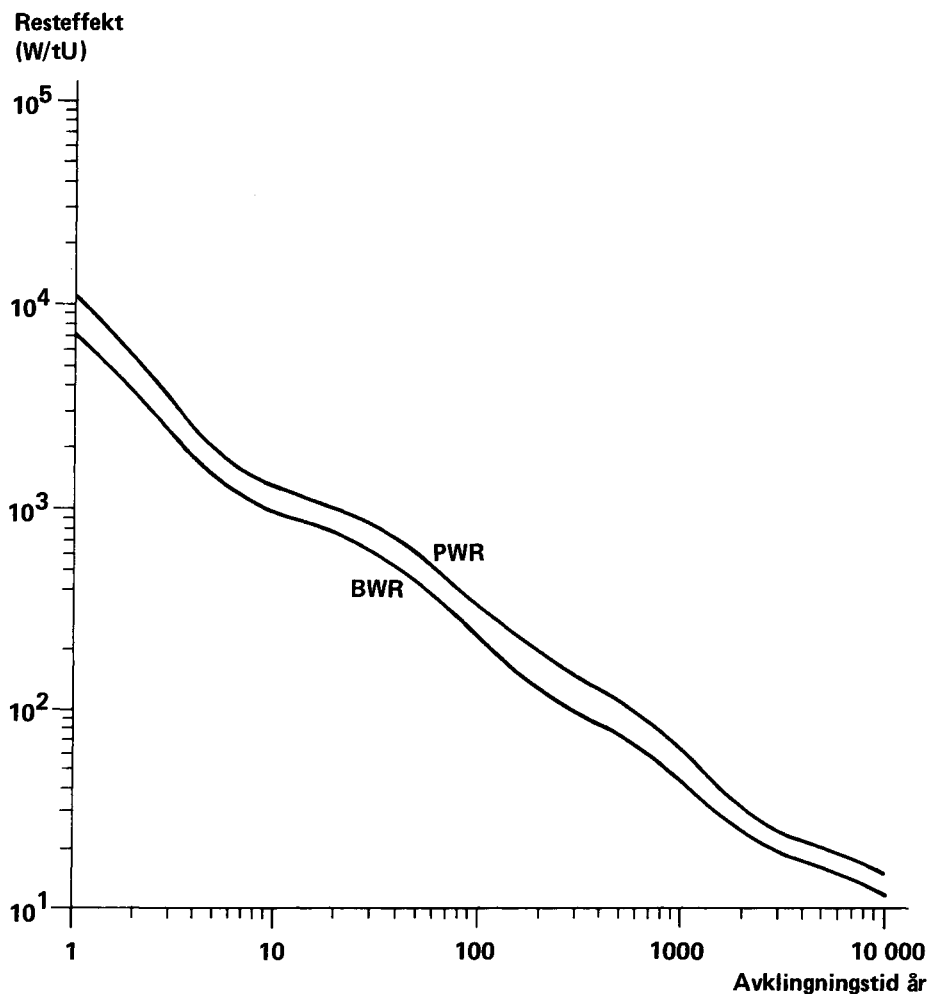
Nuklid	Halveringstid (år)	Aktivitet (Ci per 10 000 ton)
Se 79	65 000	1 400
Zr 93	1.5 x 10 ⁶	18 000
Tc 99	210 000	100 000
Pd 107	7 x 10 ⁶	1 200
Sn 126	100 000	2 800
I 129	17 x 10 ⁶	380
Cs 135	3 x 10 ⁶	2 500
Cm 245	8 260	1
Am 243	7 650	24
Am 241	433	1
Pu 242	379 000	13 000
Pu 241	14.6	1
Pu 240	6 760	180
Pu 239	24 400	200 000
Np 237	2.13 x 10 ⁶	11 000
U 238	4510 x 10 ⁶	3 100
U 236	23.9 x 10 ⁶	4 100
U 235	710 x 10 ⁶	260
U 234	247 000	14 000
U 233	162 000	3 800
Pa 231	32 500	210
Th 230	80 000	9 000
Th 229	7 300	3 800
Ra 226	1 600	9 000
Totalt för ovanstående		390 000
Totalt inklusive sönderfallskedja		540 000

Tabell 8-3. Några miljömässigt viktiga tunga nuklider i använt bränsle. Jämförelse mellan bränsletyper och beräkningsprogram

Nuklid	Max Ci/ton uran		
	ORIGEN	PWR ^{a)} CASMO	BWR ^{b)} CASMO
Ra 226	1.1	1.1	0.83
Th 229	0.85	1.1	0.67
Np 237	1.1	1.5	0.89
Pu 239	320	400	270
Pu 240	490	520	450
Am 241	3 300	4 700	2 900
Am 243	21	19	12

a) Utbränning 33 000 MWd/ton U

b) Utbränning 27 600 MWd/ton U



Figur 8-2. Resteffekt i använt bränsle från PWR och BWR. För PWR-bränslet har antagits utbränning 33 000 MWd (t)/tU, effekttäthet 38.5 MW (t)/tU och anrikning 3.25 % uran-235. Motsvarande för BWR-bränslet är 27 600 MWd (t)/tU, 22.0 MW (t)/tU och 2.75 % uran-235.

Figur 8-2 visar resteffekten i använt bränsle vid olika tider efter uttag ur reaktorn. Utförligare redovisning av data återfinns i /8-2/ avsnitt 3.3 och i /8-5/.

8.2.3 Inducerad radioaktivitet i bränsleelementkomponenter

I bränslestavarna bildas förutom de tidigare diskuterade ämnena även aktiveringsprodukter i kapslingen och i de fjädrar som håller urandioxidkutsarna på plats. Avklingningen demonstreras i tabell 8-4. Aktiviteten i kapsling och fjädrar utgör ett försumbart tillskott till aktiviteten i själva bränslet.

Tabell 8-4. Inducerad aktivitet i kapsling och fjädrar, PWR.

Aktivitet (Ci/ton uran) efter	10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år	1 milj år	10 milj år
Kapsling (zirkaloy)	170	0.76	0.37	0.25	0.18	0.12	0.0018
Fjädrar (rostfritt)	630	26	0.40	0.32	0.14	-	-
Totalt	800	27	0.77	0.57	0.32	0.12	0.0018

Bränsleelementen består förutom av bränslestavar även av ett antal konstruktionsdetaljer i metall, se tabell 8-1 och figur 2-1 och 2-2. Den föreslagna hanteringen innebär att bränslestavarna skall demonteras från bränsleelementen och slutförvaras för sig. De resterande metalldelarna innehåller radioaktiva ämnen som bildats genom aktivering i reaktorn. Däremot innehåller de ej nämnvärda mängder tunga nuklider eller klyvningsprodukter. I tabel-

Tabell 8-5. Inducerad aktivitet i bränsleelementkomponenter, PWR.

Aktivitet (Ci/ton uran) efter	10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år	1 milj år	10 milj år
Topplattor (rostfritt)	200	8.2	0.13	0.10	0.045	-	-
Bottenplattor (rostfritt)	730	30	0.47	0.37	0.17	-	-
Ledror för styrvastavar (zirkaloy)	16	0.071	0.035	0.023	0.017	0.011	0.0002
Spridare (Inconel)	780	220	3.4	2.9	1.2	0.0009	
Totalt	1 700	260	4.0	3.4	1.4	0.012	0.0002
Borsilikatglasstav* (rostfri kapsling; Ci totalt)	53 000	1 500	25	19	8.3	0.0038	-

* Stavarna används endast i första härden.

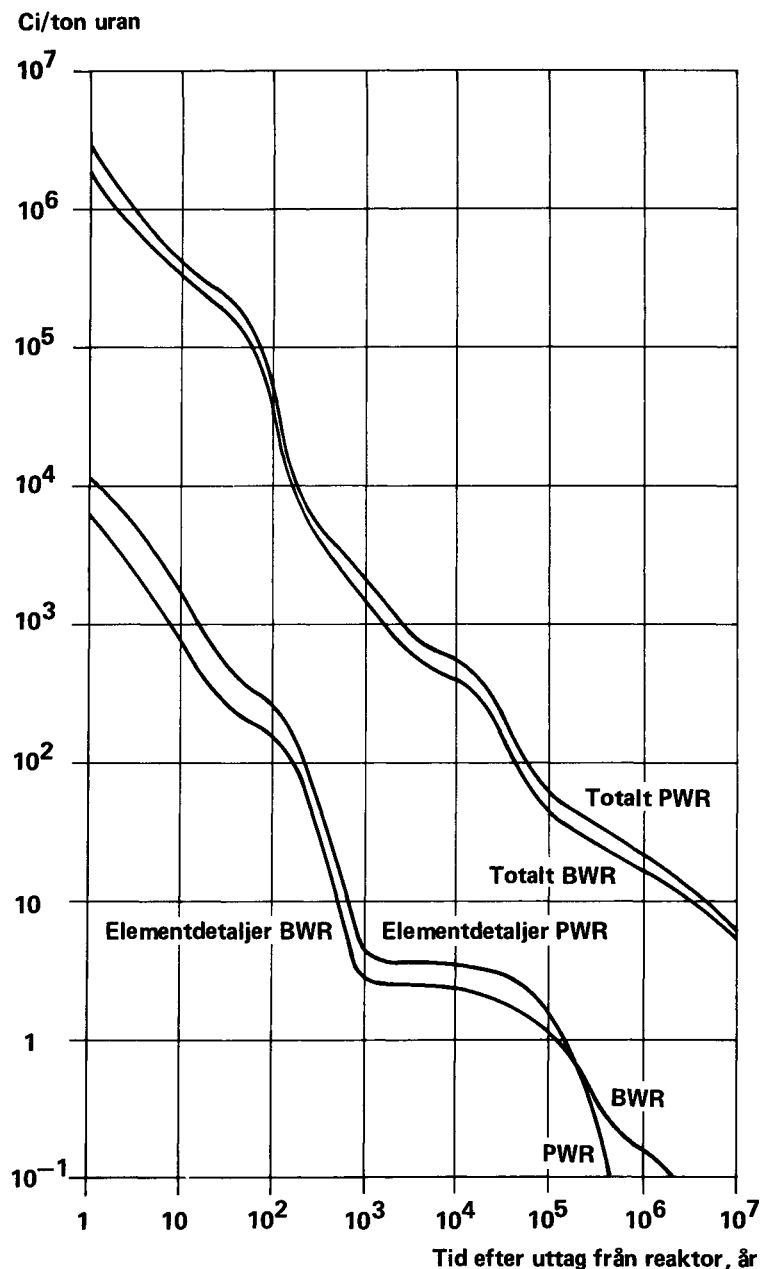
Tabell 8-6 Inducerad aktivitet i bränsleelementkomponenter, BWR.

Aktivitet (Ci/ton uran) efter	10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år	1 milj år	10 milj år
<u>Stavknippen</u>							
Topplattor o handtag (rostfritt)	110	10	0.16	0.13	0.057	-	-
Bottenplattor (rostfritt)	120	11	0.17	0.14	0.060	-	-
Spridare (Inconel)	310	120	1.8	1.5	0.68	0.0003	-
Spridarhållarstav (zirkaloy)	0.68	0.075	0.0076	0.0054	0.0038	0.0021	-
Totalt	540	140	2.1	1.8	0.80	0.0024	-
<u>Boxar</u>							
Höljerör (zirkaloy)	59	1.2	0.53	0.34	0.23	0.15	0.0023
Övergångsstycke (rostfritt)	110	11	0.16	0.13	0.057	-	-
Totalt	170	12	0.69	0.47	0.29	0.15	0.0023

Tabell 8-7 Inducerad aktivitet i bränsleelementkomponenter fördelad på nuklider.

Aktivitet (Ci/ton uran) efter	Halverings-tid (år)	10 år	100 år	1 000 år	10 000 år	100 000 år	1 milj år	10 milj år
<u>PWR</u>								
C-14	5 735	0.080	0.079	0.071	0.024			
Co-60	5.25	800	0.0057					
Ni-59	80 000	3.4	3.4	3.4	3.1	1.4	0.0006	
Ni-63	92	500	260	0.29				
Zr-93	$1.5 \cdot 10^6$	0.0086	0.0086	0.0086	0.0086	0.0082	0.0054	
Nb-93m*		0.0090	0.020	0.020	0.014	0.0082	0.0054	
<u>BWR</u>								
C-14	5 735	0.39	0.38	0.34	0.12			
Co-60	5.25	130	0.0009					
Ni-59	80 000	2.0	2.0	2.0	1.9	0.86	0.0004	
Ni-63	92	300	150	0.17				
Zr-93	$1.5 \cdot 10^6$	0.12	0.12	0.12	0.12	0.11	0.075	0.0012
Nb-93m*		0.054	0.12	0.12	0.12	0.11	0.075	0.0012

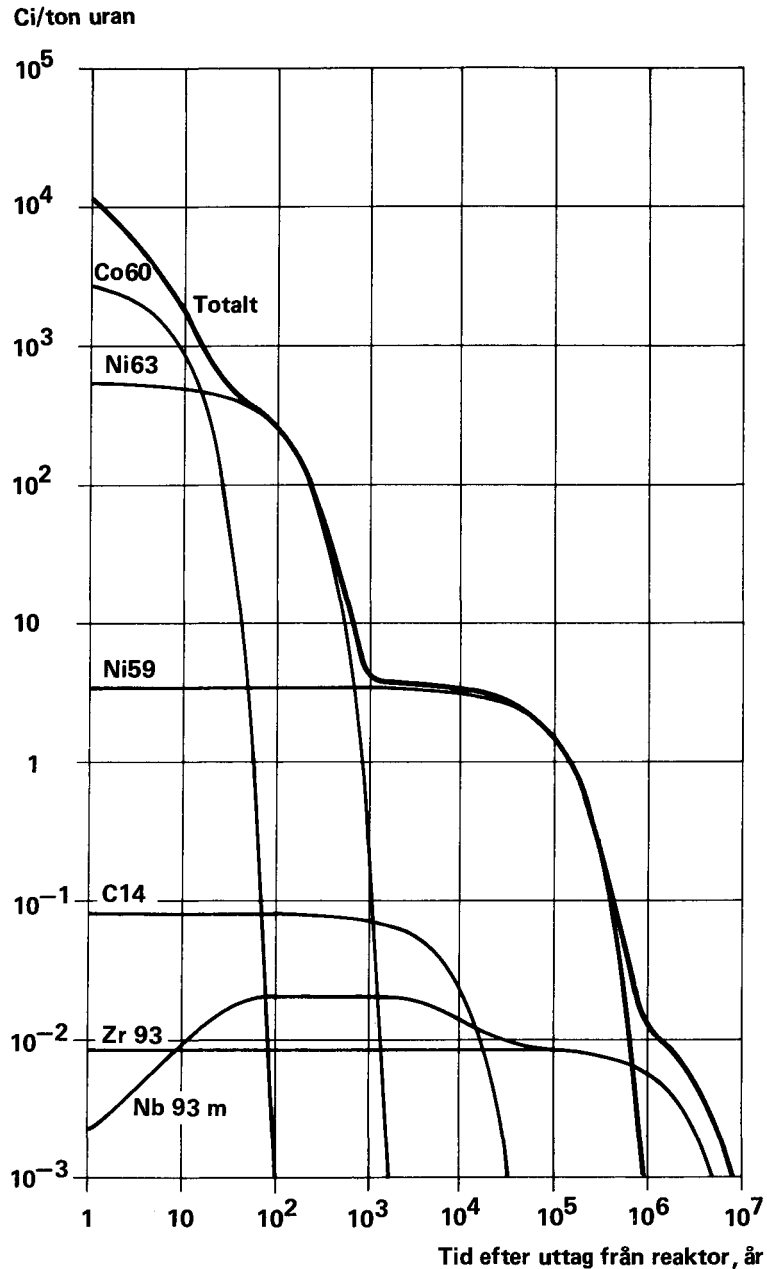
* Dotter till Zr93 och Mo 93



Figur 8-3. Radioaktivitet i använda bränsleelement totalt och i elementdetaljer utom bränslestavarna. Bränsledata i enlighet med vad som gäller för figur 8-1 (PWR) och figur 8-2 (BWR).

lerna 8-5 och 8-6 visas aktiviteten uppdelad på olika komponenter och i tabell 8-7 uppdelad på de viktigaste nukliderna. I figur 8-3 jämförs den inducerade komponentaktiviteten med den totala aktiviteten i bränslet. I figur 8-4 visas uppdelningen av aktiviteten på olika nuklider (PWR).

Beräkningarna av inducerad radioaktivitet i konstruktionsmaterial redovisas i /8-6/.



Figur 8-4. Radioaktiva ämnen i bränsleelementkomponenter från PWR. Bränslestavarna ej inräknade. Bränsledata som för figur 8-1.

8.3 HANtering OCH INKAPSLING AV ANVÄNT BRÄNSLE

8.3.1 Allmänt

I det följande sammanfattas redovisningen av de säkerhetsfrågor som rör sådan hantering, lagring och inkapsling som är specifik för alternativet med direkt förvaring av använt kärnbränsle utan uppberetning, dvs ett mellanlager för använt bränsle (långtidslagring) och en inkapslingsstation.

I tidigare rapport /8-2/ har en säkerhetsanalys av det centrala lagret för använt bränsle och av transportsystemet redovisats.

Säkerhetsfrågorna avseende centrallagret är förknippade dels med själva hanteringen och förvaringen i vattenbassänger, dels med den i tiden mer utdragna lagringen. Den första typen av frågor har tidigare behandlats och redovisats /8-2/. Beträffande långtidsförvaring i vattenbassänger har en särskild utredning utförts /8-7/ som sammanfattas i avsnitt 8.3.2 nedan.

Processerna att inkapsla använt bränsle i långtidsbeständiga behållare lämpliga för slutförvaring i berget har också blivit föremål för granskning ur säkerhetssynpunkt. I två separata tekniska rapporter /8-8, 8-9/ har säkerhetsfrågorna rörande inkapsling och hantering i samband därmed närmare analyserats. I avsnitt 8.3.3 nedan ges en sammanfattning.

Anläggningar, utrustning och processteknik beskrivs i särskilda rapporter som sammanfattas i avsnitt 2.3.

8.3.2 Långtidsförvaring av använt bränsle i vattenbassänger

Den sammanlagda tiden för lagring av använt bränsle i vattenbassänger före direkt slutdeponering förutsätts bli 40 år.

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 /8-7/ att allmänkorrosionen efter 100 års lagring i neutralt rent vatten knappast uppgår till mer än 1 μm . Även vid annan rimlig vattenkemi ändras inte allmänkorrosionen på ett sätt som äventyrar säkerheten.

I /8-7/ analyseras även möjligheterna för punktkorrosion, galvanisk korrosion, spaltkorrosion och galvaniskt inducerad hydrering. Resultaten visar att dessa mekanismer om de överhuvudtaget förekommer inte innebär 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 minskar kraftigt 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 μm) 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.

Lagring av skadat bränsle sker på olika sätt. Vanligt är att bränsleelement som innehåller läckande stavar placeras i slutna vattenfyllda behållare i bassängen. Detta förfaringssätt har använts i 5 respektive 9 år i WAK, Tyskland, och Windscale, England. I Mol, Belgien, lagras skadat bränsle i slutna torra behållare i bassäng. Skadat CANDU-bränsle har lagrats i Mol på detta sätt i 9 år. I General Electric's lagringsstation "Midwest Fuel Recovery Plant", USA, lagras skadat bränsle på samma sätt som icke skadat bränsle utan problem. Lagring i bassänger vid kärnkraftverken utförs också utan särskilda behållare för skadade bränsleelement.

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 väsentligen bidrar till den totalt sett låga frigörelsen av radioaktiva ämnen. Under ett initialskede i reaktorns lagringsbassäng frigörs den mest läckage-tillgängliga delen och sedan minskar avgivningen. De gasformiga produkter som kan läcka ut från skadat bränsle har i huvudsak frigjorts redan under reaktordriften. 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.

Den för läckage lättillgängliga andelen klyvningsprodukter beror i väsentlig grad av den specifika effektutveckling som bränslet haft under reaktordrift. Den totala frigörelsen är naturligtvis också beroende av antalet skadade stavar. Aktivitetsnivån i lagringsbassängerna påverkas av reningsflödets storlek. Variationsområdet anges till $10^{-7} - 10^{-3}$ Ci/m³ /8-7/.

Eventuell punktering av 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 den normala bränslehanteringen i kärnkraftstationerna.

8.3.3 Säkerhetsåtgärder i inkapslingsstationen

En beskrivning av anläggningar, system och procedurer för hantering och inkapsling återfinns i avsnitt 2.3. I figur 2-5 visas processbyggnadens layout.

Anläggningen konstrueras med särskild inriktning på att

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

Det utbrända bränslets integritet och hanterbarhet förväntas inte försämrans under ca 40 års bassänlagring.

Tidigare har visats att degraderingsmekanismer såsom allmänkorrosion, lokalkorrosion, spänningskorrosion, väteförspredning inte förväntas ge signifikant påbörjad degradering inom denna tid. 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. Erfarenheterna 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. All verksamhet övervakas via strålskärmade fönster 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.

Även efter det att bränslet inkapslats i kopparkapseln är hanteringen fjärrmanövrerad. I /8-10/ redovisas strålskärmsberäkningar för den blyfyllda kopparkapseln med utbränt bränsle. På behållarens cylinderyta mitt för bränslet blir gammadosraten ca 20 mrem/h medan neutronsosraten blir 40-95 mrem/h. Motsvarande på locket ovanför bränslet blir maximalt ca 1 mrem/h. Visst kortvarigt arbete kan således utföras i närheten av kapslarna utan att större dosbelastningar erhålls.

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 (bl a kopparkapseln utan blyfyllning med 10 års avklingning av det utbrända bränslet) blir med 1.3 m tjocka betongväggar dosraten < 0.1 mrem/h /8-11/.

Fram till och med omlastningsbassängen (se avsnitt 2.3 och figur 2-6) förvaras bränslet inuti transportbehållaren. Denna skall bl a tåla fritt fall från 9 m mot stumt underlag i enlighet med IAEAs transportbestämmelser för typ B-emballage. För den skull är hanteringen av behållaren sådan att den aldrig lyfts mer än 9 m, t ex lyfts behållaren ner i två steg i omlastningsbassängen. Horisontella förflyttningar av transportbehållaren inom mottag-

ningsdelen sker med travers över ett förstärkt stråk av golvet. Vid vertikal förflyttning begränsas enligt ovan lyfthöjderna så långt möjligt.

Stavarna lossas från bränsleknippet i demonteringspositionen medelst ett chuckverktyg som griper om stavtappen och fixerar denna. Chuckverktyget är som extra säkerhet fastsatt i utrustningens svängkran med en säkerhetslina för att förhindra att verktyg och stav tappas.

Som extra säkerhet mot att kopparkapseln med bränsle tappas vid svetsningen av kapsellocken är svetsutrustningen försedd med en svängbar platta som vrids in under kapseln. Normalt kvarhålls kapseln av ett gripverktyg då laddmaskinens lyftanordning sänks ned.

Traverserna förses i mån av behov med redundanta driv- och bromsanordningar.

Om ett stavknippe skadas under transport kan utplockning av enskilda stavar försvåras. Knippet kan bli krokigt eller få ändrade fyrkantmått. Ändplattor kan snedställas, bränslestavar kan brista eller spridare kan förskjutas. I /8-7/ redovisas hur skadat bränsle kan hanteras. Sammanfattningsvis kan sägas, att erfarenheterna inte tyder på några väsentliga problem vid denna hantering. Utrustning för uppsugning av tappade kutsfragment skall finnas t ex i form av slamsugning.

Tappade kutsfragment uppsamlas i filter som sedan slutförvaras på samma sätt som bränslestavar. Det är emellertid osannolikt att bränslekutsar tappas ur skadade stavar. Det har t ex visat sig vara mycket svårt att få ur kutsar från utbrända stavar bl a på grund av att urandioxid sväller.

Under blygjutningsmomentet i inkapslingsprocessen uppvärms bränslet till ca 400°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/mm². PWR-kapslingen är dock dimensionerad för påkänningar av 300 N/mm². 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_{eff} är mindre än 0.95 även med oanvänt bränsle i vatten vid den urkriticitetssynvinkel mest oförmånliga konfigurationen, nämligen med bränslestavar tätpackade i kopparställen. Bränslet är dessutom utbränt vid inkapslingen varför marginalen mot kriticitet är stor.

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

8.3.4 Normaldriftsutsläpp från inkapslingsstationen

Små aktivitetsläckage kan förekomma från bränslet till bassängvattnet. Dessa tas om hand av reningskretsar på samma sätt som i reaktorstationerna. Små mängder krypton-85 och tritium överförs till ventilationsluften och frigörs till atmosfären. Spår av jod och partikelformig aktivitet kan även frigöras till luften. Det mesta stannar dock i vattnet och samlas upp i reningskretsarnas filter och jonbytare. Merparten av frigjord aktivitet i inkapslingscellerna uppsamlas i filter installerade i dessa utrymmens frånluftsventilation.

Normaldriftsutsläppet till följd av hanteringen av bränslet i bassängerna förväntas inte blir högre än vad som gäller för centrallagret. Detta har tidigare redovisats /8-2/.

Bränslet kommer delvis att hanteras i torrt tillstånd varvid eventuella utsläpp kommer att ske till luft i stället för till vatten. Alla operationer i torr miljö sker dock i de från omgivningen helt avskärmade inkapslingscellerna. Frånluften från dessa filtreras i filterbankar med mer än 90 % avskiljningsgrad för jod och 99.9 % för aerosoler.

8.3.5 Haverier och missöden i inkapslingsstationen

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 aktivitet.

I /8-8/ analyseras möjliga haveri- och missödestyper och deras frekvens och konsekvenser. Kompletteringar på några punkter återfinns i /8-9/.

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.

8.3.6 Stråldoser

Utsläppet till omgivningen till följd av missöden har beräknats /8-8/. Det kan översiktligt sammanfattas enligt följande i avrundade tal där gränserna representerar hantering av enbart BWR-respektive enbart PWR-bränsle. För närvarande beräknas 20 - 30 % av bränslet utgöras av PWR-bränsle.

Utsläpp	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

De ytterligare missödestyperna som behandlats i /8-9/ förändrar inte ovan angivna utsläpp i väsentlig grad.

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 individdoser under gällande gränsvärden (5 000 mrem/år) förutses inte.

8.4. SÄKERHETSMÄSSIGA PRINCIPER FÖR SLUTLAGRING

8.4.1 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. En genomgång av gällande föreskrifter m m ges i /8-1/.

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 målsättningen att förhindra årsutsläpp från kärnkraftverk som överstiger 50 mrem per år till närboende (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 /8-12/. På vissa platser utomlands förekommer naturliga strålningsnivåer upp till 1 300 mrem/år och individ /8-13/.

Av särskilt intresse i detta sammanhang är förekomsten av naturliga radioaktiva ämnen i vatten. Nedanstående tabell redovisar några värden gällande Sverige.

Halter av radioaktiva ämnen i vatten

Radioaktivt ämne	Halter i naturliga vatten (pCi/l) i Sverige	
	Dricksvatten	Havsvatten a)
Radium-226	0.1-40	0.3
Uran	0.1-1500 ^{b)}	3
Kalium-40	ca 20	330

a) Med 3.5 % salthalt

b) Avser naturliga vatten (ej nödvändigtvis dricksvatten)

En radium-226-halt om 40 pCi/l i dricksvatten ger en stråldos på ca 40 mrem per år viktad helkroppsdos enligt det beräkningsförfarande som använts i denna rapport. I en finsk undersökning redovisas radium-226-halter upp till 256 pCi/l i grundvatten nära Helsingfors /8-14/.

8.4.2 Barriärer

För att möta kravet på en långsiktig isolering av de radioaktiva ämnena och erhålla en säker slutförvaring omger man avfallet med 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
- slutförvaring i stabilt urberg med låg grundvattenföring
- naturliga kemiska barriärer mot spridning av de radioaktiva ämnena

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 6. Inkapslingen av bränslestavar beskrivs i avsnitt 2.3 och kapselns egenskaper redovisas i kapitel 5. Inkapslingen av metallavfall m m beskrivs i avsnitt 2.3 och dess långtidsbeständighet analyseras i avsnitt 6.10. Buffertmaterialets egenskaper och funktion redovisas i kapitel 4 och den geologiska barriärens egenskaper i kapitel 3. Fördröjningen av radioaktiva ämnen genom sorptionseffekter beskrivs i avsnitt 7.3.

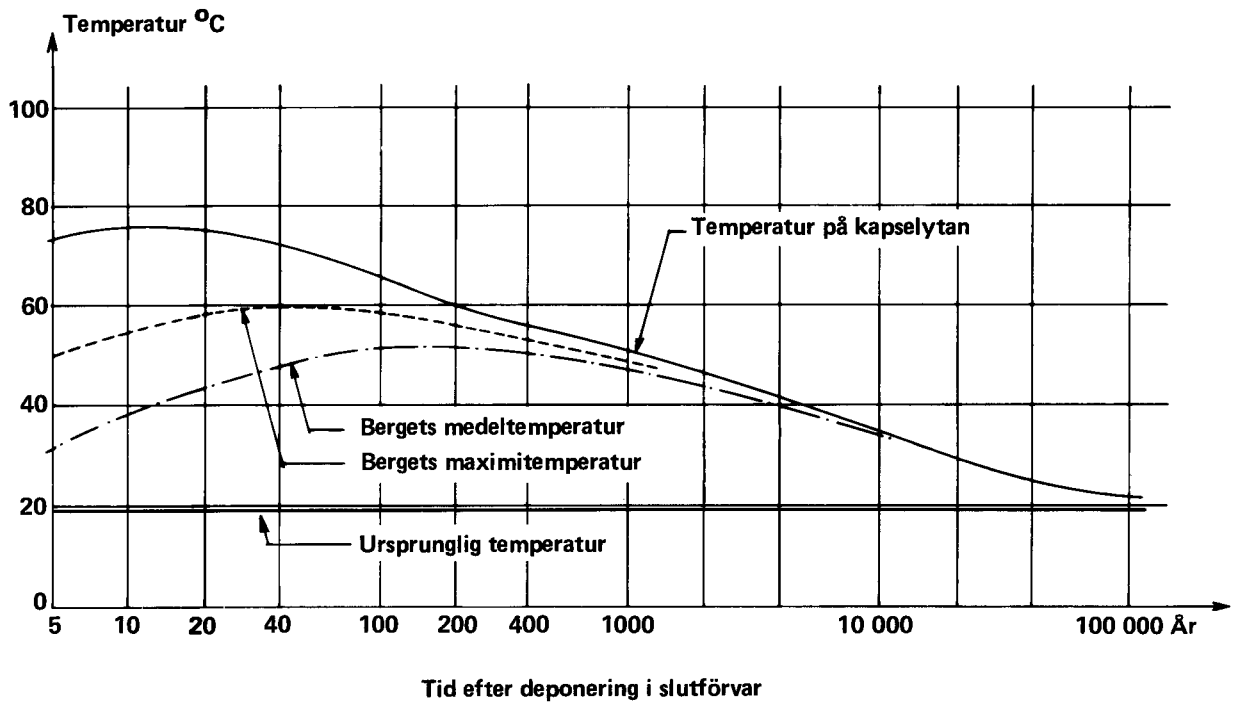
Slutförvarets utformning vad avser använda bränslestavar framgår av figurerna 2-17, 2-22 och vad avser övrigt avfall av figur 2-23.

8.4.3 Temperaturförhållanden

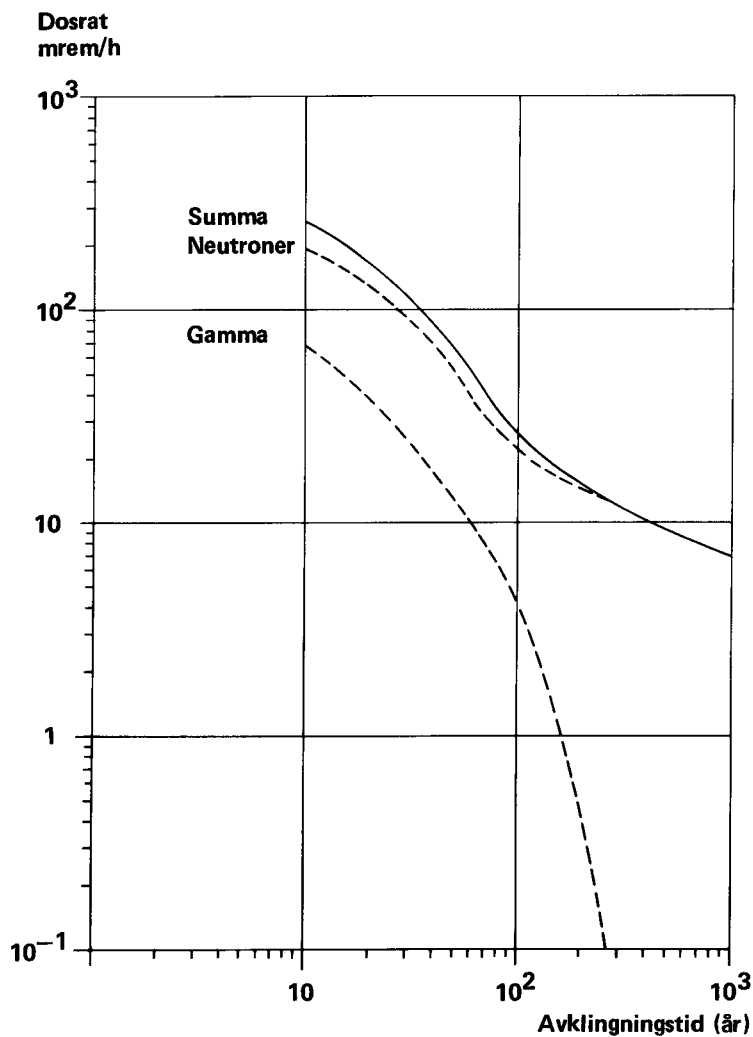
För att erhålla minsta möjliga störning av den naturliga miljön i det berg som utväljs för slutförvaring har en låg värmebelastning på berget eftersträvat. Detta har uppnåtts genom en kombination av en period av övervakad förvaring av bränslet (40 år efter uttag ur reaktorn) och en relativt utbredd fördelning i bergförvaret. Härigenom säkerställs att temperaturen överallt i berg och buffertmassa kommer att vara under 100°C . Vidare kommer den termiska gradienten för grundvattenströmning att blir så låg att påverkan på grundvattenflödet genom förvaret blir obetydlig.

Figur 8-5 anger temperaturen på den varmaste kopparkapselns yta, bergets medeltemperatur i centrum av slutförvaret och bergets högsta temperatur mitt emellan två kapslar som funktion av tiden efter påbörjad slutförvaring. Högsta kapseltemperatur är knappt 80°C och högsta bergtemperatur mitt emellan två kapslar nära slutförvarets centrum är knappt 60°C . Efter 1000 år har alla temperaturer sjunkit under 50°C . Efter ca 100 000 år har den ursprungliga temperaturnivån (20°C) i stort sett återställts. Detta innebär att kapslarnas förväntade livslängd är väsentligt längre än den tidsperiod under vilken man har någon nämnvärd temperaturförhöjning.

Värmeutvecklingen från metallavfall, som uppkommer vid anpassning av använt icke upparbetat kärnbränsle för slutförvaring, är så låg att den saknar betydelse för slutförvarets utformning.



Figur 8-5. Temperaturer på kapselyta och i berget vid olika tider efter deponering i slutförvar.



Figur 8-6. Stråldoser på kopparkapselns yta efter olika avklingningstider.

8.4.4 Strålnivåer

Det radioaktiva avfallet avger joniserande strålning. Denna är kraftigast från bränslestavarna. Strålningen avskärmas dock effektivt av kopparkapseln och blyfyllningen. Kapselväggens tjocklek 200 mm har valts i avsikt att begränsa radiolyseffekterna i buffermassan till en obetydlig nivå. Figur 8-6 visar högsta stråldoser på kopparkapselns utsida som funktion av tiden dels för neutroner, dels för gammastrålning /8-10/.

Inverkan av strålningen på korrosion av kapseln och utlakning av de radioaktiva ämnena beskrivs i kapitel 5 respektive 6.

8.5 **SPRIDNINGSBERÄKNINGAR**

8.5.1 Beräkningsgång och beräkningsförutsättningar

Spridningen av radioaktiva ämnen genom berget och i biosfären har genomförts enligt det schema som framgår av figur 8-7. Detta schema överensstämmer i huvudsak med det som användes för säkerhetsanalysen i Krappporten om slutförvaring av förglasat avfall från upparbetning /8-2/.

Källstyrkeberäkningarna har beskrivits i avsnitt 8.2.

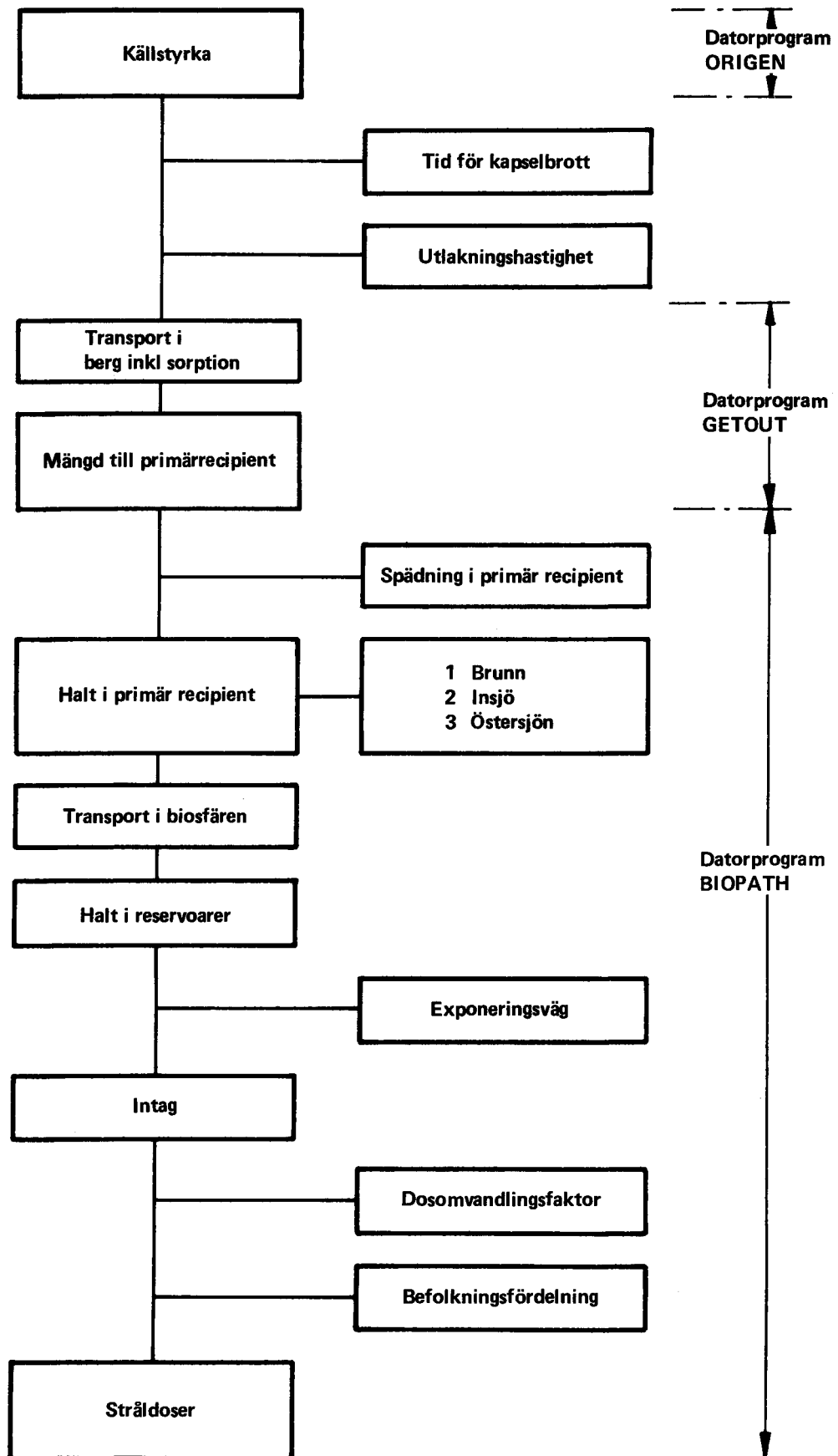
Nuklidtransporten genom berget har beräknats med en endimensionell modell som tar hänsyn till grundvattenströmning, axiell dispersion, geokemisk fördröjning av de olika nukliderna och kedjesönderfall /8-15/. De olika modellantagandena har diskuterats i avsnitt 7.2. Modellen finns i form av ett datorprogram, GETOUT /8-16, 8-17/, vars output är sådan att den direkt kan användas som input till datorprogrammet BIOPATH.

Detta program beräknar transporten av radioaktiva ämnen i biosfären och stråldoser till människan på det sätt som beskrivits i avsnitt 7.4. Tre olika fall för inlöde till biosfären har studerats nämligen brunn, insjö och Östersjön; se vidare avsnitt 7.4.1.

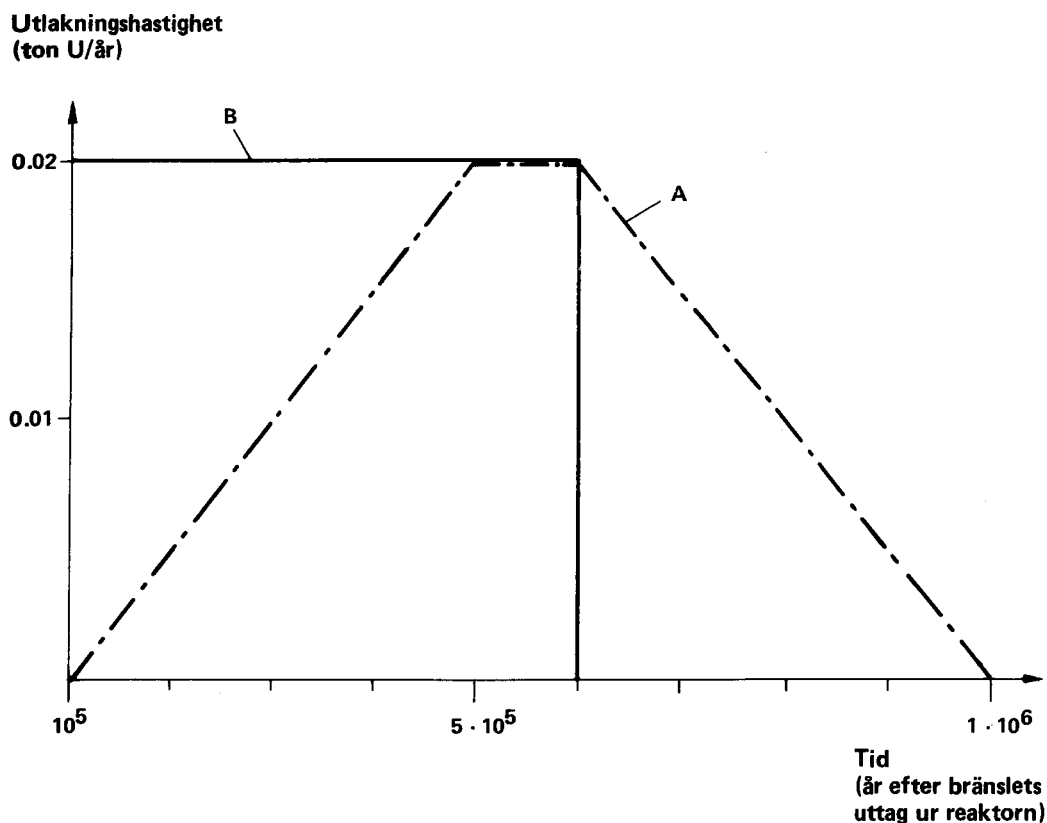
Ekosystemens uppbyggnad, överföringshastigheterna som styr utbytet mellan ekosystemens reservoarer och exponeringsvägarna antas vara oförändrade i en obegränsad framtid. Under de mycket långa tidsrymder som studien omfattar är emellertid förändringar av dessa modellegenskaper möjliga. Hur sådana framtida variationer påverkar resultaten belyses i 7.4.5.

8.5.2 Beräkningsfall

Slutförvaret förutsättes rymma ca 7 000 kapslar. Kapselns livslängd har vid en försiktig bedömning angetts till hundratusentals år. Livslängdsberäkningar visar på att kapseln kan förväntas bli intakt längre än en miljon år. I spridningsberäkningarna antas försiktigtvis som ett grundfall att de första kapslarna börjar penetreras efter 100 000 år. Vidare antages att processen med penetration av kapslar därefter fortgår i jämn takt under 400 000 år dvs en kapsel penetreras ungefär vart 60:e år.



Figur 8-7. Schema över beräkningar av stråldoser från de radioaktiva ämnen som kan frigöras från ett slutförvar för använt bränsle.



Figur 8-8. Utlakningshastigheten för radioaktiva ämnen från bränslet som funktion av tiden. Kurva A. Säkerhetsanalysens grundfall med kapselnedbrytning under perioden 100 000 till 500 000 år och en upplösningstid på 500 000 år för bränslet. Kurva B. Beräkningarnas huvudfall med momentan nedbrytning efter 100 000 år och med 500 000 års upplösningstid för bränslet.

Upplösningen av radioaktiva ämnen i en kapsel har i avsnitt 6.6 beräknats med hänsyn till möjlig uttransport av lösta ämnen genom buffertmaterialet och bergsprickor. Med rimligt försiktiga antaganden erhöles en minsta upplösningstid på 1.8 miljoner år och med mycket pessimistiska antaganden 500 000 år efter genombrott av kapseln. Här antages försiktigtvis som ett grundfall att upplösningen tar 500 000 år.

Beträffande utlakningen av lösliga ämnen som ej är bundna till urandioxidmatrisen, se nedan.

Med ovanstående antaganden erhålles för grundfallet den upplösningshastighet som framgår av kurva A i figur 8-8. Av figuren framgår att den maximala upplösningshastigheten inte uppnås förrän efter 500 000 år. Denna maximala hastighet är densamma som erhålles om man antar en omedelbar penetration av alla kapslar efter 100 000 år och en utlakningstid på 500 000 år - kurva B i figur 8-8. För att förenkla det praktiska genomförandet av GETOUT- och BIOPATH-beräkningarna har i dessa som huvudfall använts de förutsättningar som motsvarar kurva B i figur 8-8. Inverkan av denna approximation diskuteras i avsnitt 8.5.4.

Härutöver har beräkningarna genomförts för ett fall med kapselgenombrott efter 500 000 år på alla kapslar och med 500 000 års utlakningstid.

Under bränslets bestrålning i reaktorn har vissa av klyvningsprodukterna anrikats i de yttre delarna av bränslekutsarna och i utrymmet mellan kutsarna och zirkaloykapslingen, kapslingsspaltten. Detta gäller framför allt flyktiga ämnen och ämnen som bildas genom flyktiga ämnens sönderfall, t ex jod och cesium. Dessa ämnen kan vid en vatteninläckning i kapseln komma att lösas upp betydligt snabbare än de ämnen som sitter fast i urandioxidmatrisen. Den andel av totalinnehållet som på detta sätt är mera lättillgänglig för utlakning har antagits vara 10 % för jod, 1 % för cesium och 0.1 % för övriga ämnen /8-18/. På grund av transportmotståndet (se avsnitt 6.5) i bränslets närmaste omgivning är den effektiva utlakningshastigheten begränsad även för de mest lösliga ämnena. I avsnitt 6.7 visas att med rimligt konservativa antaganden minskar utlakningshastigheten för lösliga ämnen exponentiellt med en halveringstid på 2 000 år. Detta innebär att 50 % har lakats ut efter 2 000 år och 75 % efter 4 000 år etc.

Eftersom de 7 000 kapslarna antas successivt gå sönder under en 400 000 års period, kommer t ex för jod 10 % att frigöras i relativt jämn takt under 400 000 år medan den del som är mera fast bunden till urandioxidmatrisen kommer att frigöras under en period som är 500 000 år för varje kapsel. Under en viss period i samband med att sista kapslarna gått sönder (vid tiden 500 000 år efter deponeringen) kommer frigörelsen av löslig jod att ske samtidigt som den långsammare frigörelsen pågår från samtliga 7 000 kapslar. Den ökning av den maximala frigörelsetakten för jod som då erhålles från hela slutförvaret är emellertid endast 2.5 %. För övriga ämnen blir ökningen mindre. En mindre mängd lätt åtkomliga och lösliga nuklider påverkar således inte väsentligt den maximala frigörelsetakten av radioaktiva ämnen från slutförvaret. Effekten av en normalfördelad kapslingslivslängd har belysts i /8-19/.

Som framgår av kapitel 3 kan grundvattnets transporttid bedömas på grundval av 3-dimensionella strömningsberäkningar och uppmätta åldrar på grundvatten. Det bedöms realistiskt att räkna med en transporttid på åtminstone 3 000 år för grundvattnet. Härutöver har beräkningar utförts för ett pessimistiskt fall med 400 års grundvattentransporttid. Detta värde användes även i KBS säkerhetsanalys för slutförvaring av förglasat avfall /8-2/.

I tabell 7-2 har angivits tre olika uppsättningar av fördröjningsfaktorer för de radioaktiva ämnena. Värdena för oxiderande miljö överensstämmer med dem som användes i /8-2/.

Senare studier har emellertid klart visat att de kemiska förhållandena på slutförvaringsplatsen kommer att vara reducerande - se avsnitt 3.5. För reducerande kemiska förhållanden har framräknats två uppsättningar fördröjningsfaktorer som anges i tabell 7-2, nämligen

- a = reducerande kemisk miljö med bästa ansats för långsam vattenströmning.
- b = reducerande kemisk miljö med försiktiga antaganden om halter och om kort kontakttid.

I beräkningarna kombineras uppsättning a) med vattentransporttiden 3 000 år och b) med den korta vattentransporttiden 400 år.

Följande fyra beräkningsfall har analyserats

Fall nr	Benämning	Kapselgenombrott år	Vattentransporttid år	Fördröjningsfaktor
1	Huvudfall	100 000	3 000	a
2	Huvudfall med längre kapsellivslängd	500 000	3 000	a
3	Pessimistiskt fall	100 000	400	b
4	Pessimistiskt fall med längre kapsellivslängd	500 000	400	b

I samtliga fall har antagits en utlakningstid från bränsle av 500 000 år. Vidare har i en parameterstudie inverkan av variationen i grundvattnets transporttid på inflödet av olika nuklider till primärrecipienten undersökts dels för huvudfallet med fördröjningsfaktorer a) dels för det pessimistiska fallet med fördröjningsfaktorer b).

Vidare har beräkningar utförts för två mycket osannolika fall med antagen initial skada på en kapsel för huvudfallets data beträffande vattentransporttid och fördröjningsfaktorer och med 1 000 år utlakningstid för lättlösliga ämnen.

8.5.3 Beräkningsresultat för spridning genom berget

Resultaten av GETOUT-beräkningarna redovisas dels i form av figurer, dels i tabeller.

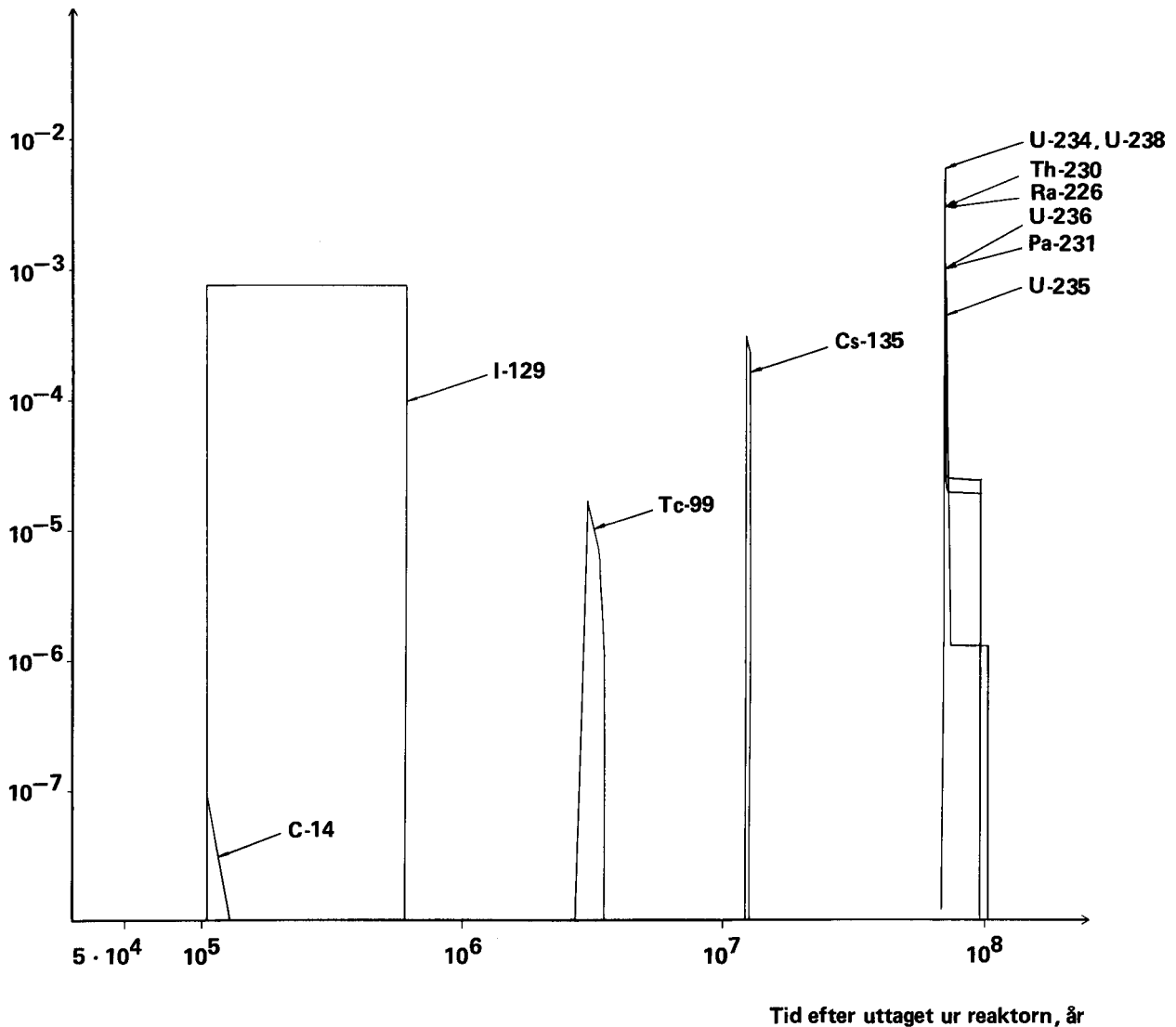
Figurerna 8-9 och 8-10 visar inflödet i Ci per år av olika nuklider till recipientområdet som funktion av tiden efter slutförvaringens början. Figur 8-9 gäller för huvudfallet och 8-10 för det pessimistiska fallet.

De maximala inflödena och tidpunkterna för maxima har sammanställts i tabell 8-8 som även omfattar beräkningsfallen med senare kapselgenombrott (500 000 år efter uttaget ur reaktorn).

På grund av den längre grundvattentransporttiden och de större fördröjningsfaktorerna är de maximala inflödena för flera av nukliderna avsevärt lägre i huvudfallet än i det pessimistiska fallet. Detta gäller teknetium-99, zirkonium-93, radium-226, torium-229, torium-230, protaktinium-231, uran-233, uran-236, neptunium-237 och plutonium-242. Av dessa avklingar zirkonium-93 och plutonium-242 helt (till en nivå mindre än 10^{-15} Ci/år) i huvudfallet.

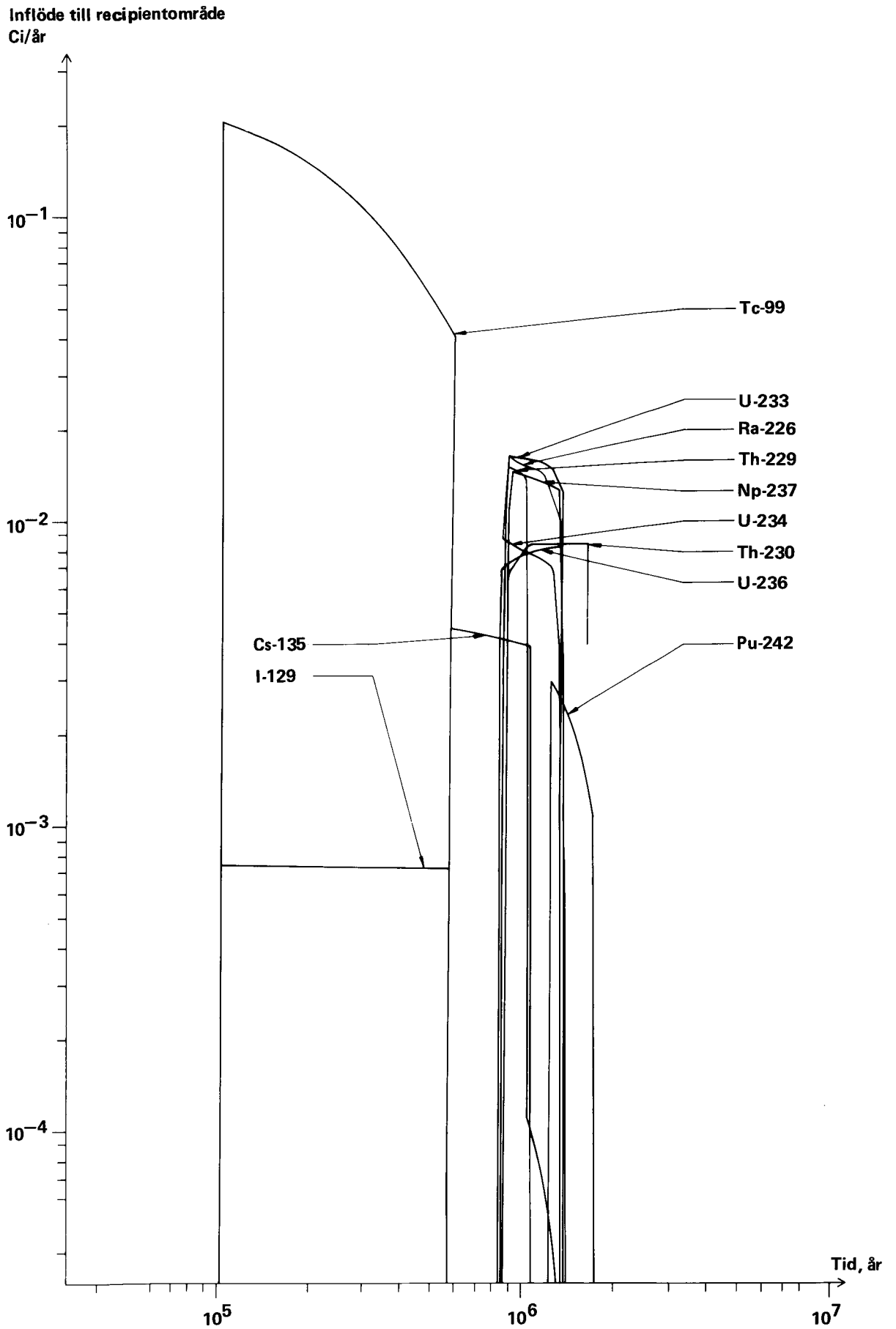
Inverkan av tidpunkten för kapselgenombrott är som väntat störst för de nuklider vars halveringstider är mindre än eller av samma storleksordning som variationsintervallet för tidpunkten för kapselgenombrott (400 000 år). I huvudfallet fås således en inverkan av betydelse bara för kol-14 (halveringstid 5 730 år)

Inflöde till recipientområdet
Ci/år



Figur 8-9. Resultat från GETOUT-beräkningar. Inflöde av radioaktiva ämnen till recipientområdet i huvudfallet.

och teknetium-99 (halveringstid 210 000 år). I det pessimistiska fallet halveras den del av inflödet av radium-226 som härrör från plutonium-238 via uran-234 i bränslet. Detta bidrag utgör vid kapselgenombrott 100 000 år efter uttaget ur reaktorn 40 % av det totala radiuminflödet. I huvudfallet härrör hela radiuminflödet från U-238 (halveringstid 4.51 miljarder år) vilket innebär att ingen ändring fås vid ett senare kapselgenombrott.



Figur 8-10. Resultat från GETOUT-beräkningar. Inflöde av radioaktiva ämnen till recipientområdet för det pessimistiska spridningsfallet.

Tabell 8-8. Maximala inflöden, C_{\max} (Ci/år), och tidpunkter för maxima, T_{\max} (år efter uttaget ur reaktorn) för huvudfallet och det pessimistiska fallet vid två tidpunkter för kapselgenombrott.

Huvudfallet	Grundvattentransporttid 3 000 år och fördröjningsfaktorn a enligt 8.5.2			
Nuklid	Kapselgenombrott vid 100 000 år, Fall 1		Kapselgenombrott vid 500 000 år, Fall 2	
	C_{\max}	T_{\max}	C_{\max}	T_{\max}
C-14	3.4×10^{-8}	1.0×10^5	-	-
Zr-93	-	-	-	-
Tc-99	1.7×10^{-5}	3.0×10^6	4.7×10^{-6}	3.4×10^6
I-129	7.5×10^{-4}	1.0×10^5	7.3×10^{-4}	5.0×10^5
Cs-135	3.0×10^{-4}	1.2×10^7	2.8×10^{-4}	1.3×10^7
Ra-226	3.0×10^{-3}	6.9×10^7	3.0×10^{-3}	6.9×10^7
Th-229	1.3×10^{-11}	6.9×10^7	1.1×10^{-11}	6.9×10^7
Th-230	3.1×10^{-3}	6.9×10^7	3.1×10^{-3}	6.9×10^7
Pa-231	9.7×10^{-4}	6.9×10^7	9.7×10^{-4}	6.9×10^7
U-233	3.9×10^{-12}	6.9×10^7	3.3×10^{-12}	6.9×10^7
U-234	6.2×10^{-3}	6.9×10^7	6.2×10^{-3}	6.9×10^7
U-235	4.7×10^{-4}	6.9×10^7	4.7×10^{-4}	6.9×10^7
U-236	9.9×10^{-4}	6.9×10^7	9.6×10^{-4}	6.9×10^7
U-238	6.2×10^{-3}	6.9×10^7	6.2×10^{-3}	6.9×10^7
Np-237	3.3×10^{-12}	6.9×10^7	3.0×10^{-12}	6.9×10^7
Pu-242	-	-	-	-
Pessimistiskt fall	Grundvattentransporttid 400 år och fördröjningsfaktorn b enligt 8.5.2			
Nuklid	Kapselgenombrott vid 100 000 år, Fall 3		Kapselgenombrott vid 500 000 år, Fall 4	
	C_{\max}	T_{\max}	C_{\max}	T_{\max}
C-14	4.8×10^{-8}	1.0×10^5	-	-
Zr-93	1.5×10^{-2}	2.0×10^6	1.2×10^{-2}	2.4×10^6
Tc-99	2.1×10^{-1}	1.0×10^5	5.5×10^{-2}	5.0×10^5
I-129	7.5×10^{-4}	1.0×10^5	7.3×10^{-4}	5.0×10^5
Cs-135	4.4×10^{-3}	5.9×10^5	4.0×10^{-3}	9.9×10^5
Ra-226	1.6×10^{-2}	9.2×10^5	1.3×10^{-2}	1.4×10^6
Th-229	1.5×10^{-2}	9.1×10^5	1.4×10^{-2}	1.3×10^6
Th-230	8.5×10^{-3}	9.2×10^5	6.6×10^{-3}	1.3×10^6
Pa-231	5.1×10^{-3}	8.6×10^5	5.1×10^{-3}	1.3×10^6
U-233	1.6×10^{-2}	9.1×10^5	1.5×10^{-2}	1.3×10^6
U-234	8.7×10^{-3}	8.8×10^5	7.1×10^{-3}	1.3×10^6
U-235	5.2×10^{-4}	9.0×10^5	5.2×10^{-4}	1.3×10^6
U-236	8.0×10^{-3}	8.3×10^5	7.9×10^{-3}	1.3×10^6
U-238	6.3×10^{-2}	8.8×10^5	6.3×10^{-2}	1.3×10^6
Np-237	1.5×10^{-3}	9.3×10^6	1.3×10^{-3}	1.3×10^6
Pu-242	3.1×10^{-3}	1.3×10^6	1.5×10^{-3}	1.7×10^6

Tabell 8-9. Maximala inflöden till primärrecipienten vid initial kapselskada på en behållare enligt huvudfallet. Inflöde anges dels för spaltaktivitet (10 % jod, 1 % cesium och 0.1 % av övriga nuklider), dels för restaktiviteten i den mer svårslösliga urandioxidmatrisen.

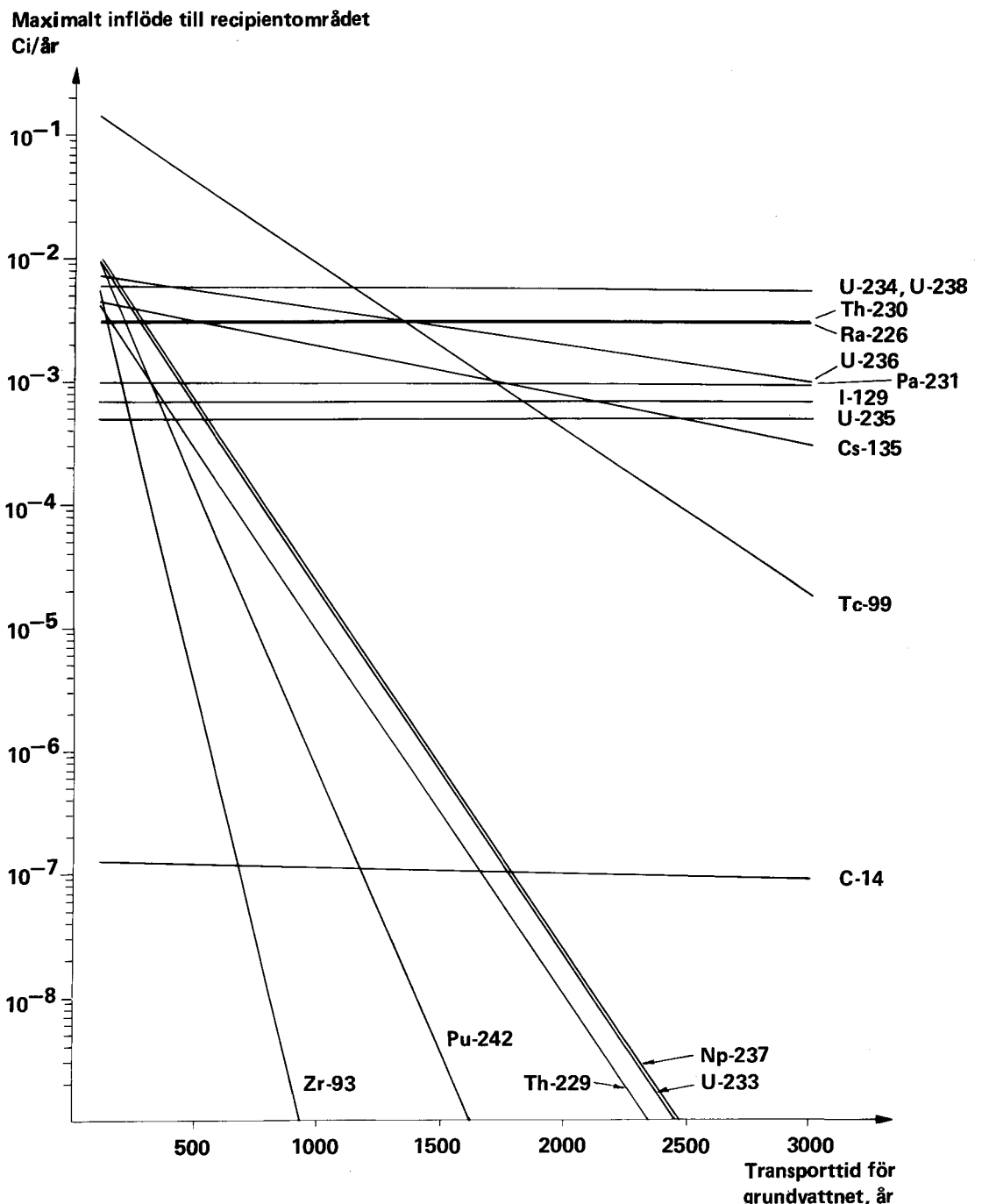
Nuklid	Spridnings enligt huvudfallet		
	Utlakningstid 1 000 år för spaltaktiviteten	Utlakningstid 500 000 år för uran- dioxidmatrisen	
	C_{\max} (Ci/år)	C_{\max} (Ci/år)	C_{\max} (Ci/år)
C-14	1.4×10^{-6}	1.1×10^{-6}	3.1×10^3
Zr-93	-	-	-
Tc-99	1.8×10^{-10}	3.3×10^{-9}	2.9×10^6
I-129	5.3×10^{-6}	1.1×10^{-7}	3.1×10^3
Cs-135	5.7×10^{-9}	4.4×10^{-8}	1.2×10^7
Ra-226	2.7×10^{-9}	4.2×10^{-7}	6.9×10^7
Th-229	-	-	-
Th-230	2.7×10^{-9}	4.4×10^{-7}	6.9×10^7
Pa-231	7.4×10^{-10}	1.4×10^{-7}	6.9×10^7
U-233	-	-	-
U-234	2.0×10^{-9}	-	6.9×10^7
U-235	1.8×10^{-10}	6.7×10^{-8}	6.9×10^7
U-236	2.4×10^{-10}	1.5×10^{-7}	6.9×10^7
U-238	7.9×10^{-9}	8.7×10^{-7}	6.9×10^7
Np-237	-	-	-
Pu-242	-	-	-

Tabell 8-9 visar maximala inflödet av antaget löslig fraktion (10 % jod, 1 % cesium och 0.1 % av övriga) till primärrecipienten för beräkningsfallet med initial kapselskada.

I figur 8-11 visas det maximala inflödet till primärrecipienten som funktion av vattentransporttiden för huvudfallets data i övrigt och i figur 8-12 samma storhet för det pessimistiska fallets data.

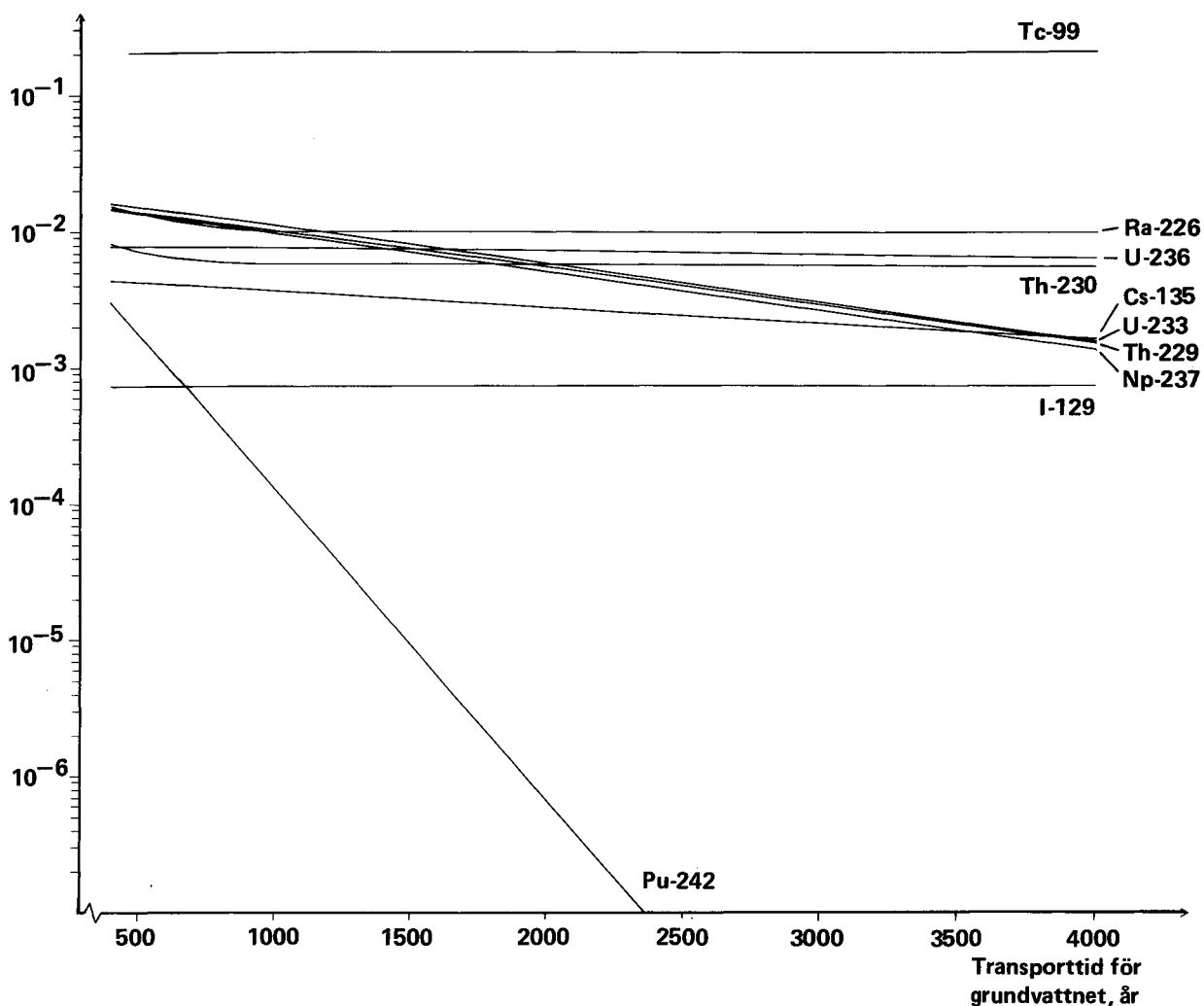
Med hjälp av figurerna kan, förutom resultatets känslighet för grundvattenhastigheten, skillnaderna mellan huvudfallet och det pessimistiska fallet analyseras. Således kan effekten av grundvattnets transporttid isoleras från effekten av fördröjningsfaktorerna.

En utförligare redovisning av dessa och ytterligare ett antal beräkningsfall ges i /8-19/. Där redovisas även fallet med initial kapselskada.



Figur 8-11. Maximalt beräknat inflöde till recipientområdet för olika nuklider vid varierende transporttider för grundvattnet. Fördröjningsfaktorer enligt huvudfallet.

Maximalt inflöde till recipientområdet
Ci/år



Figur 8-12. Maximalt beräknat inflöde till recipientområdet för olika nuklider vid varierande transporttider för grundvattnet. Fördröjningsfaktorer enligt pessimistiskt spridningsfall.

8.5.4 Känslighetsanalys av GETOUT-beräkningarna

I de redovisade beräkningsfallen har som redan framhållits ingen hänsyn tagits till fördelningen av kapselgenombrotten i tiden. Ej heller har någon hänsyn tagits till de organiska komplexbildare som man funnit i grundvattnet (se avsnitt 7.2.5) eller till effekten av den statistiska spridningen av sprickvidderna (se avsnitt 7.3.6). Inverkan av dessa faktorer på resultaten i huvudfallet och det pessimistiska fallet diskuteras i det följande.

Kapselgenombrottens fördelning i tiden

Som framgår av figur 8-8 kurva A uppnås inte full utlakningshastighet förrän efter 500 000 år om kapselgenombrotten antages vara jämnt fördelade mellan 100 000 år och 500 000 år. De inflöden som redovisats för huvudfallet och det pessimistiska fallet

är således något överskattade relativt grundantagandet att kapslarnas livslängd är jämnt fördelad. Storleken på överskattningen varierar för olika nuklider och beror på den styrande halveringstiden.

Flera nuklider har egen lång halveringstid eller modernuklider med lång halveringstid i förhållande till de 400 000 år under vilka kapselgenombrotten antages ske. För dessa nuklider blir de maximala inflödena vid jämnt fördelad livslängd på kapslarna desamma som om kapslarna skulle ha penetrerats efter 500 000 år dvs vid den tidpunkt då full upplösningshastighet uppnåtts enligt kurva A i figur 8-8.

Två nuklider, nämligen kol-14 och teknetium-99, avklingar snabbare än vad utlakningshastigheten tillväxer. Detta innebär att ett maximum för den per tidsenhet utlakade aktiviteten fås tidigare än efter 500 000 år. För teknetium-99 ligger detta maximum efter ca 400 000 år och för kol-14 avsevärt tidigare.

Det maximala inflödet av teknetium vid grundfallets jämnt fördelade kapselgenombrott och med spridningsdata enligt det pessimistiska fallet blir 0.058 Ci per år vilket skall jämföras med 0.21 Ci per år för det pessimistiska beräkningsfallet (fall 3) och 0.055 Ci per år i fall 4 - se tabell 8-8. På grund av den relativt korta halveringstiden för kol-14 (5730 år) blir det maximala inflödet av denna isotop helt försumbart vid jämnt fördelade kapselgenombrott. För övriga nuklider i tabell 8-8 blir korrektionerna med hänsyn till jämnt fördelade kapselgenombrott försumbara. Se även diskussionen om lättlösliga ämnen i avsnitt 8.5.2.

Organiska komplexbildare

I grundvatten på ca 500 m djup har man funnit 0.5 mekv fulvosyror per liter /8-20/. Dessa kan eventuellt fungera som komplexbildare för tungmetaller i bränslet varigenom lösligheten och därmed bränslets utlakningshastighet kan öka, och fördröjningen minska. Se även avsnitt 7.2.5.

Om man försiktigtvis antar att en ekvivalent fulvosyra är tillräcklig för att binda en mol tungmetall får man med den angivna fulvosyrhalten en koncentration av tungmetallkomplex i grundvattnet motsvarande 120 g tungmetall per kubikmeter. I avsnitt 6.6 visas att tungmetallhalten 1070 g per kubikmeter grundvatten ger en utlakningstid på 1.8 miljoner år. Fulvosyrakomplex skulle således maximalt kunna minska denna utlakningstid med ca 10 % eller till 1.6 miljoner år.

Eftersom beräkningarna gjorts med utlakningstiden 500 000 år täcks eventuell inverkan av fulvosyror på utlakningstiden väl av beräkningsfallen.

Fördröjningen av nukliderna i berget antages i GETOUT-modellen bero på jonbytes- och adsorptionsprocesser där huvudsakligen positiva joner deltar. En del av nukliderna kan dock tänkas vandra fortare som neutrala eller negativt laddade komplex av fulvosyra.

Tabell 8-10. Maximala inflöden av komplexbunden tungmetall (Ci/år) till recipientområdet. Spridningsscenario enligt huvudfallet.

Nuklid	Omedelbart kapselgenombrott efter 100 000 år	Jämnt fördelad kapsellivslängd
Th-229	1.7×10^{-7}	3.5×10^{-4}
Th-230	1.1×10^{-3}	1.4×10^{-3}
U-233	4.8×10^{-4}	1.0×10^{-3}
U-234	1.7×10^{-3}	8.2×10^{-4}
Np-237	1.2×10^{-3}	1.0×10^{-3}
Pu-239	2.2×10^{-2}	1.5×10^{-5}
Pu-240	4.1×10^{-5}	6.9×10^{-9}
Pu-242	1.6×10^{-3}	7.5×10^{-4}

Den troligaste situationen är att huvuddelen av fulvosyrorna redan är bundna till i grundvattnet naturligt förekommande metaller (t ex järn (II)) och att avfallsnuklidernas komplex med framför allt hydroxid dominerar kraftigt över fulvosyrakomplexen /8-21/. I så fall blir fulvosyrornas inverkan på transporten av radioaktiva ämnen försumbar.

Det kan emellertid vara av intresse att se vilka konsekvenser som fås om man som ovan konservativt antar att en ekvivalent fulvosyra kan binda en mol tungmetall och att fördröjningen helt sätts ur spel för den komplexbundna tungmetallen. Om fulvosyrorna bildar jämnstarka komplex med de väsentligaste tungmetallerna i bränslet, dvs torium, uran, neptunium och plutonium, räcker fulvosyrorna för att transportera högst 60 kg av dessa metaller under 500 000 år. Detta leder till de maximala inflöden av aktinider som redovisas i tabell 8-10. Den komplexbundna fraktionen av aktinider kan antas vandra med vattnets hastighet och dosbidragen från denna fraktion adderas till bidragen från jod-129 vid samma tid.

Även med mycket försiktiga antaganden beträffande fulvosyrornas kemiska förhållande till tungmetallerna fås en maximal individdos på ca 3 mrem/år (se även 8.6 och tabell 8-21).

Dispersion

Dispersionseffekterna i berget diskuteras i avsnitt 7.3.6. Där nämns att en nuklid som fördröjs kan komma fram till recipientområdet i en koncentration motsvarande 5 % av sin högsta koncentration på 20 % av medeltransporttiden. I det pessimistiska fallet påverkas inte inflödet i någon högre grad, eftersom de flesta nuklidernas transporttider är relativt korta i förhållande till halveringstiderna. Ett undantag härvidlag utgör plutonium-239 som på grund av den snabbare transporten i vida sprickor kan få ett inflöde på maximalt 5×10^{-5} Ci/år om alla kapslar antages gå sönder omedelbart. Vid en jämnt fördelad kapsellivslängd blir inflödet avsevärt lägre.

I huvudfallet avklingar flera nuklider högst signifikant. Bland klyvningsprodukterna gäller detta zirkonium-93, teknetium-99 och cesium-135. För de viktigare plutoniumisotoperna är transporttiderna så långa i förhållande till halveringstiderna att de avklingar så gott som helt trots sprickviddsdispersionen. Inflödet av radium-226 och torium-230 härrör i huvudfallet uteslutande från uran-238 som har en så lång halveringstid att ett tidigare in flöde inte ökar halterna.

För sönderfallskedjan neptunium-237 → uran-233 → torium-229 innebär sprickviddsdispersionen en ökning av inflödet i förhållande till huvudfallet (figur 8-9). Med hjälp av den av Neretnieks /8-22/ redovisade uppehållstidsfördelningen för sprickviddsdispersionen och den i figur 8-11 redovisade parameterstudien över grundvattnets transporttid har de maximala inflödena uppskattats för de nuklider som påverkas signifikant av dispersionseffekterna. I tabell 8-11 jämförs dessa värden med de maximala inflödena i huvudfallet.

Det bör påpekas att om bredden av de kromatografiska topparna är mycket liten i förhållande till nuklidernas transporttid (se figur 8-9) erhålles en signifikant sänkning av topphöjden på grund av den breddning av topparna som dispersionen ger. Ingen hänsyn har tagits till detta i tabell 8-11.

Vidare bör påpekas att den radiella dispersionen (vinkelrätt mot strömningsriktningen) inte har inkluderats i några beräkningar eller uppskattningar. Landströms spårämnesförsök i Studsvik /8-23/ antyder emellertid att den radiella dispersionen är avsevärd i berg. Om denna dispersion skulle inkluderas skulle inflödena bli lägre än de redovisade.

Tabell 8-11. Jämförelse av de maximala inflödena (Ci/år) med och utan sprickviddsdispersion för huvudfallet.

Nuklid	Med sprickviddsdispersion	Utan sprickviddsdispersion
Zr-93	3×10^{-7}	-
Tc-99	3×10^{-3}	1.7×10^{-5}
Cs-135	7×10^{-4}	3.0×10^{-4}
Th-229	2×10^{-5}	1.3×10^{-11}
U-233	2×10^{-5}	3.9×10^{-12}
Np-237	3×10^{-5}	3.3×10^{-12}
Pu-242	1×10^{-5}	-

8.5.5 Resultat av BIOPATH-beräkningarna

De beräknade maximala stråldoserna till individer i en sk kritisk grupp och den maximala kollektiva årsdosen anges i tabellerna 8-12 t o m 8-17. I varje tabell anges även dominerande exponeringsvägar. Tabellerna avser följande beräkningsfall:

<u>Tabell</u>	<u>Fall i tabell 8-8</u>	<u>Recipient</u>
8-12	Huvudfall 1	Brunn
13	" 1	Insjö
14	" 1	Östersjön
15	Pessimistiskt 3	Brunn
16	" 3	Insjö
17	" 3	Östersjön

För fallen 2 och 4 redovisas ej stråldoser här - se dock /8-24/ som även innehåller resultat från ytterligare några beräkningsfall.

Ur tabellerna 8-12 - 8-17 framgår

- i brunnsfallet utgör dricksvatten dominerande exponeringsväg för de flesta nuklider. Fisk utgör dock den viktigaste källan med avseende på cesium-135 samt kött med avseende på kol-14 och jod-129
- i insjöfallet utgör främst fiskkonsumtion eller dricksvatten den viktigaste exponeringsvägen
- i Östersjöns kustzon domineras i allmänhet exponeringsbildningen av fiskkonsumtion. Vad avser torium-229 ger den externa exponeringen från fiskredskap och strandvistelse upphov till större delen av stråldosen
- olika exponeringsvägar kan vara dominerande beroende på om nukliden förs in med grundvattnet från förvaret eller om den genereras vid sönderfall av en långlivad modernuklid, som redan nått in i biosfären (se t ex Ra-226 och Th-229)
- för en given nuklid erhålls den maximala dosen till den kritiska gruppen och den maximala kollektiva årsdosen till befolkningen ofta vid olika tidpunkter. Dosen till kritisk grupp är dessutom i många fall starkt beroende av inflödesförloppet.

Genomförda beräkningar har även visat /8-24/ att

- vid initial kapselskada dominerar jod-129 och kol-14 både med avseende på dos till kritiska grupper och befolkningarna
- vid långsam kapseldegradering med utlakning under längre tidsintervall ger genomgående radium-226 och i de flesta fall även jod-129 en betydande del av dosen till kritiska grupper och kollektivt över befolkningarna

Ytterligare diskussion av resultaten från stråldosberäkningarna ges i följande avsnitt 8.6.

Tabell 8-12. Årliga individ- och kollektivdoser med dominerande exponeringsvägar vid tidpunkten för maximal belastning enligt det inflödesförlopp som baseras på huvudfallet enligt 8.5.2. Brunnfallet.

Nuklid	Max ind. årsdos rem/år	Tid år	Dominerande exponeringsvägar						Max koll. årsdos manrem/år	Tid år
			1	%	2	%	3	%		
C-14	5.2×10^{-10}	1.0×10^5	kött	64	fisk	30	vatten	3	5.0×10^{-4}	1.1×10^5
Tc-99	8.2×10^{-9}	3.0×10^6	vatten	50	mjölk	46	fisk	2	4.9×10^{-5}	3.2×10^6
I-129	4.2×10^{-6}	1.0×10^7	kött	52	vatten	26	mjölk	20	1.7×10^{-1}	5.8×10^7
Cs-135	6.8×10^{-6}	1.2×10^7	fisk	65	vatten	14	kött	13	1.5×10^{-2}	1.2×10^7
Ra-226 ^{a)}	5.2×10^{-3}	6.9×10^7	vatten	59	mjölk	36	fisk	2	1.1×10^0	6.9×10^7
Ra-226 ^{b)}	4.4×10^{-3}	6.9×10^7	vatten	55	fisk	23	mjölk	20	1.2×10^1	6.9×10^7
Ra-226 ^{c)}	2.4×10^{-4}	6.9×10^7	vatten	100	fisk	3×10^{-1}	mjölk	2×10^{-1}	2.2×10^{-1}	6.9×10^7
Th-230	2.3×10^{-4}	6.9×10^7	vatten	88	kött	10	gröns.	3	1.3×10^{-1}	6.9×10^7
Pa-231	4.9×10^{-4}	6.9×10^7	vatten	99	fisk	1	kött	$2 \cdot 10^{-1}$	1.4×10^{-1}	6.9×10^7
U-234	3.3×10^{-5}	6.9×10^7	vatten	83	kött	9	mjölk	3	1.2×10^{-2}	6.9×10^8
U-235	2.6×10^{-5}	6.9×10^7	vatten	83	kött	9	mjölk	3	4.2×10^{-2}	1.1×10^7
U-236	5.7×10^{-5}	6.9×10^7	vatten	83	kött	9	mjölk	3	3.9×10^{-2}	6.9×10^7
U-238	3.2×10^{-4}	6.9×10^7	vatten	83	kött	9	mjölk	3	2.3×10^{-1}	7.2×10^7
Np-237	3.4×10^{-13}	7.0×10^7	vatten	78	kött	17	gröns.	2	8.0×10^{-12}	7.0×10^7

Tabell 8-13. Årliga individ- och kollektivdoser med dominerande exponeringsvägar vid tidpunkten för maximal belastning enligt det inflödesförlopp som baseras på huvudfallet enligt 8.5.2. Insjöfallet.

Nuklid	Max ind. årsdos rem/år	Tid år	Dominerande exponeringsvägar						Max koll. årsdos manrem/år	Tid år
			1	%	2	%	3	%		
C-14	1.7×10^{-10}	1.0×10^5	fisk	91	kött	9	mjölk	3×10^{-1}	5.0×10^{-4}	1.1×10^5
Tc-99	3.3×10^{-10}	3.0×10^6	mjölk	55	fisk	42	kött	1	4.9×10^{-5}	3.2×10^6
I-129	1.9×10^{-6}	1.0×10^7	kött	57	mjölk	22	fisk	20	1.7×10^{-1}	5.8×10^7
Cs-135	4.9×10^{-6}	1.2×10^7	fisk	91	vatten	9	kött	9×10^{-1}	1.5×10^{-2}	1.2×10^7
Ra-226 ^{a)}	4.3×10^{-4}	6.7×10^7	vatten	52	fisk	24	mjölk	21	1.1×10^0	6.7×10^7
Ra-226 ^{b)}	4.4×10^{-4}	6.9×10^7	vatten	55	fisk	23	mjölk	20	1.2×10^1	6.9×10^7
Ra-226 ^{c)}	2.4×10^{-5}	6.9×10^7	vatten	100	fisk	3×10^{-1}	mjölk	2×10^{-1}	2.2×10^{-1}	6.9×10^7
Th-230	4.6×10^{-5}	6.9×10^7	vatten	99	fisk	1	kött	1×10^{-1}	1.3×10^{-1}	6.9×10^7
Pa-231	4.9×10^{-5}	6.9×10^7	vatten	99	fisk	1	kött	2×10^{-1}	1.4×10^{-1}	6.9×10^7
U-234	1.9×10^{-6}	6.9×10^7	vatten	57	fisk	33	kött	8	1.2×10^{-2}	6.9×10^8
U-235	1.5×10^{-6}	6.9×10^7	vatten	57	fisk	33	kött	8	4.2×10^{-2}	1.1×10^7
U-236	3.4×10^{-6}	6.9×10^7	vatten	57	fisk	33	kött	8	3.9×10^{-2}	6.9×10^7
U-238	1.9×10^{-14}	6.9×10^7	vatten	57	fisk	33	kött	8	2.3×10^{-1}	7.2×10^7
Np-237	1.5×10^{-14}	7.0×10^7	vatten	50	fisk	29	kött	16	8.0×10^{-12}	7.0×10^7

Tabell 8-14. Årliga individ- och kollektivdoser med dominerande exponeringsvägar vid tidpunkten för maximal belastning enligt det inflödesförlopp som baseras på huvudfallet enligt 8.5.2. Östersjöfallet.

Nuklid	Max ind. årsdos rem/år	Tid år	Dominerande exponeringsvägar						Max koll. årsdos manrem/år	Tid år
			1	%	2	%	3	%		
C-14	3.1×10^{-12}	1.0×10^5	fisk	98	kött	2	mjölk	5×10^{-2}	5.0×10^{-4}	1.1×10^5
Tc-99	1.0×10^{-12}	3.0×10^6	fisk	99	mjölk	1	fiskred	2×10^{-1}	4.8×10^{-5}	3.3×10^6
I-129	1.0×10^{-8}	1.0×10^7	fisk	100	kött	4×10^{-1}	mjölk	2×10^{-2}	1.7×10^{-1}	6.1×10^7
Cs-135	2.2×10^{-6}	1.2×10^7	fisk	100	strand	1×10^{-1}	fiskred	4×10^{-3}	8.1×10^{-3}	1.3×10^7
Ra-226 ^{a)}	7.0×10^{-6}	6.7×10^7	fisk	100	grönsak	7×10^{-3}	fiskred	2×10^{-3}	1.1×10^{-1}	6.7×10^7
Ra-226 ^{b)}	3.0×10^{-9}	6.9×10^7	fisk	90	fiskred	9	strand	1	1.1×10^0	6.9×10^7
Ra-226 ^{c)}	7.3×10^{-7}	6.9×10^7	fisk	98	fiskred	2	strand	5×10^{-1}	1.7×10^{-5}	6.9×10^7
Th-230	1.9×10^{-7}	6.9×10^7	fisk	100	grönsak	9×10^{-2}			9.7×10^{-2}	6.9×10^7
Pa-231	1.1×10^{-7}	6.9×10^7	fisk	100	grönsak	4×10^{-2}			2.0×10^{-2}	6.9×10^7
U-234	1.3×10^{-9}	6.9×10^7	fisk	100	grönsak	4×10^{-2}			8.2×10^{-2}	6.9×10^8
U-235	9.9×10^{-8}	6.9×10^7	fisk	91	fiskred	6	strand	3	5.5×10^{-2}	1.0×10^7
U-236	2.2×10^{-8}	6.9×10^7	fisk	100	grönsak	4×10^{-2}			3.9×10^{-2}	7.0×10^7
U-238	1.2×10^{-16}	6.9×10^7	fisk	100	grönsak	4×10^{-2}			2.3×10^{-1}	7.2×10^7
Np-237	1.2×10^{-16}	7.0×10^7	fisk	100	fiskred	2×10^{-1}	strand	4×10^{-2}	1.3×10^{-14}	7.0×10^7

a) Avser det Ra-226 som direkt når biosfären med grundvattnet från förvaret.

b) Avser det Ra-226 som genereras genom sönderfall av Th-230 i biosfären.

c) Avser det Ra-226 som genereras genom sönderfallskedjan U-234 → Th-230 → Ra-226 i biosfären.

Tabell 8-15. Årliga individ- och kollektivdoser med dominerande exponeringsvägar vid tidpunkten för maximal belastning enligt det inflödesförlopp som baseras på det pessimistiska fallet enligt 8.5.2. Brunnsfallet.

Nuklid	Max ind. årsdos rem/år	Tid år	Dominerande exponeringsvägar				Max koll. årsdos manrem/år	Tid år		
			1	%	2	%				
C-14	6.8×10^{-10}	1.0×10^5	kött	64	fisk	30	vatten	3	6.7×10^{-4}	1.1×10^5
Zr-93	3.4×10^{-6}	2.4×10^5	vatten	99	fisk	2×10^{-1}	kött	3×10^{-2}	2.3×10^{-2}	2.5×10^5
Tc-99	9.9×10^{-5}	1.0×10^5	vatten	50	mjölk	46	fisk	2	5.6×10^{-1}	3.9×10^5
I-129	4.2×10^{-5}	1.0×10^5	kött	52	vatten	26	mjölk	20	1.7×10^{-1}	5.8×10^5
Cs-135	9.9×10^{-5}	5.9×10^5	fisk	65	vatten	14	kött	13	2.0×10^0	6.6×10^5
Ra-226 ^{a)}	3.4×10^{-2}	9.2×10^7	vatten	59	mjölk	36	fisk	2	7.5×10^0	9.2×10^7
Ra-226 ^{b)}	2.5×10^{-2}	1.2×10^6	vatten	55	fisk	23	mjölk	20	6.5×10^0	1.2×10^6
Ra-226 ^{c)}	4.1×10^{-2}	8.8×10^5	vatten	100	fisk	3×10^{-1}	mjölk	2×10^{-1}	3.3×10^0	1.3×10^5
Th-229	1.3×10^{-2}	9.1×10^7	vatten	87	kött	10	gröns.	3	1.8×10^0	9.6×10^7
Th-229 ^{d)}	9.2×10^{-3}	1.1×10^6	vatten	100	strand	5×10^{-1}	fiskred.	5×10^{-2}	9.1×10^{-1}	1.3×10^6
Th-230	1.4×10^{-3}	9.2×10^5	vatten	88	kött	10	gröns.	3	6.6×10^0	1.2×10^5
Pa-231	3.7×10^{-3}	8.6×10^5	vatten	99	fisk	1	kött	2×10^{-1}	9.1×10^{-1}	8.6×10^5
U-233	9.7×10^{-4}	9.2×10^7	vatten	83	kött	9	mjölk	3	3.1×10^{-1}	1.3×10^7
U-234	5.2×10^{-4}	8.8×10^5	vatten	80	kött	9	mjölk	3	1.9×10^{-2}	1.3×10^6
U-235	3.1×10^{-5}	9.0×10^5	vatten	83	kött	9	mjölk	3	1.8×10^{-2}	1.3×10^6
U-236	5.4×10^{-4}	1.0×10^6	vatten	83	kött	9	mjölk	3	3.0×10^{-1}	1.3×10^6
U-238	3.9×10^{-3}	9.4×10^7	vatten	83	kött	9	mjölk	3	1.9×10^{-1}	3.9×10^6
Np-237	1.6×10^{-3}	9.3×10^5	vatten	78	kött	17	gröns.	2	7.0×10^0	1.4×10^6
Pu-242	5.6×10^{-4}	1.3×10^6	vatten	99	kött	2×10^{-1}	fisk	2×10^{-1}	1.7×10^0	1.4×10^6

Tabell 8-16. Årliga individ- och kollektivdoser med dominerande exponeringsvägar vid tidpunkten för maximal belastning enligt det inflödesförlopp som baseras på det pessimistiska fallet enligt 8.5.2. Insjöfallet.

Nuklid	Max ind. årsdos rem/år	Tid år	Dominerande exponeringsvägar				Max koll. årsdos manrem/år	Tid år		
			1	%	2	%				
C-14	2.3×10^{-10}	1.0×10^5	fisk	91	kött	9	mjölk	3×10^{-1}	6.7×10^{-4}	1.1×10^5
Zr-93	3.4×10^{-6}	2.4×10^5	vatten	99	fisk	2×10^{-1}	kött	3×10^{-2}	2.3×10^{-2}	2.5×10^5
Tc-99	3.6×10^{-5}	1.0×10^5	mjölk	55	fisk	42	kött	1	5.6×10^{-1}	3.9×10^5
I-129	1.0×10^{-5}	1.0×10^5	kött	57	mjölk	22	fisk	20	1.7×10^{-1}	5.8×10^5
Cs-135	7.2×10^{-5}	5.9×10^5	fisk	91	vatten	9	kött	9×10^{-1}	1.9×10^{-1}	6.6×10^5
Ra-226 ^{a)}	2.8×10^{-3}	9.1×10^5	vatten	52	fisk	24	mjölk	21	7.5×10^0	9.2×10^5
Ra-226 ^{b)}	2.5×10^{-3}	1.2×10^6	vatten	55	fisk	23	mjölk	20	6.5×10^0	1.2×10^6
Ra-226 ^{c)}	4.1×10^{-3}	8.8×10^5	vatten	100	fisk	3×10^{-1}	mjölk	2×10^{-1}	3.3×10^0	1.3×10^5
Th-229	7.7×10^{-3}	9.1×10^5	strand	73	fiskred.	21	vatten	4	1.8×10^0	9.6×10^5
Th-229 ^{d)}	9.2×10^{-4}	1.1×10^6	vatten	100	strand	5×10^{-1}	fiskred.	5×10^{-2}	9.1×10^{-1}	1.3×10^6
Th-230	1.1×10^{-3}	9.2×10^5	vatten	99	fisk	1	kött	1×10^{-1}	6.6×10^0	1.2×10^5
Pa-231	3.7×10^{-3}	8.6×10^5	vatten	99	fisk	1	kött	2×10^{-1}	9.1×10^0	8.6×10^5
U-233	5.7×10^{-5}	9.2×10^5	vatten	56	fisk	32	kött	8	3.1×10^{-1}	1.3×10^5
U-234	3.1×10^{-5}	8.9×10^5	vatten	57	fisk	33	kött	8	1.8×10^{-1}	1.3×10^6
U-235	1.8×10^{-5}	9.0×10^5	vatten	57	fisk	33	kött	8	1.8×10^{-1}	1.3×10^6
U-236	3.2×10^{-5}	1.0×10^6	vatten	57	fisk	33	kött	8	3.0×10^{-1}	1.3×10^6
U-238	2.3×10^{-5}	9.4×10^5	vatten	52	fisk	33	kött	8	1.9×10^{-1}	3.9×10^6
Np-237	8.7×10^{-4}	9.3×10^5	vatten	50	fisk	29	kött	16	8.8×10^0	1.4×10^6
Pu-242	5.6×10^{-4}	1.3×10^6	vatten	99	kött	2×10^{-1}	fisk	2×10^{-1}	1.7×10^0	1.4×10^6

Tabell 8-17. Årliga individ- och kollektivdoser med dominerande exponeringsvägar vid tidpunkten för maximal belastning enligt det inflödesförlopp som baseras på det pessimistiska fallet enligt 8.5.2. Östersjöfallet.

Nuklid	Max ind. årsdos rem/år	Tid år	Dominerande exponeringsvägar				Max koll. årsdos manrem/år	Tid år		
			1	%	2	%				
C-14	4.4×10^{-12}	1.0×10^5	fisk	98	kött	2	mjölk	5×10^{-2}	9.2×10^{-4}	1.0×10^5
Zr-93	9.8×10^{-9}	2.1×10^6	fisk	65	fiskred	26	strand	9	1.5×10^{-2}	2.5×10^6
Tc-99	2.3×10^{-7}	1.0×10^5	fisk	99	mjölk	1	fiskred	2×10^{-1}	5.5×10^{-1}	3.9×10^5
I-129	1.0×10^{-7}	1.0×10^5	fisk	100	kött	4×10^{-1}	mjölk	2×10^{-2}	1.7×10^{-2}	5.9×10^5
Cs-135	3.2×10^{-5}	5.9×10^5	fisk	100	strand	1×10^{-1}	fiskred	4×10^{-2}	4.5×10^{-1}	1.1×10^5
Ra-226 ^{a)}	4.6×10^{-5}	9.1×10^5	fisk	100	gröns	7×10^{-3}	fiskred	2×10^{-3}	7.5×10^{-1}	9.2×10^5
Ra-226 ^{b)}	1.6×10^{-4}	1.2×10^6	fisk	90	fiskred	9	strand	1	6.4×10^0	1.2×10^6
Ra-226 ^{c)}	1.2×10^{-4}	8.7×10^5	fisk	98	fiskred	2	strand	5×10^{-1}	2.6×10^0	1.4×10^5
Th-229	8.1×10^{-4}	9.6×10^5	fiskred	89	strand	10	fisk	1	4.1×10^{-1}	9.5×10^5
Th-229 ^{d)}	2.0×10^{-6}	9.6×10^5	fiskred	90	strand	10	fisk	1×10^{-3}	6.4×10^{-1}	1.4×10^6
Th-230	1.4×10^{-7}	9.2×10^5	fisk	100	gröns	9×10^{-3}			6.9×10^{-4}	9.2×10^5
Pa-231	7.4×10^{-7}	8.5×10^5	fisk	100	gröns	4×10^{-2}			1.3×10^{-1}	8.7×10^5
U-233	3.7×10^{-7}	9.2×10^5	fisk	100	gröns	4×10^{-2}			1.9×10^{-1}	1.4×10^6
U-234	2.0×10^{-8}	8.8×10^5	fisk	100	gröns	4×10^{-2}			1.2×10^{-1}	1.3×10^6
U-235	1.3×10^{-7}	9.0×10^5	fisk	91	fiskred	6	strand	3	1.6×10^{-2}	2.7×10^6
U-236	1.8×10^{-7}	8.8×10^5	fisk	100	gröns	4×10^{-2}			2.4×10^{-1}	1.4×10^6
U-238	1.4×10^{-7}	8.8×10^5	fisk	100	gröns	4×10^{-2}			2.0×10^{-1}	3.2×10^6
Np-237	5.9×10^{-7}	9.3×10^5	fisk	100	fiskred	2×10^{-1}	strand	4×10^{-2}	6.9×10^{-1}	1.4×10^6
Pu-242	3.3×10^{-8}	1.3×10^6	fisk	100	vatten	1×10^{-6}			1.8×10^{-2}	1.7×10^6

a) Avser det Ra-226 som direkt når biosfären med grundvattnet från förvaret.

b) Avser det Ra-226 som genereras genom sönderfall av Th-230 i biosfären.

c) Avser det Ra-226 som genereras genom sönderfallskedjan U-234 + Th-230 → Ra-226 i biosfären.

d) Avser det Th-229 som genereras genom sönderfall av U-233 i biosfären.

8.5.6 Beräkningskontroll

De viktigaste resultaten från datorkörningarna med de i figur 8-7 nämnda datorprogrammen har kontrollerats på olika sätt. Som tidigare redovisats (avsnitt 8.2) har källstyrkorna kontrollerats mot två andra datorprogram. En enkel men effektiv kontroll av maximala individuella stråldosen från enskilda nuklider kan göras på det sätt som anges i tabell 8-18.

Utgående från källstyrkor, som erhålls från tabeller i /8-3/, beräknas med hjälp av utlakningshastigheten och nuklidtransporttiden inflödena till primärrecipienten. Värdena kan nu jämföras med motsvarande värden från GETOUT-modellen. Samtliga nuklider i tabellen visar god överensstämmelse med GETOUT-modellen.

Inflödena och spädningsmängden i recipienten bestämmer koncentrationen och intaget per år. Exponeringsvägarnas relativa betydelse /8-24/ och dosomvandlingsfaktorn /8-24/ avgör individdosisens storlek (viktad helkroppsdos). Beräkningsresultatet jämförs sedan med BIOPATH-modellen, tabell 8-12.

Tabell 8-18. Sammanfattning över förenklade beräkningar av stråldoser till närboende för ett antal nuklider.

Parameter	NUKLID					
	C 14	Tc 99	I 129	Cs 135	U 238	Np 237
Källstyrka (10 000 ton) vid kapselbrott [Ci]	3.0×10^{-2}	1.03×10^5	3.8×10^2	2.5×10^3	3.1×10^3	1.1×10^4
Utlakningstid 500 000 år (utflöde från förvar) [Ci/år]	6.0×10^{-8}	0.21	7.6×10^{-4}	4.9×10^{-3}	6.2×10^{-3}	2.2×10^{-2}
Total trp.tid för nuklider (fördröjningsfaktor x vatten-transporttid) [år]	3.0×10^3	2.9×10^6	3.0×10^3	1.2×10^7	6.9×10^7	6.9×10^7
Fördröjning [halveringstider]	0.52	13.8	0	4	0	32.4
Inflöde till recipient [Ci/år]	4.2×10^{-8}	1.5×10^{-5}	7.6×10^{-4}	3.0×10^{-4}	6.2×10^{-3}	3.9×10^{-12}
Inflöde enligt GETOUT [Ci/år]	3.4×10^{-8}	1.7×10^{-5}	7.5×10^{-4}	3.0×10^{-4}	5.6×10^{-3}	3.3×10^{-12}
Till recipientområdet 50 % [Ci/år]	1.7×10^{-8}	8.5×10^{-6}	3.8×10^{-4}	1.5×10^{-4}	2.8×10^{-3}	1.7×10^{-12}
Recipient - spädningskoncentration [m ³ /år] [Ci/m ³]	BRUNN 5×10^5 3.4×10^{-14}	BRUNN 5×10^5 1.7×10^{-11}	BRUNN 5×10^5 7.6×10^{-10}	INSJÖN ^{a)} 2.5×10^7 6.0×10^{-12}	BRUNN 5×10^5 5.6×10^{-9}	BRUNN 5×10^5 3.4×10^{-18}
Exponeringsväg - relativ betydelse [%] halt [Ci/kg]	KÖTT ^{b)} 63 $6.2 \times 10^{-15e)}$	VATTEN ^{c)} 49 1.7×10^{-14}	VATTEN 26 7.6×10^{-13}	FISK ^{d)} 65 $1.2 \times 10^{-11f)}$	VATTEN 83 5.6×10^{-12}	VATTEN 78 3.4×10^{-21}
Intag [Ci/år]	2.8×10^{-13}	7.5×10^{-12}	3.3×10^{-10}	6.0×10^{-10}	2.5×10^{-9}	1.5×10^{-18}
Dosomvandlingsfaktor [rem/Ci]	9.9×10^2	5.5×10^2	3.4×10^5	7.3×10^3	1.14×10^5	2.0×10^5
Individdos [rem/år]	2.8×10^{-10}	4.1×10^{-9}	1.1×10^{-4}	4.4×10^{-6}	2.8×10^{-4}	3.0×10^{-13}
Total individdos (inkl övriga exponeringsvägar) [rem/år]	4.4×10^{-10}	8.4×10^{-9}	4.2×10^{-4}	6.7×10^{-6}	3.4×10^{-4}	3.8×10^{-13}
Beräkning med BIOPATH [rem/år]	5.2×10^{-10}	8.2×10^{-9}	4.2×10^{-4}	6.8×10^{-6}	3.2×10^{-4}	3.4×10^{-13}

- a) exponering sker dels via fisk från insjön 65 % och dels via brunnsvattnen 35 %
b) konsumtion 45.6 kg/år, boskapen tar upp kol-14 genom bete och dryck.
c) " 440 l/år
d) " 50 kg/år
e) upptagsfaktor 1
f) anrikningsfaktor 2 000

8.5.7 Spridningsberäkningar för slutförvaring av bränslets metalldelar

Under neutronbestrålningen i reaktorhärden har bränslets metall- delar aktiverats. Källstyrkorna för de nuklider som är tillräck- ligt långlivade för att finnas kvar i signifikanta mängder 10 år efter uttaget ur reaktorn redovisas i avsnitt 8.2.

Strax efter uttaget ur reaktorn domineras aktiviteten av kortli- vade radionuklider, som kobolt-60, framförallt i de delar av bränslet som består av rostfritt stål. Dessa nuklider har emel- lertid så kort halveringstid att de saknar betydelse för säker- heten i slutförvaret.

I tidsperioden från några tiotals år till omkring tusen år efter uttaget ur reaktorn dominerar nickel-63-aktiviteten i metall- delarna. Halveringstiden för nickel-63 är omkring 100 år, vilket innebär att den praktiskt taget avklingar helt på tusen år.

Förutom kobolt-60 och nickel-63 finns det i metalldelarna sig- nifikanta mängder nickel-59 (halveringstid 80 000 år), zirko- nium-93 (halveringstid 1.5 miljoner år) och kol-14 (halverings- tid 5 735 år). De två sistnämnda nukliderna finns huvudsakligen i zirkaloy-boxarna till kokarreaktorernas bränsleelement, medan nickel-59 huvudsakligen finns i Inconel och rostfritt stål.

Zirkonium-93 har en låg radiologisk giftighet. I metalldelarna i förvaret finns totalt ca 1 000 Ci. Denna mängd ger i brunnsfal- let maximalt 0.01 mrem per år till kritisk grupp om upplösningstiden är 10 000 år.

Mängden kol-14 i metalldelarna motsvarar ungefär 60 % av mängden i det övriga bränslet. Kol antages bilda lättlösliga föreningar som vandrar med grundvattnets hastighet.

Som framgår av avsnitt 6.10.5 blir upplösningstiden minst 2.5 miljoner år även med ogynnsamma antaganden. Slutförvaret för metalldelar innehåller ca 25 000 Ci nickel-59. Maximalt upplöses således 0.01 Ci/år av den isotopen. Fördröjningsfaktorn för nickel i granitiskt urberg har på basis av sorptionsmätningar /8-21/ beräknats till 6 100 (se tabell 7-2). Med en grundvatten- transporttid på 400 år blir nuklidtransporttiden för nickel 2.4 miljoner år, vilket motsvarar 30 halveringstider. Inflödet till primärrecipienten blir med dessa antaganden högst $9.3 \cdot 10^{-12}$ Ci/år. Antages 10 gånger kortare nuklidtransporttider blir inflödet $1.3 \cdot 10^{-3}$ Ci/år.

Som framgår av redovisningen i avsnitt 8.6.3 blir stråldoserna från slutförvaring av konstruktionsdetaljer låga.

8.6 KONSEKVENSANALYS

8.6.1 Troligt händelseförlopp

De beräkningar och analyser som gjorts av kopparkapselns livs- längd i kapitel 5 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 sönder-

fallsprodukter från uran främst radium-226. Detta innebär att med ovan 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 bestrålats 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 3. 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.

8.6.2 Konsekvenser av spridning från slutförvaret för bränsle

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 då dels en penetration av kapseln vid någon viss tidpunkt dels en relativt sett snabbare upplösning av avfallsämnena än den mest troliga.

Som redovisats i kapitel 5 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 1000 till 10 000 års livslängd.

Grundantagandet i beräkningarna 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 avsnitt 6.6 och 8.5.2. Vid beräkningarna har man tvingats till vissa approximationer av detta grundfall - se avsnitt 8.5.2.

Med grundfallets antaganden om kapselgenombrott och utlakningstid har två olika spridningsscenarios analyserats. Det ena som betecknats som huvudfall (beräkningsfall 1 i 8.5.2) förutser en vattenströmningstid från förvaret till biosfären på 3 000 år kombinerat med en bästa ansats av fördröjningsfaktorer. Det andra fallet (beräkningsfall 3) betecknas som ett pessimistiskt fall och avser vattentransporttiden 400 år och mer försiktigt beräknade fördröjningsfaktorer. Beräkningsfallen 2 och 4 motsvarar de nämnda två fallen (1 resp 3) men med en antagen kapsellivslängd på 500 000 år. Se avsnitt 8.5.2.

I det följande diskuteras resultaten av de nämnda beräkningsfallen samt inverkan av olika variationer i grundantagandena.

De osannolika fallen med initial kapselskada och en extremt snabb start av kapseldegraderingen analyseras i separata moment.

Slutligen diskuteras effekterna av förekomst av komplexbildare i grundvattnet och betydelsen av en ökad dispersion till följd av olika sprickvidder i berget med hänsyn till samtliga nämnda beräkningsfall.

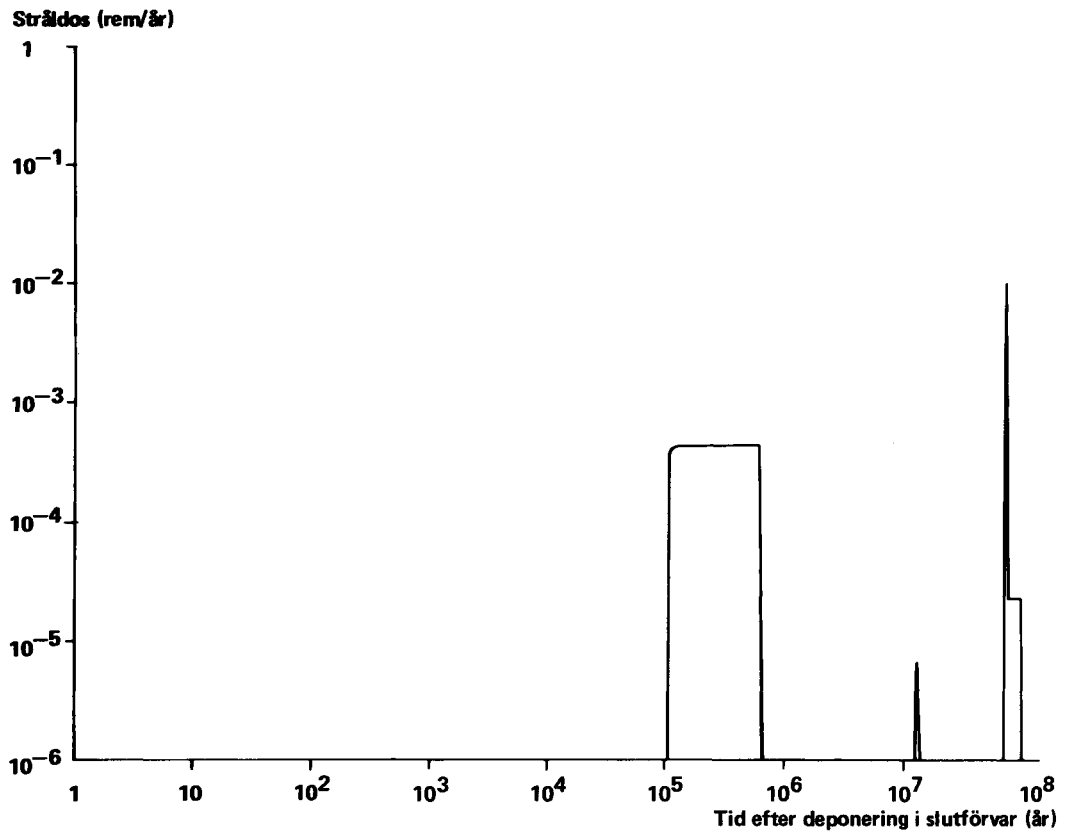
Huvudfallet

I figur 8-13 visas beräknade individdoser för den sk kritiska gruppen (närboende) som antas bo och ta konsumtionsvatten från en närbelägen brunn intill förvaret. Man bör observera att figuren har logaritmiska skalor på båda axlarna. I intervallet 100 000 - 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 miljoner år beräknas cesium-135 ge en stråldos av omkring 0.007 mrem/år. De största doserna beräknas för huvudfallet uppkomma efter 70 miljoner år med en summados av omkring 10 mrem/år.

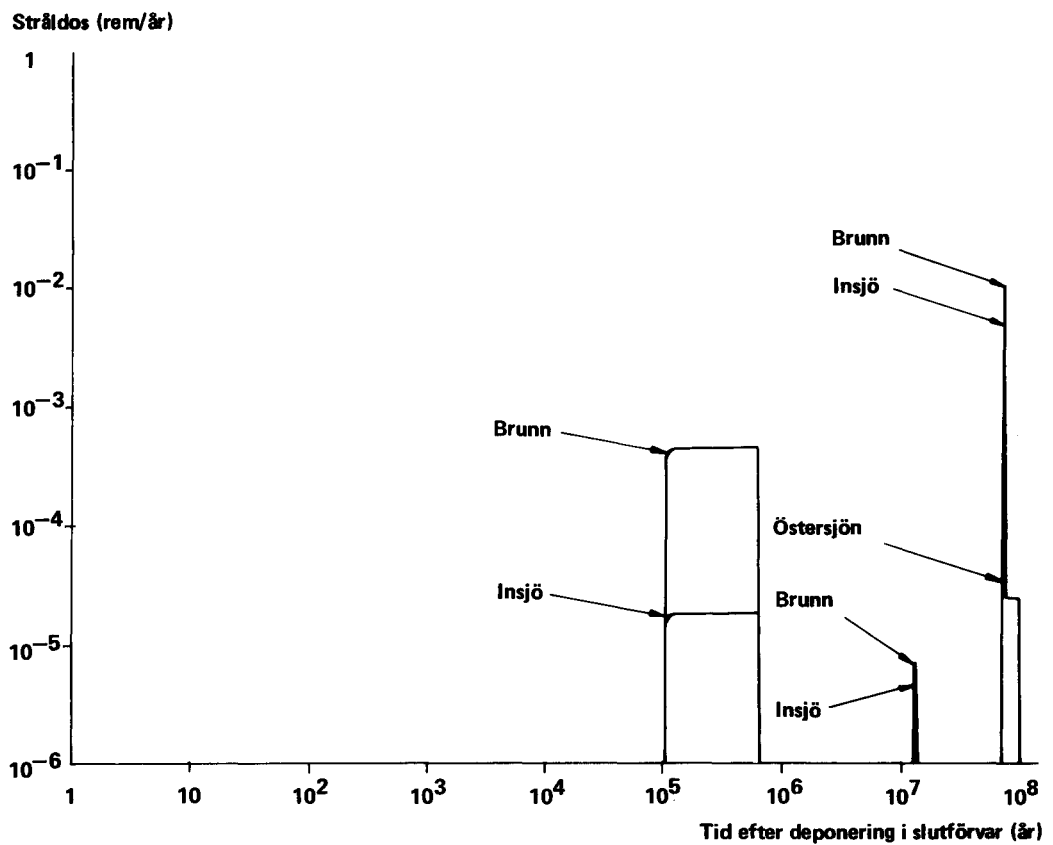
I figur 8-14 visas de beräknade doserna om den primära recipienten istället är en insjö med givna förutsättningar eller Östersjön. Maximaldoserna är i dessa fall omkring 2 respektive 330 gånger lägre än i brunnsfallet.

Tabell 8-19 anger de maximala beräknade individdoserna i den kritiska gruppen (närboende) för de tre recipienterna och tidpunkterna när dessa doser beräknas infalla. Uppdelning är gjord på väsentligt bidragande nuklider. Olika exponeringsvägars betydelse redovisas närmare i avsnitt 8.5.5.

För samtliga recipienter är radium-226 helt dominant. I brunnsfallet dominerar den med en faktor omkring 20 över var och en av nukliderna protaktinium-231, torium-230, uran-234 och uran-238 som inbördes är likvärdiga dosmässigt sett. I insjöfallet dominerar radium-226 med omkring en faktor 10 över nästföljande nuklid, protaktinium-231. För Östersjön är dominansen två tiopotenser.



Figur 8-13. Beräknade individdoser för kritisk grupp (närboende) i huvudfallet med brunn som primär recipient.



Figur 8-14. Beräknade individdoser till kritisk grupp (närboende) för olika primärrecipienter. Huvudfallet.

Tabell 8-19. Maximala beräknade individdoser i kritisk grupp för huvudfallet.

Nuklid	tidpunkt (år)	Brunn: maximal dos (rem/år)	Insjö: maximal dos (rem/år)	Östersjön: maximal dos (rem/år)
C-14	1.0×10^5	5.2×10^{-10}	1.7×10^{-10}	3.1×10^{-12}
Tc-99	3.0×10^6	4.2×10^{-4}	1.9×10^{-5}	1.0×10^{-7}
I-129	1.0×10^5	4.2×10^{-4}	1.9×10^{-5}	1.0×10^{-7}
Cs-135	1.2×10^7	6.8×10^{-6}	4.9×10^{-6}	2.2×10^{-8}
Ra-226	6.9×10^7	9.8×10^{-3}	4.6×10^{-3}	3.0×10^{-5}
Th-230	6.9×10^7	2.3×10^{-4}	4.6×10^{-5}	1.9×10^{-7}
Pa-231	6.9×10^7	4.9×10^{-4}	4.9×10^{-4}	1.1×10^{-7}
U-234	6.9×10^7	3.3×10^{-4}	1.9×10^{-5}	1.3×10^{-7}
U-235	6.9×10^7	2.6×10^{-5}	1.5×10^{-6}	9.9×10^{-9}
U-236	6.9×10^7	5.7×10^{-5}	3.4×10^{-6}	2.2×10^{-8}
U-238	6.9×10^7	3.2×10^{-4}	1.9×10^{-5}	1.2×10^{-7}
Np-237	7.0×10^7	3.4×10^{-13}	1.5×10^{-14}	1.2×10^{-16}
Största summadosen		0.011 rem/år	0.005 rem/år	0.00003 rem/år
Tid för största summadosen		69 miljoner år	69 miljoner år	69 miljoner år

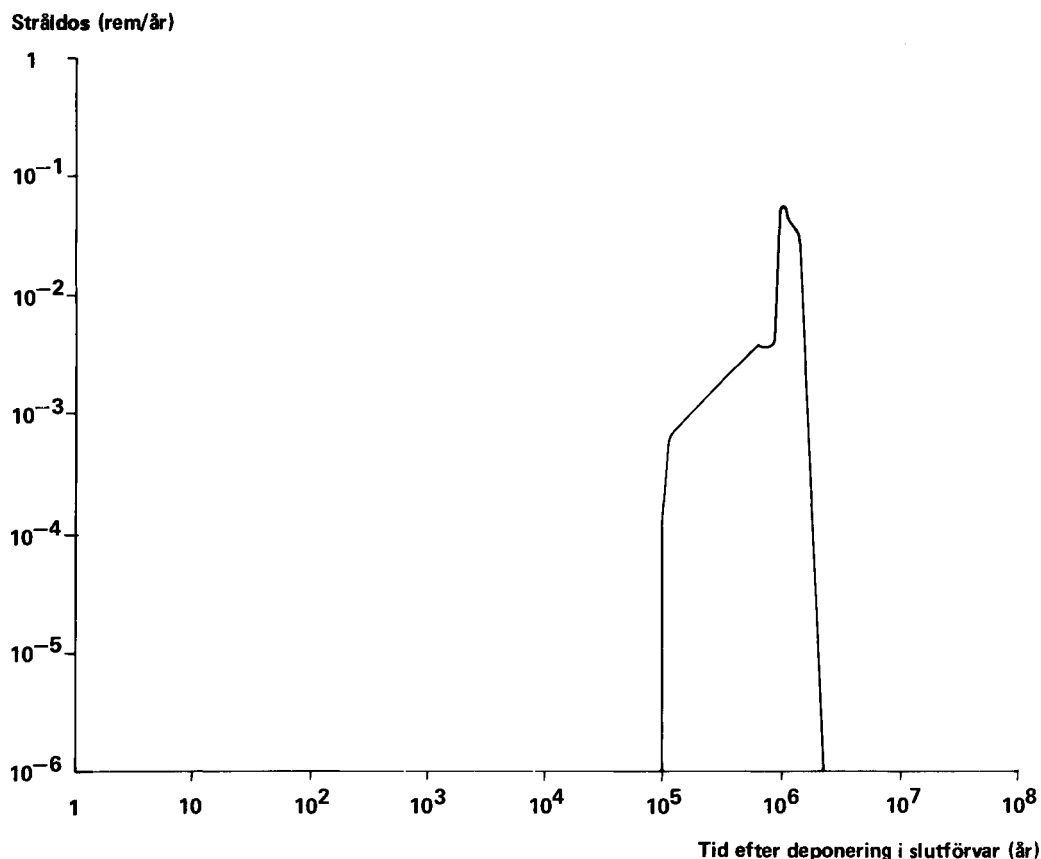
Orsaken till denna dominans är antagandet om en stark lokal utfällning av torium-230 och en långsam resuspension och spridning. Detta leder också till att dosen i insjöfallet endast är omkring en faktor två lägre än i brunnsfallet.

Med antagandet att kapselnedbrytningen startar efter 500 000 år (beräkningsfall 2) och sker över en period om 400 000 år blir maximala inflöden för dominanta nuklider i stort sett lika med beräkningsfall 1 och därmed även doserna (se tabell 8-8). Ännu längre kapsellivslängd minskar inte doserna påtagligt eftersom dessa bestäms av innehållet av uran-238 med halveringstiden 4 510 miljoner år och dess dotterprodukter, främst radium-226.

Pessimistiskt spridningsfall

Detta fall skiljer sig från huvudfallet endast i avseende på vattentransporttiden (400 år) och mindre fördröjningsfaktorer.

I figur 8-15 visas beräknade individdoser för kritisk grupp (närboende) med en brunn intill förvaret som vattentäkt. I detta fall är dosen koncentrerad till perioden från 100 000 år till omkring 3 milj år efter deponeringen. Med dessa försiktiga förutsättningar blir stråldosen maximalt 70 mrem/år. Dominant nuklid är radium-226, följd av torium-229, neptunium-237 och protaktinium-231.

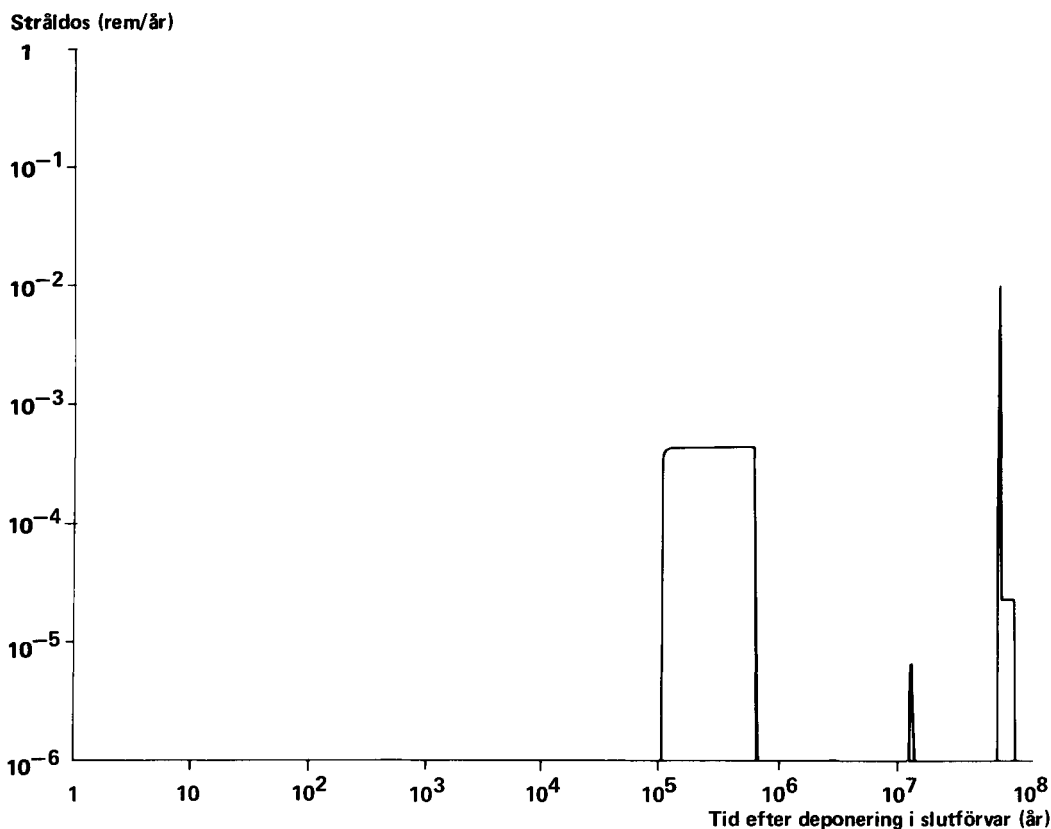


Figur 8-15. Beräknade individdoser för kritisk grupp (närboende) för pessimistiskt fall med brunn som primär recipient.

En ökning av kapsellivslängden med påbörjad nedbrytning efter 500 000 år sänker inte heller i detta fall doserna märkbart.

Initial kapselskada

Med hänsyn till de kontrollåtgärder som utföres 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. Konsekvenserna av detta visas i figur 8-16 och jämförs med konsekvenserna av nedbrytning av samtliga kapslar i huvudfallet. Maximala individdosen orsakas av jod-129 som uppträder efter 3 300 år och beräknas till 0.003 mrem/år i brunnsfallet (se tabell 8-20). Bidragen från de fördröjda tunga nukliderna, som domineras av radium-226 blir omkring 0.001 mrem/år och blir knappt synliga i figur 8-16. För det pessimistiska spridningsfallet blir jodbidraget nästan oförändrat och bidraget från radium-226 1/7000 av stråldosen från hela förvaret, dvs omkring 0.01 mrem/år. Plutonium-239 och andra i detta sammanhang relativt kortlivade nuklider avklingar praktiskt taget helt i bergtäcket.



Figur 8-16. Beräknade individdoser för kritisk grupp (närboende) vid initial skada på en kapsel jämfört med långsam nedbrytning av samtliga kapslar. Primärrecipient brunn.

Tabell 8-20. Maximala beräknade individdoser i kritisk grupp vid initial kapselskada. Data i övrigt enligt huvudfallet och med brunn som primär recipient.

Nuklid	Maximal dos (rem/år)	Tidpunkt (år)
C-14	1.5×10^{-8}	3.1×10^3
Tc-99	1.6×10^{-12}	2.9×10^6
I-129	2.9×10^{-6}	3.3×10^3
Cs-135	1.0×10^{-9}	1.2×10^7
Ra-226	8.9×10^{-7}	6.9×10^7
Th-230	7.5×10^{-8}	8.0×10^7
Pa-231	7.4×10^{-8}	6.9×10^7
U-235	3.7×10^{-9}	6.9×10^7
U-236	8.8×10^{-9}	6.9×10^7
U-238	5.2×10^{-8}	6.9×10^7
Största summadosen		2.9×10^{-6} rem/år
Tid för största summadosen		3 300 år

Extremt snabbt påbörjad kapselnedbrytning

En av de anlitate experterna på korrosion har menat att det inte kan uteslutas att kapselns livslängd med avseende på korrosion endast är några tusen år. Som redan påpekats i avsnitt 5.6.3 är inte detta förenligt med den miljö och de förhållanden som råder i slutförvaret. Antages likväl att ett första kapselgenombrott inträffar efter 3000 år kan stråldoser från jod-129 uppträda redan efter ca 6000 år på en nivå av omkring 0.5 mrem/år för brunnsfallet.

Antar man oförändrat att nedbrytningen av kapslarna sker i jämn takt under 400 000 år förändras inte de maximala stråldoserna jämfört med huvudfallet. Om frekvensen kapselbrott antages förhöjd under en viss tidsperiod kommer emellertid doserna från mer lösliga komponenter att öka något. Det gäller i första hand jod-129. Rimliga ansatser av en normalfördelning med maximum vid 300 000 år /8-19/ pekar på att frekvensen skulle kunna vara förhöjd 2 - 5 ggr. Antages försiktigtvis att frekvensen är 10 ggr högre än vad som motsvarar jämn nedbrytningstakt och att hela jodinventariet i bränslet är tillgängligt för läckage kommer stråldosen från jod-129 att öka 10 ggr under denna period. Endast en mindre del (omkring 10 %) av joden är emellertid direkt tillgänglig vid lakning.

Upplösningstidens längd

Som närmare diskuteras i kapitel 6 beräknas upplösningen av bränslet inte ske på kortare tid än omkring 1.8 miljoner år på grund av begränsningen i vattenflöde och karbonathalt. I säkerhetsanalysen har emellertid försiktigtvis antagits 500 000 år. Antages hypotetiskt att utlakningstiden blir kortare ökar stråldoserna. Effekten av olika upplösningstider har studerats med beräkningar för 10 000, 100 000 och 1 miljon år. Dessa beräkningar har gjorts med kapsellivslängden 10 000 år, grundvattentransporttiden 400 år och med de fördröjningsfaktorer för oxiderande miljö som användes i KBS rapport om förglasat avfall /8-2/ (se även första kolumnen i tabell 7-2).

I det ogynnsammaste fallet med 10 000 års utlakningstid erhålles med de nämnda pessimistiska förutsättningarna en maximalt beräknad stråldos i brunnsfallet av 100 - 150 mrem/år efter 100 000 år från tunga nuklider och omkring 20 mrem/år från jod-129 efter 10 000 år. Dosen från de tunga nukliderna domineras av neptunium-237 med omkring 110 mrem/år /8-24/. Med mer realistiska förutsättningar beträffande vattentransporttid och fördröjningsfaktorer kommer emellertid neptunium-237 att avklinga i väsentlig grad vilket innebär att doserna också blir lägre.

Inverkan av organiska komplexbildare

Halten av organiska komplexbildande ämnen i grundvattnet är begränsad och sådana kan därför endast transportera en mindre del av de radioaktiva ämnena (se avsnitten 7.2.5 och 8.5.4). Vid maximala inflöden av komplexbundna tungmetaller (se avsnitt 7.2.5) dominerar doserna från plutonium-239 med avseende på kritisk grupp. Den totala dosen till kritisk grupp från maximal mängd komplexbundna radioaktiva ämnen är emellertid mindre än en

tredjedel av maximala dosen till kritisk grupp i huvudfallet (se tabell 8-21). Tillsammans med jod-129-dosen som beräknas inträffa samtidigt är den omkring 3 mrem/år för brunnsfallet.

Tabell 8-21. Beräknade individdoser för metaller som sprids via organiska komplex i grundvattnet. Data i övrigt enligt huvudfallet. Primär recipient - brunn.

Nuklid	Inflöde Ci/år	rem/år
Th-229	1.7×10^{-7}	1.5×10^{-7}
Th-230	1.1×10^{-3}	1.9×10^{-4}
U-233	4.8×10^{-4}	2.9×10^{-5}
U-234	1.7×10^{-3}	1.0×10^{-4}
Np-237	1.2×10^{-3}	1.4×10^{-4}
Pu-239	2.2×10^{-2}	1.9×10^{-3}
Pu-240	4.1×10^{-5}	3.7×10^{-6}
Pu-242	1.6×10^{-3}	1.4×10^{-4}

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 de relativt kortlivade nuklider, som annars avklingar. Den radiologiska konsekvensen av ett tidigare inflöde förändras emellertid obetydligt. I tabell 8-11 visas hur halterna ökar för de nuklider som påverkas.

Av tabell 8-22 framgår att de individdoser som erhålles vid 20 % av tiden för maximalt inflöde till följd av sprickviddsdispersionen är en ringa bråkdel av de maximalt beräknade stråldoserna. Tidsförloppet ändras dock radikalt och den i figur 8-13 m fl uppträdande toppen vid ca 70 miljoner år breddas och sänks avsevärt i analogi med vad som visas i figur 7-3a. För det pessimistiska spridningsfallet inverkar spridningsviddsdispersionen väsentligt mindre i analogi med figur 7-3b.

Kollektivdoser

De kollektiva stråldoserna har beräknats för de olika spridningsfallen (se tabell 8-12 till 8-17). De varierar endast i relativt ringa grad med olika förutsättningar.

I huvudfallet erhålles en maximal årlig kollektivdos efter 580 000 år på 17 manrem/år som orsakas av jod-129. Efter mycket lång tid kan även radium-226 ge en motsvarande kollektivdos; 15 manrem/år (se tabell 8-23). För det pessimistiska fallet blir kollektivdosen maximalt 105 manrem/år varvid radium-226 är dominant.

Tabell 8-22. Beräknade individdoser vid 20 % av tidpunkten för beräknad maximidos till följd av sprickviddsdispersion. Primär recipient - brunn.

Nuklid	Inflöde Ci/år	rem/år
Zr-93	3×10^{-7}	2×10^{-11}
Tc-99	3×10^{-5}	2×10^{-7}
Cs-135	7×10^{-4}	2×10^{-5}
Th-229	2×10^{-5}	2×10^{-5}
U-233	2×10^{-5}	1×10^{-6}
Np-237	3×10^{-5}	4×10^{-6}
Pu-242	1×10^{-5}	9×10^{-7}

Tabell 8-23. Maximala beräknade kollektivdoser för huvudfallet.

Nuklid	Maximal kollektivdos (manrem/år)	Tidpunkt (år)
C-14	5.0×10^{-4}	1.1×10^5
Tc-99	4.9×10^{-5}	3.2×10^6
I-129	1.7×10^1	5.8×10^5
Cs-135	1.5×10^{-2}	1.2×10^7
Ra-226	1.5×10^1	6.9×10^7
Th-230	1.3×10^{-1}	6.9×10^7
Pa-231	1.4×10^0	6.9×10^7
U-234	1.2×10^{-1}	6.9×10^7
Största summadosen		17 manrem/år
Tid för största summadosen		5.8×10^5 år och vid 6.9×10^7 år
För fall 3: (pessimistisk spridning)		
Största summadosen		105 manrem/år
Tid för största summadosen		1.0×10^6 år

I tabell 8-24 anges kollektivdosinteckningarna i huvudfallet efter olika långa integrationstider. För de mest belastade 500 åren blir kollektivdosen 8 500 manrem. I avsnitt 8.6.4 diskuteras de hälsomässigt möjliga konsekvenserna av detta.

8.6.3 Konsekvenser av långsam spridning från slutförvaret för bränslets metalldelar

Förvaringen av vissa metalldelar från bränsleelementen som blivit aktiva genom neutronbestralning sker i betongkuber i separat förvar på 300 m djup i enlighet med vad som anges i avsnitt 2.4.5. 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 visas i avsnitt

8.5.7 att inflödet i recipienten blir helt obetydligt till följd av långsam upplösning och fördröjningen i berget. Med ogynnsamma förutsättningar blir det beräknade inflödet $1.3 \cdot 10^{-3}$ Ci/år (se avsnitt 8.5.7) vilket motsvarar en individdos i brunnsfallet som är lägre än 0.002 mrem/år.

Tabell 8-24. Kollektivdosinteckningar i huvudfallet för olika integrationstider.

Integrationstid (år)	Kollektivdosinteckning (manrem)
0 - 10^5	0
0 - 2×10^5	2.5×10^5
0 - 10^6	1.1×10^7
0 - ∞	2.0×10^9
För maximalt belastade 500-års period	8 500 manrem

För kol-14 har beräkningen av stråldoserna skett med andra mer ogynnsamma förutsättningar avseende fördröjning och utlakningstid. Kritisk exponeringsväg blir via köttkonsumtion. Antas att en fullständig upplösning av hela materialmängden sker under 10 000 år och att ingen fördröjning sker i bergtäcket blir dosen till kritisk grupp omkring 1 mrem/år. För zirkonium-93 erhålles på motsvarande sätt högst 0.01 mrem/år.

8.6.4 Maximala hälsoeffekter

Även för de ogynnsammaste fallen med pessimistiskt valda data i beräkningarna är hälsoriskerna utomordentligt små om ens några till följd av spridning från förvaret. Detta gäller såväl närboende som övrig befolkning för all framtid. Risken för närboende kan illustreras med följande tabell som ger beräknad ökning i cancerrisken vid tidpunkten för maximala stråldoser i framtiden.

Recipient	Nuvarande årlig risk i Sverige för cancer	Risktillskott pga utlakning från förvaret	
		enligt huvudfall (fall 1)	enligt pessimistiskt fall (fall 3)
Brunn	3×10^{-3}	1×10^{-6}	6×10^{-6}
Insjö	3×10^{-3}	5×10^{-7}	4×10^{-6}
Östersjön	3×10^{-3}	3×10^{-9}	1×10^{-7}

Risktillskotten är således mycket små i förhållande till naturlig cancerfrekvens även för närboende och med ogynnsamma spridningsförutsättningar.

Den sammanlagda kollektivdosen i huvudfallet uppgår till 8 500 manrem under den mest belastade 500-årsperioden som infaller efter drygt en halv miljon år. Detta motsvarar 0.03 manrem per MWe och driftår.

De beräknade kollektivdoserna i huvudfallet och det pessimistiska fallet motsvarar 2 respektive 10 fall av cancer räknat för hela jordens befolkning under en tidrymd av 500 år. De två nuklider, jod-129 och radium-226, vilka i detta fall dominerar, koncentreras i kroppen till allra största delen i sköldkörteln respektive benstommen. De arvsbärande anlagen i könskörtlarna får därför relativt låg dos från dessa nuklider. Av tabell 7-4 framgår storleken på dosen till könskörtlarna, gonaderna, jämfört med den viktade helkropps-dosen för 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.

Det nuvarande antalet dödsfall i cancer i Sverige är ca 20 000 per år. Av alla födda drabbas omkring 3 % av naturliga genetiskt betingade defekter vilket innebär ca 3 000 fall per år för närvarande i Sverige. De angivna värdena på hälsoeffekter är beräknade med hjälp av de internationellt accepterade sambanden mellan stråldos och maximala hälsoeffekter. Detta kan emellertid innebära en överskattning av de verkliga hälsoeffekterna vid de låga dosvärden och dosrater som här är aktuella.

8.6.5 Jämförelser med gränsvärden och naturlig radioaktivitet

Den maximala stråldosen för kritisk grupp i huvudfallet beräknas bli omkring 10 mrem/år. 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 ogynnsamma spridningsförhållanden understiger de beräknade stråldoserna från slutförvaret ICRPs gränsvärde.

Beräknad maximal stråldos (10 mrem/år) i huvudfallet ligger i nivå med den norm som gäller för svenska kärnkraftverk, och som är baserad på överväganden mot bakgrund av vad som är tekniskt-ekonomiskt rimligt.

Det kan även vara av intresse att direkt jämföra beräknade förhöjda halter av radioaktiva ämnen i de primära vattenrecipienterna med dem som förekommer naturligt, tabell 8-25. Jämförelsen har speciell relevans med hänsyn till att dosdominant nuklid är radium-226, som också förekommer i naturen.

8.7 INVERKAN AV EXTREMA HÄNDELSE

I föregående avsnitt 8.6 har säkerheten på lång sikt behandlats med hänsyn till den långsamma nedbrytning som skulle kunna ske av avfallsbehållarna i slutförvaret. I föreliggande avsnitt diskuteras säkerhet och risknivå för vissa extrema och speciella händelser.

Tabell 8-25. Halten av radioaktiva ämnen i vatten.

Radioaktivt ämne	Halter i naturliga vatten i Sverige (pCi/l)		Beräknad maximal ökning av halten i primär recipient nära slutförvaret i huvudfallet (pCi/l)	
	Dricks-vatten	Havs-vatten ^{a)}	Brunn	Insjö
Radium-226	0.1-40	0.3	0.3	0.5
Uran-238	0.1-1500 ^{b)}	3	6	0.1
Kalium-40 ^{c)}	ca 20	330	-	-
Cesium-135	-	-	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)

8.7.1 Berggrunds rörelser

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

I kapitel 3 redovisas de geologiska förutsättningarna för en säker slutförvaring i svenskt urberg.

Berggrunds rörelser 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, vilket diskuteras i /8-25/.

En uppfattning om frekvensen och storleken av berggrunds rörelser över långa tider kan man få vid studier av sprickmönstret i blottlagda bergytter. Som exempel på rörelser i ytligare lager av bra berg har observationer utförts i Karlshamnsområdet, vilket redovisas närmare i avsnitt 3.2. 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 28 miljoner år.

Som närmare diskuterats i kapitel 3 har sprickrörelserna och deras frekvens under vissa skeden för många miljoner år sedan

varit större än genomsnittet. För närvarande råder i Sverige en utpräglad lugn period med lägre frekvens. Sprickrörelsernas storlek är dessutom lägre mot större djup än vad undersökningar av ytliga bergpartier visar.

Som närmare behandlas i samma kapitel kan sprickrörelserna under de närmaste årmiljonerna endast medföra obetydliga ändringar i bergets genomsläpplighet.

Även om vattengenomsläppligheten skulle öka i samband med en förkastningsrörelse som skadar några kapslar blir konsekvenserna starkt begränsade. Konsekvensen av en hypotetiskt antagen stor rörelse som skadar några behållare i förvaret och ett antaget högre vattenflöde i samband med detta kan jämföras med fallet initial kapselskada med modifierade förutsättningar. Antas att tio behållare skadas och vattenflödet ökar så att utlakning sker på 50 000 år (1 000 år för 10 % av jod-129) och att vattentransporttiden sänks till 100 år erhålls en maximal individdos av omkring 0.006 mrem/år från jod-129 100 år efter en sådan händelse och storleksordningen 0.2 mrem/år från radium-226 efter 200 000 år samt 0.2 mrem/år från plutonium-239. Detta gäller med fördröjningsfaktorer enligt det pessimistiska spridningsfallet. Även för övriga nuklider blir doserna låga /8-19 och 8-24/.

8.7.2 Kriticitet

Möjligheten att kriticitet, dvs en självunderhållande kedjereaktion, uppstår med det klyvbara plutonium-239 och uran-235 som finns i förvaret är praktiskt taget utesluten. Inom projektet har frågan varit föremål för ingående analys och behandlas utförligt i en teknisk rapport /8-26/. 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 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 geometrisk 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 bergegenskaper.

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°C vid det aktuella trycket på 500 m). 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 nuklider 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 lång halveringstid för uran-235 berör risken för kriticitet i detta fall inte bara enstaka initialt skadade behållare. Beräkningar visar att minsta kritiska massa i tunnlarna 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 tunnlarna 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.

8.7.3 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.

Enligt Hartman /8-27/ som behandlat meteoritnedslag som inträffat under två miljarder år, är sannolikheten för meteoritnedslag som på en bestämd yta av 1 km² ger ett kraterdjup av ca 100 m omkring 10⁻¹³ per år. En senare uppskattning /8-29/ anger sannolikheten 10⁻¹¹ per km² och år för motsvarande händelse. Den historiska erfarenheten torde även utgöra en subjektiv bekräftelse på att meteoritnedslag inte är en risk som behöver beaktas i detta sammanhang.

8.7.4 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 /8-28/. 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 från bomben, som under långa tider kommer att kvarligga inom området.

Skador på slutförvaret och inkapslingsstationen under uppfyllnads-skedet 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 som blir en följd av krigshandlingar i övrigt.

Under de skeden då mellanlagring, inkapsling och uppfyllnad av slutförvaret pågår förutses ett sabotageskydd. Sedan slutförvaret blivit definitivt stängt är verkningsfulla sabotagehandlingar utslutna.

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

8.7.5 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. Då slutförvaret är beläget i någon av våra vanligaste bergarter, som inte innehåller några värdefulla mineraler, bör platsen inte bli aktuell för gruvdrift. Djupet och

den låga vattenföringen i det utvalda täta berget gör att sannolikheten för framtida djupbrunnsborrningar 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. Om så är fallet, 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.

8.8 SAMMANFATTANDE SÄKERHETSBEDÖMNING

8.8.1 Hantering, lagring och transport av använt bränsle

Hantering, lagring och transport av använt bränsle kommer att ske i enlighet med internationella och nationella normer och bestämmelser.

Beträffande hantering och lagring av använt bränsle föreligger betydande erfarenhet såväl i Sverige som utomlands.

Centrallagret för använt bränsle förutsättes bli förlagt i bergrum med ca 30 m bergtäckning. Anläggningen konstrueras med särskild inriktning på att minimera stråldoserna till personalen och att förhindra frigörelse av radioaktiva ämnen till omgivningen.

De olika åtgärder som vidtas för personalens radiologiska säkerhet, t ex väl genomtänkt strålskärning, avståndsmanövrering och ventilation, mätsystem för direktstrålning och luftburen aktivitet, innebär att hantering och lagring kan ske med betryggande låg dosbelastning /8-2/.

Transporter av använt bränsle och förglasat högaktivt avfall utförs i enlighet med internationella bestämmelser med behållare som motstår svåra transporthaverier. Konsekvenserna efter hypotetiska läckage i samband med svåra haverier har analyserats /8-2/.

Hanteringen vid demontering och inkapsling av det använda bränslet i inkapslingsstationen innebär risker som på sin höjd är lika med men troligen mindre än riskerna vid hanteringen i det centrala bränslelagret. Detta gäller såväl normaldriften som svårare typer av missöden. I de torra delarna av inkapslingsstationen dvs gjutcellen och svetscellen är hanteringen helt avskärmat från omgivningen och frånluften från dessa delar filtreras i filterbankar med mer än 90 % avskiljningsgrad för jod. Normaldriftutsläppen kommer att bli mycket små - mindre än 0.001 mrem/år i stråldos till närboende befolkning. Vid missöden med tappad bränslekassett eller kopparkapsel (i gjutcellen) erhålles i svåraste fall krypton-85 utsläpp som är jämförbara med dem från motsvarande missöde i centrala bränslelagret och aerosolutsläpp

av tunga nuklider som ger maximalt intag av 0.2 pCi av den dominerande nukliden plutonium-238. Detta innebär helt försumbara individdoser.

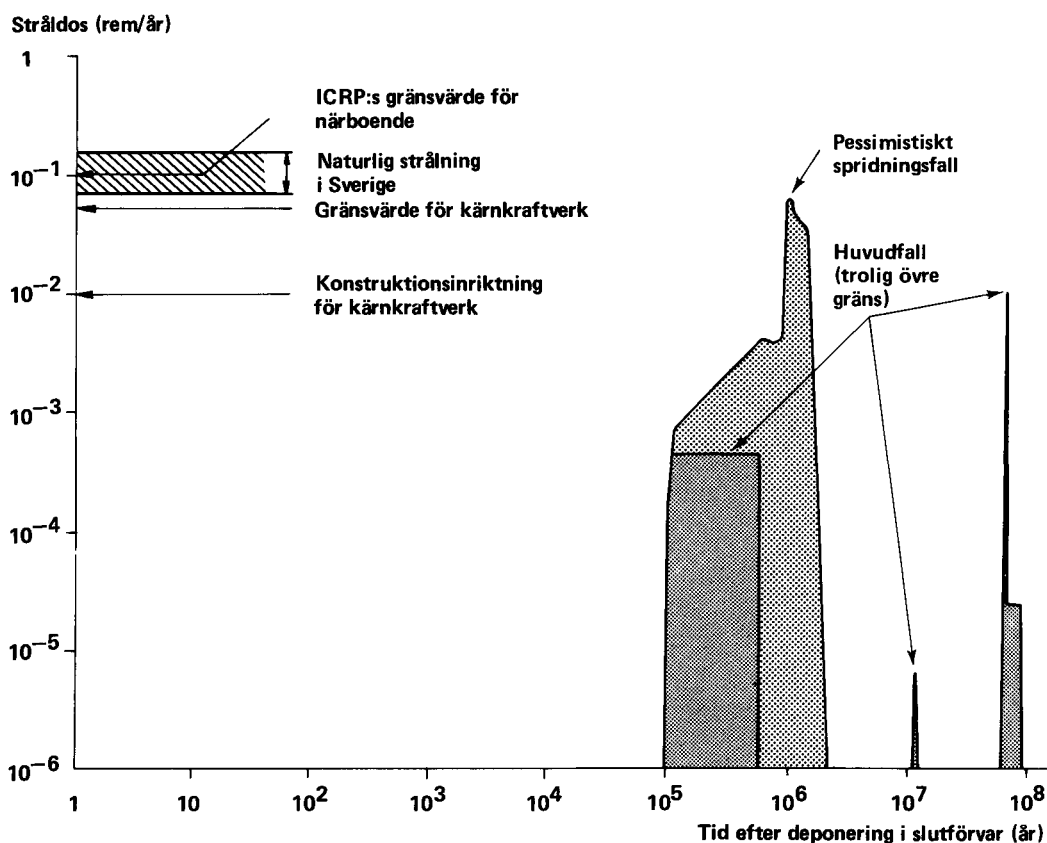
Hanteringen av det använda icke upparbetade kärnbränslet kan således ges en mycket hög grad av säkerhet.

8.8.2 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. Metalldelar 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 slutförvaret (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 oxidanter som kan angripa koppar är ringa och tillförseln av oxidanter 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 en förvaring av obestrålad urandioxid på samma sätt.
3. På basis av utlåtande från en grupp specialister bedöms att det är realistiskt att förvänta en livslängd av hundratusentals år hos en kopparkapsel med en vägg tjocklek 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 hundra tusen 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 års 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) erhålles efter 70 miljoner år en maximal beräknad stråldos till individer på omkring 10 mrem per år. Den globala kollektivdosen för motsvarande fall har beräknats till 17 manrem/år.

7. För ett fall med mycket pessimistiskt valda data på alla betydelsefulla parametrar (pessimistiskt fall) erhålles efter 1 miljon år en maximal beräknad stråldos till individer på omkring 70 mrem per år. Motsvarande maximala globala kollektivdos är för detta fall 105 manrem/år.
8. Även för fallet med mycket pessimistiskt valda data i beräkningarna 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 jämförbar med naturliga halter av sådana ämnen.
10. Stråldoser från slutförvaret för använda bränslestavar beräknade enligt huvudfallet och det pessimistiska fallet, visas i figur 8-17. Som jämförelse anges även den naturliga strålningsnivån i Sverige och vissa av myndigheterna föreskrivna gränsvärden för kärnkraftverk.
11. Slutförvaringen av övrigt avfall som uppkommer vid hanteringen av använt icke upparbetat bränsle ger inget dos-tillskott av betydelse för den totala säkerhetsbedömningen (maximalt 1 mrem/år).



Figur 8-17. Jämförelse av beräknade maximala stråldoser för närboende intill slutförvaret med naturlig bakgrundsstrålning och med gränsvärden för kärnkraftverken.

12. Ett flertal extrema eller icke rimliga förutsättningar måste vara uppfyllda för att kriticitet i eller i anslutning till förvaret skall kunna uppstå. Sannolikheten för detta bedöms som utomordentligt låg. Antas trots allt att kriticitet inträffar blir förloppet långsamt och konsekvenserna blir små jämfört med de som redovisas för förvaret i övrigt.
13. 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.

REFERENSER

KAPITEL 2

- 2-1 Svensk Kärnbränsleförsörjning AB
Centralt lager för använt kärnbränsle.
Bilaga till lokaliseringsansökan enligt byggnadslagen
och koncessionsansökan enligt atomenergilagen.
(1977-11-30)
- 2-2 VESTERLUND G, OLSSON T
Degraderingsmekanismer vid bassänglagring och
hantering av utbränt kraftreaktorbränsle.
ASEA-ATOM
KBS Teknisk rapport 68 (1978-01-18)
- 2-3 LÖNNERBERG B
Konstruktionsstudier - direktdeponering.
ASEA-ATOM
KBS Teknisk rapport 39 (augusti 1978)
- 2-4 BERGSTRÖM J, GILLANDER L, HANNERZ K,
KARLSSON L, LÖNNERBERG B, NILSSON G,
OLSSON S, SEHLSTEDT S
Tillverkning av kopparkapsel för slutförvaring av
använt bränsle.
ASEA, ASEA-ATOM
KBS Teknisk rapport 81 (juni 1978)
- 2-5 LÖNNERBERG B, ENGELBREKTSON A, NERETNIEKS I
Hantering och slutförvaring av aktiva metalledlar.
ASEA-ATOM, VBB, KTH
KBS Teknisk rapport 82 (juni 1978)
- 2-6 TARANDI T
Temperaturberäkningar för slutförvar för använt
bränsle.
VBB
KBS Teknisk rapport 46 (juni 1978)
- 2-7 PUSCH R
Bergspricktätning med bentonit.
Högskolan i Luleå
KBS Teknisk rapport 71 (1977-11-16)

- 2-8 PUSCH R
Small scale bentonite injection test on rock.
Högskolan i Luleå
KBS Teknisk rapport 75 (1978-03-02)
- 2-9 FINNE A, ENGELBREKTSON A
Utformning av bergrumsanläggningar.
KBS, VBB
KBS Teknisk rapport 38 (december 1977)
- 2-10 ENGELBREKTSON A
Hantering av kapslar med använt bränsle i slutförvaret.
VBB
KBS Teknisk rapport 83 (april 1978)
- 2-11 ENGELBREKTSON A, ODEBO U
Tillverkning och hantering av bentonitblock.
ASEA, ASEA-ATOM, VBB
KBS Teknisk rapport 84 (juni 1978)
- 2-12 FAGERSTRÖM H, LUNDAHL B
Hantering av buffertmaterial av bentonit och kvarts.
VBB, Stabilator
KBS Teknisk rapport 37 (oktober 1977)
- 2-13 BERGSTRÖM S, FAGERLUND G, ROMBEN L
Bedömning av egenskaper och funktion hos betong i samband med slutlig förvaring av kärnbränsleavfall i berg.
Cement- och Betonginstitutet
KBS Teknisk rapport 12 (1977-06-22)
- 2-14 NERETNIEKS I, ANDERSSON K, HENSTAM L
Utläckning av Ni-59 från ett bergförvar.
KTH
KBS Teknisk rapport 101 (1978-04-24)

KAPITEL 3

- 3-1 ÅBERG, G
Precambrian geochronology of south-eastern Sweden;
Geol Fören Förh, Stockholm, 100, 1978

Allmänna framställningar av Sveriges geologi ges av
MAGNUSSON N H, LUNDQVIST G, REGNELL G
Sveriges Geologi;
Norstedts, Stockholm 1963

LUNDEGÅRDH P H, LUNDQVIST J, LINDSTRÖM M
Berg och jord i Sverige;
Almqvist och Wiksell, Stockholm 1970
- 3-2 Zeitschrift für Angewandte Geologie;
Bd 23, H 9, 1977
- 3-3 SCHERMAN S
Förarbeten till platsval, berggrundsundersökningar;
Sveriges Geol Undersökning;
KBS Teknisk rapport 60, januari 1978

- KLOCKARS C-E, PERSSON O
Berggrundvattenförhållanden i Finnsjöområdet nord-
östra del;
Sveriges Geol Undersökning;
KBS Teknisk rapport 60, januari 1978
- 3-4 MAGNUSSON K-Å, DURAN O
Geofysisk borrhålmätning;
Sveriges Geol Undersökning;
KBS Teknisk rapport 61, januari 1978
- 3-5 SWAN G
The mechanical properties of the rocks in Stripa,
Kråkemåla, Finnsjön and Blekinge;
Högskolan i Luleå;
KBS Teknisk rapport 48, 1977-09-14
- 3-6 LAGERBÄCK R, HENKEL H
Studier av neotektonisk aktivitet i mellersta och norra
Sverige;
Sveriges Geol Undersökning;
KBS Teknisk rapport 19, september 1977
- 3-7 RÖSHOFF K, LAGERLUND E
Tektonisk analys av södra Sverige, Vättern - Norra
Skåne;
Lunds Universitet och Högskolan i Luleå;
KBS Teknisk rapport 20, september 1977
- 3-8 FLODEN T
Tectonic lineaments in the Baltic from Gävle to Simris-
hamm;
Stockholms Universitet;
KBS Teknisk rapport 59, 1977-12-15
- 3-9 STEPHANSSON O
Deformationer i sprickigt berg;
Högskolan i Luleå;
KBS Teknisk rapport 29, 1977-09-28
- 3-10 PUSCH R
The influence of rock movements on the stress/strain
situation in tunnels or bore holes with radioactive
canisters embedded in a bentonite/quartz buffer mass;
Högskolan i Luleå;
KBS Teknisk rapport 22, 1977-08-22
- PUSCH R
Experimental determination of the stress/strain situ-
ation in a sheared tunnel model with canister;
Högskolan i Luleå;
KBS Teknisk rapport 76, 1978-03-02
- 3-11 BERGMAN S G A
Spänningsmätningar i skandinavisk berggrund - förut-
sättningar, resultat och tolkning;
KBS Teknisk rapport 64, november 1977

- 3-12 KBS
Kärnbränslecykelns slutsteg. Förglasat avfall från
upparbetning;
II Geologi, Solna 1977
- 3-13 WESSELEN A
Hur stort kan ett bergrum göras?
Teknisk Tidskrift, 1975:3
- 3-14 RINGDAL F, GJÖYSTDAL H, HUSEBYE E S
Seismotectonic risk modelling for nuclear waste dispos-
al in the Swedish bedrock;
Royal Norwegian Council for scientific and industrial
research;
KBS Teknisk rapport 51, oktober 1977
- 3-15 EHRENBORG J
Geologic interpretation of bedrock from a landsat
colour composite;
Geologiska Fören Förh, Stockholm, 99, p 58-62, 1977
- 3-16 de MARSILY G, LEDOUX E, BARBREAU A, MARGAT J
Nuclear Waste Disposal; Can the Geologist Guarantee
Isolation?
Science 197: 4303, p 519-527, 1977
- 3-17 NORDENSKÖLD C E
Morfologiska studier inom övergångsområdet mellan
Kalmarlätten och Tjust;
Medd Lunds Geogr Inst Avh VIII, Lund 1944
- 3-18 MÖRNER N-A
Rörelser och instabilitet i den svenska berggrunden;
Stockholms Universitet;
KBS Teknisk rapport 18, augusti 1977
- 3-19 LUNDEGÅRDH P H
Berggrunden i Gävleborgs län;
Sveriges Geol Undersökning, Ser Ba, 22, Stockholm
1967
- 3-20 RUDBERG S
The sub-cambrian peneplain in Sweden and its slope
gradient;
Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementband 9,
p 157-167, Stuttgart 1970
- 3-21 ASKLUND B
Bruchspaltenbildungen im südöstlichen Östergötland
nebst einer Übersicht der geologischen Stellung der
Bruchspalten Südostschwedens;
Geol Fören Förh, Stockholm, 45, p 249-285, 1923
- 3-22 WELIN E
Uranium disseminations and vein fillings in iron ores
of northern Upland, central Sweden;
Geol Fören Förh, Stockholm, 86, p 51-82, 1964

- 3-23 RATIGAN J L
Rock mechanics analyses;
Hagconsult AB;
KBS Teknisk rapport 54:04, september 1977
- 3-24 STEPHANSSON O, MÅKI K, GROTH T, JOHANSSON P
Finit elementanalys av bentonitfyllt bergförvar.
Högskolan i Luleå;
KBS Teknisk rapport 104 juli 1978
- 3-25 BJERHAMMAR A
The gravity field in Fennoscandia and postglacial
crustal movements;
KBS Teknisk rapport 17, augusti 1977
- 3-26 KUKLA J
Correlation between loesses and deep sea sediments;
Geol Fören Förh, Stockholm, 92, p 148-180, 1970
- 3-27 PUSCH R
Inverkan av glaciation på en deponeringsanläggning
belägen i urberg 500 m under markytan;
Högskolan i Luleå;
KBS Teknisk rapport 89, 1978-03-16
- 3-28 GEIJER P, MAGNUSSON N H
Mullmalmer i svenska järngruvor, (Engl. summary);
Sveriges Geol Undersökning, Ser C 338, 1926
- 3-29 MAGNUSSON N H
Malm i Sverige 1, (p 278-280); 320 p,
Almqvist och Wiksell, Stockholm 1973
- 3-30 DOWDING C H
Seismic stability of underground openings;
Rock store, intern. symp., preprint 2, p 23-30,
Stockholm 1977
- 3-31 YAMAHARA H, HISATOMI Y, MORI T
A study on the earthquake safety of rock cavern;
Rock store, intern. symp., preprint 2, p 159-164,
Stockholm 1977
- 3-32 BÅTH M
An earthquake catalogue of Fennoscandia for the years
1891-1950.
Sveriges Geol Undersökning, ser C, 545, 1956
- 3-33 KULHANEK O, WAHLSTRÖM R
Earthquakes of Sweden 1891-1957, 1963-1972;
Seismological Inst Uppsala Universitet;
KBS Teknisk rapport 21, september 1977
- 3-34 BÅTH M
Earthquakes in Sweden in 1951 to 1976 and
energy and tectonics of Fennoscandian earthquakes;
Typescripts from the Seismological Inst Uppsala
Universitet, 1978

- 3-35 KVALE A
Earthquakes in Geology of Norway, p 490-506,
O Holtedahl ed., 540 p;
Norges Geol Undersökelse nr 208, Oslo 1960
- 3-36 HULT A, GIDLUND G, THOREGREN U
Permeabilitetsbestämningar;
Sveriges Geol Undersökning;
KBS Teknisk rapport 61, januari 1978
- 3-37 GIDLUND G
Analyser och åldersbestämningar av grundvatten på stora
djup;
Sveriges Geol Undersökning;
KBS Teknisk rapport 62, 1978-02-14
- 3-38 OLKIEWICZ A, HANSSON K, ALMEN K-E, GIDLUND G
Geologisk och hydrogeologisk grunddokumentation av
Stripa försöksstation;
Sveriges Geol Undersökning;
KBS Teknisk rapport 63, februari 1978
- 3-39 CARLSSON H
Bergspänningsmätningar i Stripa gruva;
Högskolan i Luleå;
KBS Teknisk rapport 49, 1977-08-29
- 3-40 LINDGREN W
Mineral deposits (p 525);
McGraw-Hill, New York, 1933
- 3-41 LARSSON I, LUNDGREN T, WIKLANDER U
Blekinge kustgnejs, geologi och hydrogeologi;
Inst Kulturteknik, KTH, Sveriges Geotekn Inst och
Sveriges Geol Undersökning;
KBS Teknisk rapport 25, augusti 1977
- 3-42 ÅKERBLOM G
Ur SGU's arkiv för uranprospektering, 1977
- 3-43 LINDBLOM U
Groundwater movements around a repository, Phase 1;
Hagconsult AB;
KBS Teknisk rapport 06, 1977-02-28
- 3-44 GRUNDFELT B
Translation and development of the BNWL-Geosphere
model;
Kemakta Konsult AB;
KBS Teknisk rapport 10, 1977-02-05
- 3-45 Investigations of groundwater flow in rock around
repositories for nuclear waste
- STOKES J
Groundwater flow due to topographical and
geological effects;
- THUNVIK R
Local groundwater depression around a repository;

- STOKES J, THUNVIK R
Three dimensional model of groundwater flow
governed by topography;
Inst Kulturteknik, KTH;
KBS Teknisk rapport 47, maj 1978
- 3-46 Groundwater movements around a repository;
Hagconsult AB;
KBS Teknisk rapport 54:01 tom 06; september -
oktober 1977
- 01 STILLE H, BURGESS A, LINDBLOM U
Geological and geotechnical conditions;
- 02 RATIGAN J L
Thermal analyses;
- 03 BURGESS A
Regional groundwater flow analyses;
- 05 RATIGAN J L, BURGESS A, SKIBA E L, CHARLWOOD R
Repository domain groundwater flow analyses;
- 06 LINDBLOM U et al
Final report;
- 3-47 NERETNIEKS I
Retardation of escaping nuclides from a final deposi-
tory;
Inst Apparatteknik, KTH;
KBS Teknisk rapport 30, 1977-09-14
- 3-48 GRUNDFELT B
Transport av radioaktiva ämnen med grundvatten från ett
bergförvar;
Kemakta Konsult AB;
KBS Teknisk rapport 43, 1977-12-13
- 3-49 NILSSON L Y
Korttidsvariationer i grundvattnets trycknivå;
Inst Kulturteknik, KTH;
KBS Teknisk rapport 91, september 1977
- 3-50 HÄGGBLOM H
Calculations of nuclide migration in rock and porous
media penetrated by water;
AB Atomenergi;
KBS Teknisk rapport 52, 1977-09-14
- 3-51 HÄGGBLOM H
A threedimensional method for calculating the hydraulic
gradient in porous and cracked media;
AB Atomenergi;
KBS Teknisk rapport 69, 1978-01-26
- 3-52 GRUNDFELT B
Nuklidvandring från ett bergförvar för utbränt bränsle;
Kemakta Konsult AB;
KBS Teknisk rapport 77, 1978-08-31

- 3-65 MOOK W G
The dissolution-exchange model for dating groundwater with ^{14}C ; in interpretation of environmental isotope and hydrochemical data in groundwater hydrology; p 213-225;
Internat. Atom. Energy Agency, Vienna 1976
- 3-66 ERIKSSON E, HOLTAN H
Hydrokemi, kemiska processer i vattnets kretslopp (p 52);
Nordic IHD Report No 7, Oslo 1974
- 3-67 STUIVER M, POLACH H A
Reporting of ^{14}C data; Radiocarbon, 19, p 355-363, 1977
- 3-68 VOGEL J C
Carbon-14 dating of groundwater; in Isotope Hydrology 1970; p 225-239,
Internat. Atom. Energy Agency, Vienna 1970
- 3-69 WENNER C G, MÖLLER Å, KJELLIN B
Vattnets beskaffenhet i svenska brunnar;
Vatten, 4-74 s 370-389 årgång 1974
- 3-70 LAAKSO M
Kalliokaivojen veden laatu ja antoisuus;
Maataloushallituksen insinööriosasto;
Maaja Vesitekn. Tutkimustoimustu, Tied 2, 86 p,
Helsinki 1966
- 3-71 LAHERMO P
On the hydrogeology of the coastal region of south-eastern Finland;
Geol. Survey Finland, Bull. 252, 44 p, 1971
- 3-72 FETH J H, ROBERSON C E, POLZER W L
Sources of mineral constituents in water from granitic rocks, Sierra Nevada, California and Nevada;
US Geol. Survey Water Supply Paper 1535-I, 1964
- 3-73 PAČES T
Steady state kinetics and equilibrium between groundwater and granitic rock;
Geochim. et Cosmochim. Acta, 37, p 2641-2663, 1973
- 3-74 RENNERFELT J
Sammansättning av grundvatten på större djup i granitisk berggrund;
Orrje & Co;
KBS Teknisk rapport 36, 1977-11-07
- 3-75 JACKS G
Groundwater chemistry at depth in granites and gneisses;
Inst Kulturteknik, KTH;
KBS Teknisk rapport 88, april 1978

- 3-76 RENNERFELT J, JACKS G
Sannolik sammansättning av grundvatten i urberg på större djup;
Teknisk rapport 90, underbilaga A:1, 1978
- 3-77 KBS
Kärnbränslecykelns slutsteg. Förglasat avfall från upp-
arbetning;
I Allmän del, p 62, 63. Solna 1977
- 3-78 GERMANOV A I, PANTELEYEV V M
Behaviour of organic matter in groundwater during in-
filtrational epigenesis;
Internat. Geology Rev., 10, p 826-832
- 3-79 LISITSYN A K, KUZNETSOVA E C
Role of microorganisms in development of geochemical
reduction barriers where limonitization bedded zones
wedge-out;
Internat. Geology Rev., 9, p 1180-1191
- 3-80 BROTZEN O
On the occurrence of uranium in ancient conglomerates;
Econ. Geol. 53, p 489-491, 1958
- 3-81 HOSTETLER P B, GARRELS R M
Transportation and precipitation of uranium and vanadi-
um at low temperatures;
Econ. Geol. 57, p 137-157, 1962
- 3-82 BATULIN S G, GOLEVIN E A, ZELENKOVA O I et al
Exogeneous epigenetic uranium deposits;
Atomizdat, 1965
- 3-83 DAHL A R, HAGMAIER J L
Genesis and characteristics of the Southern Powder
Basin uranium deposits, Wyoming, USA, in Formation of
uranium-ore deposits, p 201-215;
Proc. Symp. Internat. Atom. Energy, Vienna 1974
- 3-84 ALLARD B, KIPATSI H, RYDBERG J
Sorptions av långlivade radionuklider i lera och berg,
Del I;
Inst Kärnkemi, CTH;
KBS Teknisk rapport 55, 1977-10-10
- 3-85 ALLARD B, KIPATSI H, TORSTENFELT B
Sorptions av långlivade radionuklider i lera och berg,
Del II;
Inst Kärnkemi, CTH;
KBS Teknisk rapport 98, 1978-04-20
- 3-86 COWAN G A
Migration paths for Oklo reactor products and applica-
tions to the problem of geological storage of nuclear
wastes;
Proc. Techn. Comm. on Nat. Fiss. React.,
Internat. Atom. Energy Agency, Paris 1977

- 3-87 BROOKINS D G
The Oklo phenomenon;
Proc. Techn. Comm. on Nat. Fiss. React.,
Internat. Atom. Energy Agency, Paris 1977
- 3-88 TOVERUD Ö
Chemical and mineralogical aspects of some geochemical
anomalies in glacial drift and peat in northern Sweden;
Sveriges Geol Undersökning, ser C, 729, 1977
- 3-89 BERGSTRÖM J
Seasonal variations and distribution of dissolved iron
in an aquifer;
Nordic Hydrology, 5, p 1-31, 1974
- 3-90 ERIKSSON E, KHUNAKASEM V
The chemistry of groundwater in Groundwater problems,
Eriksson, Gustafsson, Nilsson Ed, Pergamon Press,
London, 1968.
- På svenska: Grundvattnets kemi; ur "Grundvatten",
Norstedts, Stockholm 1970
- 3-91 GRENTHE I
Bestämning av redoxpotential i grundvatten från Stripa
och Finnsjön;
Inst Oorg Kemi, KTH;
KBS Teknisk rapport 90, bil B5, 1978-03-31
- 3-92 TARDY Y, GARRELS R M
A method of estimating the Gibbs energi of formation
of layer silicates;
Geochim. Cosmochim. Acta, 38, p 1101-1116, 1974
- 3-93 BRUSEWITZ A M, SNÄLL S, AHLBERG P, LUNDGREN T
Lerzoner i berganläggningar; Interna rapporter No 5,
Statens Geotekniska Institut, Stockholm 1974
- 3-94 ARMANDS G
Geochemical prospecting of a uraniferous bag deposit at
Masugnsbyn, northern Sweden; in Geochemical prospecting
in Fennoscandia, p 127-154, A Kvalheim ed. 350 p,
Interscience, New York, 1967
- 3-95 ADAMEK P M, WILSON M R
Recognition of a new uranium province from the Precamb-
rian of Sweden;
IAEA-TC-25/16, in Recognition and evaluation of urani-
ferous areas, p 199-215,
Internat. Atom. Energy Ag., Vienna 1977
- 3-96 WELIN E
Uranium mineralizations and age relationships in the
precambrian bedrock of central and southeastern Sweden;
Geol Fören Förh, Stockholm, 88 p 34-67, 1966
- 3-97 PAČES T
Chemical equilibria and zoning of subsurface water from
Jáchymov ore deposit, Czechoslovakia;
Geochim. Cosmochim. Acta, 33, p 591-609, 1969

- 3-98 MILLER L J
The chemical environment of pitchblende;
Econ. Geol., 53, p 521-545, 1958
- 3-99 RAFAELSKY R P
The experimental investigation of the conditions of
uranium transport and deposition by hydrothermal solu-
tions;
Proc. 2nd United Nations internat. conf. peaceful uses
atom. energy, 2, p 432-444, Geneva 1958
- 3-100 RAFAELSKY R P, KUDINOVA K F
Experimentelle Untersuchung der Reduktion und Fällung
von Uran durch Mineralien;
Kernenergie, 3, p 535-538, 1960

KAPITEL 4

- 4-1 PUSCH R, JACOBSSON A
Egenskaper hos bentonitbaserat buffertmaterial.
Högskolan i Luleå
KBS Teknisk rapport 32 (1978-06-10)
- 4-2 PUSCH R
Highly compacted Na bentonite as buffer substance.
Högskolan i Luleå
KBS Teknisk rapport 74, 1978-02-25
- 4-3 NERETNIEKS I
Transport of oxidants and radionuclides through a clay
barrier.
KTH
KBS Teknisk rapport 79, 1978-02-20
- 4-4 PUSCH R
Self-injection of highly compacted bentonite into rock
joints.
Högskolan i Luleå
KBS Teknisk rapport 73, 1978-02-25
- 4-5 KNUTSSON S
Värmeledningsförsök på buffertsubstans av kompakterad
bentonit.
Högskolan i Luleå
KBS Teknisk rapport 72, 1977-11-18
- 4-6 TARANDI T
Temperaturberäkningar för slutförvar för använt
bränsle.
VBB
KBS Teknisk rapport 46 (juni 1978)
- 4-7 Le BELL J C
Colloid Chemical Aspects of the "Confined bentonite
concept".
Ytkemiska Institutet
KBS Teknisk rapport 97, 1978-03-07

- 4-8 STEPHANSSON O, MÄKI K, GROTH T, JONASSON P
Finit elementanalys av bentonitfyllt bergförvar.
Högskolan i Luleå
KBS Teknisk rapport 104 (juli 1978)

KAPITEL 5

- 5-1 TARANDI T
Temperaturberäkningar för slutförvar för använt bränsle.
VBB
KBS Teknisk rapport 46 (juni 1978)
- 5-2 GREENTHE I
Termodynamiska aspekter på kopparkapsling och korrosionsmiljö i avfallsförvar.
Bilaga B till KBS Teknisk rapport 90 (1978-03-31)
- 5-3 NERETNIEKS I
Transport of oxidants and radionuclides through a clay barrier.
KTH
KBS Teknisk rapport 79 (1978-02-20)
- 5-4 EKBOM L
Beräkning av mängden oxidanter i avfallsförvar med kopparkapsel.
Bilaga D till KBS Teknisk rapport 90 (1978-03-31)
- 5-5 LUNDGREN K
Strålningsnivå och till vatten deponerad strålningsenergi utanför kapslar i slutförvaret.
ASEA-ATOM
KBS Teknisk rapport 106 (1978-05-29)
- 5-6 RENNERFELT J
Sammansättning av grundvatten på större djup i granitisk berggrund.
Orrje & Co
KBS Teknisk rapport 36 (1977-11-07)
- 5-7 HANNERZ K, HYDEN L
Avlägsnande av fritt syre ur bentonit-sandblandningar med hjälp av desoxidationsmedel.
ASEA-ATOM Tekniskt PM 78-25, 78-04-05
- 5-8 RENNERFELT J, JACKS G
Sannolik sammansättning av grundvatten i urberg på större djup.
Underbilaga A1 till KBS Teknisk rapport 90 (78-03-31)
- 5-9 EKBOM L
Statistisk utvärdering av koppars korrosion i jord ur försök utförda av Denison och Romanoff.
Bilaga E till KBS Teknisk rapport 90 (78-03-31)

- 5-10 KJELLBERT N
Nuklidhalter i använt LWR-bränsle och i högaktivt
avfall från återcykling av plutonium i PWR.
Studsvik Energiteknik AB
KBS Teknisk rapport 111 (1978-07-26)
- 5-11 VESTERLUND G
Spänningar och deformationer i bränslekapsling under
slutlagring.
ASEA-ATOM, Meddelande RB 78-99
- 5-12 Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp.
Koppar som kapslingsmaterial för icke upparbetat kärn-
bränsleavfall. Bedömning ur korrosionssynpunkt.
KBS Teknisk rapport 90 (1978-03-31)
- 5-13 WRANGLÉN G
Särskilt yttrande.
Bifogat till KBS Teknisk rapport 90 (1978-03-31)
- 5-14 NILSSON F
Några synpunkter på mekanisk säkerhet hos
kapsel för kärnbränsleavfall.
KTH
KBS Teknisk rapport 66, februari 1978

KAPITEL 6

- 6-1 PEARSON R L, WADSWORTH M E
A kinetic study of the dissolution of UO_2 in carbonate
solution.
Trans of The Metallurgical Society of AIME, June 1958,
p 294-300.
- 6-2 SCHORTMANN W W, DESESA M A
Kinetics of the Dissolution of Uranium Dioxide in
Carbonate-Bicarbonate Solutions.
Proceedings of the United Nations International Con-
ference of the Peaceful use of Atomic Energy.
Genève 1958, Vol 3, p 333-341.
- 6-3 GRANDSTAFF D E
A kinetic study of the dissolution of uraninite.
Econ Geology 71 (1976), p 1493-1505.
- 6-4 KATAYAMA Y B
Leaching of irradiated LWR fuel pellets in deionized
and typical ground water.
BNWL-2057, July 1976.
- 6-5 KATAYAMA Y B, MENDEL J E
Leaching of irradiated LWR fuel pellets in deionized
water, sea brine, and typical ground water.
PNL-SA-6416.
American Nuclear Society Winter Meeting,
Nov 22 - Dec 2, 1977, San Francisco.
TANSAO 27 (1977) p 447.

- 6-6 FORSYTH R S, EKLUND U-B
Lakning av bestrålat UO_2 -bränsle.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 70, 1978-02-24
- 6-7 NILSSON G
Accelererad utlösning av uran från alfaaktiv UO_2 .
Studsvik Arbetsrapport FL-1, 1978-04-27
- 6-8 CHRISTENSEN H
Radiolys av vatten med alfa-strålning vid förvaring
av direktdeponerat bränsle.
Studsvik Arbetsrapport MC-78/259, 1978-04-14.
- 6-9 CHRISTENSEN H
Radiolys av vatten vid förvaring av direktdeponerat
bränsle.
Oxidation med väteperoxid.
Studsvik Arbetsrapport MC-78/264, 1978-05-02
- 6-10 RENNERFELT J
Sammansättning av grundvatten på större djup i grani-
tisk berggrund.
Orrje & Co
KBS Teknisk rapport 36, 1977-11-07
- 6-11 KJELLBERT N
Kompletterande källstyrkestudier för KBS.
Studsvik, Arbetsrapport SM-78/25.
- 6-12 ALLARD B, KIPATSI H, RYDBERG J
Sorptions av långlivade radionuklider i lera och berg,
del 1.
Chalmers Tekniska Högskola
KBS Teknisk rapport 55, 1977-10-10
- 6-13 ALLARD B, KIPATSI H, TORSTENFELT B
Sorptions av långlivade radionuklider i lera och berg,
del 2.
Chalmers Tekniska Högskola
KBS Teknisk rapport 98, 1978-04-20
- 6-14 BAZIN J, JOUAN J, VIGNESOULT N
Compartement et état physico-chimique des produits de
fission, dans les éléments combustibles pour reacteur à
eau pressurisée.
No 196 Oct 1974, p 56.
Bulletin d'Information Scientifiques et Techniques.
- 6-15 FRIED S et al
Migration of plutonium and americium in the
lithosphere.
Argonne National Lab., Ill. USA (1976).
Symposium on Environmental Behavior of Actinides, New
York April 1-5, 1976.
CONF-7604126-1
- 6-16 BIRD R B, STEWARD W F, LIGHTFOOT E N
Transport Phenomena, John Wiley, N Y 1960

- 6-17 Kärnbränslecykelns slutsteg. Förglasat avfall från
upparbetning, del IV, Stockholm 1977
- 6-18 PUSCH R
Highly compacted Na Bentonite as buffer substance.
Högskolan i Luleå
KBS Teknisk rapport 74, 1978-02-25
- 6-19 HÄGGBLOM H
Calculation of nuclide migration in rock and porous
media, penetrated by water.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 52, 1977-09-14
- 6-20 REID R C, PRAUSNITZ J M, SHERWOOD T K
The properties of gases and liquids, 3rd ed, McGraw-
Hill, N Y 1977.
- 6-21 NERETNIEKS I, SKAGIUS C
Diffusivitetmätningar av metan och väte i våt lera.
KTH
KBS Teknisk rapport 86, 1978-01-09
- 6-22 NERETNIEKS I, SKAGIUS C
Diffusivitetmätningar i våt lera av Na-lignosulfonat,
 Sr^{2+} , Cs^{+} .
KTH
KBS Teknisk rapport 87, 1978-03-16
- 6-23 NERETNIEKS I
Retardation of escaping nuclides from a final
depository.
KTH
KBS Teknisk rapport 30, 1977-09-14
- 6-24 NERETNIEKS I
Transport of oxidants and radionuclides through a clay
barrier, Inst för kemisk apparatteknik.
KTH
KBS Teknisk rapport 79, 1978-02-20
- 6-25 PAČES T
Chemical equilibria and zoning of subsurface water from
Jachymov ore deposit. Czechoslovakia, Geochimica et
Cosmochimica, Acta 33, 1969, p 591.
- 6-26 COWAN G A
Migration paths for Oklo reactor products and
applications to the problem of geological storage of
nuclear wastes.
IAEA Symp Dec 19-21, 1977, Paris.
- 6-27 JACOBSSON A, PUSCH R
Deponering av högaktivt avfall i borrhål med buffert-
substans.
Högskolan i Luleå
KBS Teknisk rapport 03, 1977-05-27

- 6-28 NERETNIEKS I, ANDERSSON K, HENSTAM L
Utläckning av Ni-59 från ett bergförvar.
KTH
KBS Teknisk rapport nr 101, 1978-04-24
- 6-29 GRENTHE I m fl
Jämvikter i systemet $\text{Ni-H}_2\text{O-Cl}^- - \text{CO}_3^{2-} - \text{SO}_4^{2-} - \text{F}^-$ vid
olika redoxpotential och temperatur.
Rapport till KBS 1977, 12, från Institutionen för
oorganisk kemi KTH.

KAPITEL 7

- 7-1 HULT A, GIDLUND G, THOREGREN U
Permeabilitetsbestämningar.
Sveriges Geologiska Undersökning.
KBS Teknisk rapport 61, januari 1978
- 7-2 LINDBLOM et al
Groundwater movements around a repository. Final report.
Hagconsult AB
KBS Teknisk rapport 54:06 oktober 1977
- 7-3 STOKES J, THUNVIK R
Teoretiska studier av grundvattenrörelser.
KTH
KBS Teknisk rapport 47, maj 1978
- 7-4 NERETNIEKS I
Retardation of escaping nuclides from a final
depository.
KTH
KBS Teknisk rapport 30, 1977-09-14
- 7-5 SNOW D T
Rock fracture spacings, openings and porosities.
Soil J. Mechanics and foundations division.
AIChE 94 no SM 1 Jan 1968 p 73-91
- 7-6 BIRD R B, STEWART W E, LIGHTFOOT E N
Transport Phenomena Wiley 1960
- 7-7 LANDSTRÖM O, KLOCKARS C E, HOLMBERG K E, WESTERBERG S
Fältförsök rörande spårämnenas transport med grundvatten
i sprickförande berggrund.
SGU, berggrundsbyrån 1977
- 7-8 NERETNIEKS I
Transport of oxidants and radionuclides through a clay
barrier.
KTH
KBS Teknisk rapport 79, 1978-02-20
- 7-9 RENNERFELT J
Sammansättning av grundvatten på större djup i grani-
tisk berggrund.
Orrje & Co
KBS Teknisk rapport 36, 1977-11-07

- 7-10 Le BELL J
Colloid chemical aspects of the "Confined bentonite concept".
Ytkemiska Institutet
KBS Teknisk rapport 97, 1978-03-07
- 7-11 NERETNIEKS I
Some aspects on colloids as means for transporting radionuclides.
KTH
KBS Teknisk rapport 103, augusti 1978
- 7-12 PUSCH R
Highly compacted Na bentonite as buffer substance.
Högskolan i Luleå
KBS Teknisk rapport 74, 1978-02-25
- 7-13 HÄGGBLOM H
Calculations of nuclide migration in rock and porous media penetrated by water.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 52, 1977-09-14
- 7-14 DAVYDOV Y P
Nature of colloid of radioactive elements.
Radiochimiya 9 (1) 1967 p 89
- 7-15 KEPAK F
Adsorption and colloidal properties of radioactive elements in trace concentrations.
Chem. Rev. 71 no 4 1971 p 357.
- 7-16 KEPAK F
Colloidal forms of radionuclides and their separation from water solution.
J. Radioanalytical Chem. 21 1974 p 489-495.
- 7-17 MARSILY G, LEDOUX E, BARBREAU A, MARGAT J
Nuclear Waste Disposal: Can the Geologist Guarantee Isolation? Science 197 no 4304 1977 p 519
- 7-18 DEVELL L, HESBÖL R
Lakningsbar spaltaktivitet.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 109, augusti 1978
- 7-19 HÄGGBLOM H
Diffusion of soluble materials in a fluid filling a porous medium.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 09, 1977-03-24
- 7-20 ALLARD B, KIPATSI H, RYDBERG J
Sorption av långlivade radionuklider i lera och berg del 1.
Chalmers Tekniska Högskola
KBS Teknisk rapport 55, 1977-10-10

- 7-21 ALLARD B, KIPATSI H, TORSTENFELT B
Sorption av långlivade radionuklider i lera och berg
del 2.
Chalmers Tekniska Högskola
KBS Teknisk rapport 98, 1978-04-20
- 7-22 GRUNDFELT B
Transport av radioaktiva ämnen med grundvatten från ett
bergförvar.
Kemakta Konsult AB
KBS Teknisk rapport 43, 1977-12-13
- 7-23 GRUNDFELT B
Nuklidvandring från ett bergförvar för utbränt bränsle.
Kemakta Konsult AB
KBS Teknisk rapport 77, augusti 1978
- 7-24 Kärnbränslecykelns slutsteg. Förglasat avfall från
upparbetning. Del IV Säkerhetsanalys.
KBS november 1977
- 7-25 BERGMAN R, BERGSTRÖM U, EVANS S
BIOPATH - Datorprogram för kompartmentanalys av strål-
doser och ekologiska omsättningar.
Opubl mtrl, AB Atomenergi
- 7-26 BERGMAN R, BERGSTRÖM U, EVANS S
Dos och dosintekning från grundvattenburna radioaktiva
ämnen vid direktförvaring av använt kärnbränsle.
Studsvik Energiteknik AB
KBS Teknisk rapport 100, 1978-10-06
- 7-27 ICRP publication 2, Permissible Dose for Internal
Radiation, 1959
- 7-28 ICRP publication 6, Permissible Dose for Internal
Radiation, 1964.
- 7-29 ICRP publication 10, Evaluation of Radiation Doses to
Body Tissues from Internal Contamination due to
Occupational Exposure, 1968.
- 7-30 ICRP publication 20, Alkaline Earth Metabolism in
Adult Man, 1972.
- 7-31 ICRP publication 26, Recommendations of the Inter-
national Commission on Radiological Protection, 1977.
- 7-32 UNSCEAR, 1977
Sources and Effects of Ionizing Radiation, Report to
the general assembly 1977.
- 7-33 BERGMAN R, McEWAN C
Dose and dose commitment due to Carbon-14 from the
nuclear industry.
AB Atomenergi 1977 (S-548)

- 7-34 BERGMAN R, BERGSTRÖM U, EVANS S
Kompartimentmodell för omsättning av vattenburna utsläpp
i brackvattensystem.
AB Atomenergi 1977 (S-549)
- 7-35 BURKHOLDER H
"Nuclear Waste Partitioning Incentives" in Proc. NRC
Wkshp. Mgt. Rad. Waste: Waste Partitioning as an alter-
native, NF-CONF-001 (1976)
- 7-36 Begränsning av utsläpp av radioaktiva ämnen från kärn-
kraftsstationer.
SSI FS 1977:2
- 7-37 BERGMAN R, BERGSTRÖM U, EVANS S
Ekologisk transport och stråldoser från grundvatten-
burna radioaktiva ämnen.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 40, 1977-12-20
- 7-38 Kärnbränslecykelns slutsteg. Förglasat avfall från
upparbetning. Del II. Geologi.
KBS november 1977
- 7-39 JACKS G
Groundwater chemistry at depth in granites and
gneisses.
KTH
KBS Teknisk rapport 88, april 1978

KAPITEL 8

- 8-1 GYLLANDER C, JOHNSON S och ROLANDSON S
Säkerhet och strålskydd inom kärnkraftområdet.
Lagar, normer och bedömningsgrunder.
AB Atomenergi, ASEA-ATOM
KBS Teknisk rapport 41, 1977-10-13
- 8-2 Kärnbränslecykelns slutsteg.
Förglasat avfall från upparbetning.
Del IV Säkerhetsanalys
KBS november 1977
- 8-3 KJELLBERT N A
Källstyrkor i utbränt bränsle och högaktivt avfall från
en PWR beräknade med ORIGEN.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 01, 1977-04-05
- 8-4 KJELLBERT N A
Nuklidhalter i använt LWR-bränsle och i högaktivt
avfall från återcykling av plutonium i PWR.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 111, 1978-07-26

- 8-5 EKBERG K, KJELLBERT N A och OLSSON G
Resteffektstudier för KBS.
Del 1 Litteraturgenomgång.
Del 2 Beräkningar.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 07, 1977-04-19
- 8-6 KJELLBERT N A
Neutroninducerad aktivitet i bränsleelementdetaljer.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 105, 1978-03-30
- 8-7 VESTERLUND A och OLSSON T
Degraderingsmekanismer vid bassänlagring och hantering
av utbränt kraftreaktorbränsle.
ASEA-ATOM
KBS Teknisk rapport 68, 1978-01-18
- 8-8 CARLESON G
Säkerhetsanalys av inkapslingsprocesser.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 65, 1978-01-27
- 8-9 NORDESJÖ E
Säkerhetsanalys av hanteringsförfarandet vid inkapsling
av utbränt bränsle i kopparkapsel.
ASEA-ATOM
KBS Teknisk rapport 112, 1978-03-20
- 8-10 LUNDGREN K
Strålningsnivå och till vatten deponerad strålnings-
energi utanför kapslar i slutförvaret.
ASEA-ATOM
KBS rapport 106, 1978-05-29
- 8-11 LUNDGREN K
SLUK - Slutlig förvaring av utbränt kärnbränsle.
Strålskärmsberäkningar ASEA-ATOM RF 77-370
- 8-12 Energi Hälsa Miljö.
Bilaga 2: Hälsö- och miljöverkningar vid användning
av kärnkraft.
SOU 1977:69
- 8-13 Report of the United Nations Scientific Committee on
the effects of atomic radiation.
Supplement No 16 (A/5216) 1968
- 8-14 Natural radioactivity of groundwater in the Helsinki
area.
Institute of Radiation Physics, Helsinki
Report SFL-A19, November 1973
- 8-15 GRUNDFELT B
Transport av radioaktiva ämnen med grundvattnet från
ett bergförvar.
Kemakta Konsult AB.
KBS Teknisk rapport 43, 1977-12-13

- 8-16 LESTER D H, JANSEN G and BURKHOLDER H C
Migration of Radionuclide Chains through an Adsorbing
Medium.
AIChE symposium series 71, 202 (1975)
- 8-17 BURKHOLDER H C et al
Incentives for partitioning High-Level Waste
BNWL-1927 (1975)
- 8-18 DEVELL L och HESBÖL R
Läkingsbar spaltaktivitet
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 109 (oktober 1978)
- 8-19 GRUNDFELT B
Nuklidvandring från ett bergförvar för utbränt bränsle.
Kemakta Konsult AB
KBS Teknisk rapport 77 (1978-08-31)
- 8-20 JACKS G
Groundwater chemistry at depth in granites and
gneisses.
KTH
KBS Teknisk rapport 88 (april 1978)
- 8-21 ALLARD B, KIPATSI H och TORSTENFELT B
Sorption av långlivade radionuklider i lera och berg.
Del 2.
Chalmers Tekniska Högskola
KBS Teknisk rapport 98 (1978-04-20)
- 8-22 NERETNIEKS I
Retardation of Escaping Nuclides from a Final Deposi-
tory.
KTH
KBS Teknisk rapport 30 (1977-09-14)
- 8-23 LANDSTRÖM O, KLOCKARS C E, HOLMBERG K E och
VESTERBERG S
Fältförsök rörande spårämnens transport med grund-
vatten i sprickförande berggrund, SGU, berggrundsbyrå, 1977.
- 8-24 BERGMAN R, BERGSTRÖM U och EVANS S
Dos och dosintekning från grundvattenburna radioak-
tiva ämnen vid slutförvaring av använt kärnbränsle.
AB Atomenergi
KBS Teknisk rapport 100 (1978-10-06)
- 8-25 PUSCH R
Highly compacted Na bentonite as buffer substance.
Högskolan i Luleå
KBS Teknisk rapport 74, 1978-02-25
- 8-26 BEHRENZ P and HANNERZ K
Criticality in a spent fuel repository in wet
crystalline rock.
ASEA-ATOM
KBS Teknisk rapport 108, 1978-05-30

- 8-27 HARTMAN W K
Terrestrial and Lunar Flux of Large Meteorites in the
Last Two Billion Years.
Icarus 4, 157-65, 1965
- 8-28 Fortifikationshandbok, del 1, Vapenverkan, Försvars-
staben/Befästningsinspektionen.
Stockholm 1973
- 8-29 GRIEVE R A F and DENCE M R
The Terrestrial Cratering Record: II The Crater
Production Rate (Submitted to Icarus 1978)

BILAGA 1 ALUMINIUMOXIDKAPSEL FÖR SLUTFÖRVARING AV ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE Lägesrapport maj 1978

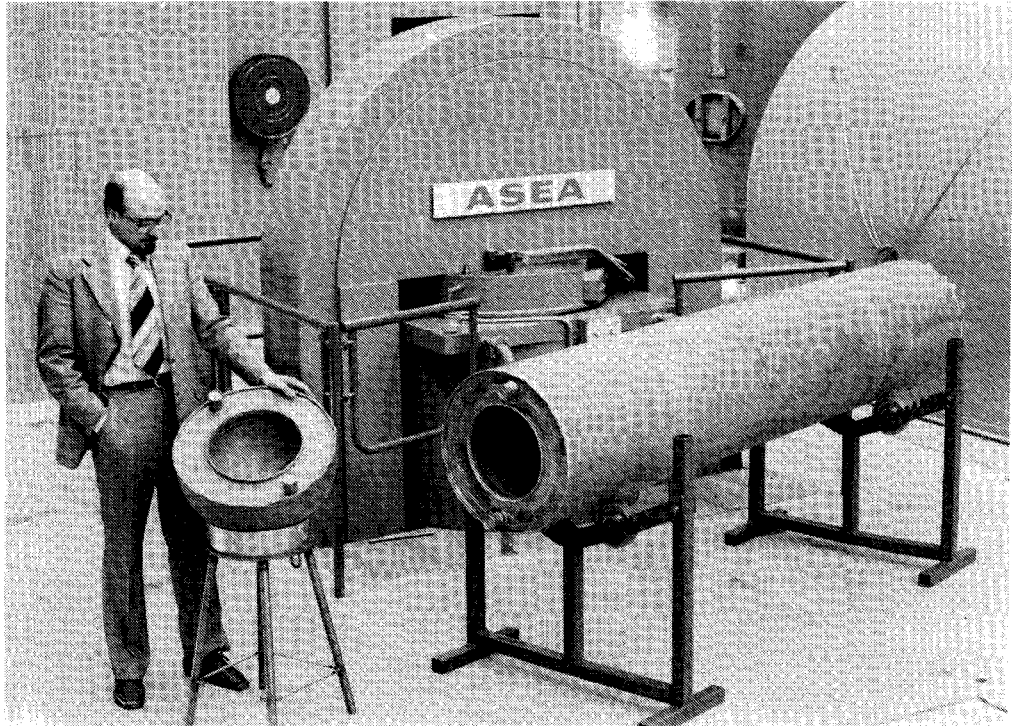
SAMMANFATTNING

Även keramiska material kan användas för inkapsling av använt bränsle som skall slutförvaras. Enligt en av ASEA föreslagen metod innesluts bränslestavarna i kapslar av aluminiumoxid. Detta material finns som mineral i naturen i form av korund och safir.

Aluminiumoxidkapslar för inneslutning av använt kärnbränsle förtillverkas genom varm isostatisk pressning. Kapseln består av en behållare och ett lock. Efter placering av bränslestavarna i behållaren förslutes denna genom sammanfogning av behållare och lock. Vid denna förslutning skapas genom varm isostatisk pressning en helt tät, fullständigt fogfri aluminiumoxidkapsel. Denna kan sedan deponeras omgiven av en kvarts/bentonitblandning djupt nere i berggrunden på liknande sätt som beskrivs för kopparkapseln.

Framställning av fullstora aluminiumoxidkapslar har under våren 1978 demonstrerats vid ASEAs högtryckslaboratorium i Robertsfors, se figur B1-1.

Hittills utförda experiment och beräkningar visar att en kapsel av aluminiumoxid med en decimeter tjock vägg kan motstå grundvattnets påverkan under mycket lång tid. Beständigheten påverkas endast i ringa grad av den omgivande miljön. Livslängdsberäkningarna kan på ett påtagligt sätt verifieras av kunskapen om hur i naturen förekommande aluminiumoxidmaterial motstått svår miljö. Avlagring av korund och safir som vittringsåterstoder i flodbottnar och strandgrus visar att detta mineral har mycket hög kemisk och mekanisk beständighet under, även i geologiskt hänseende, långa tider.



Figur B1-1. Fullstor kapsel av aluminiumoxid för direktdeponering av utbränt kärnbränsle. I bakgrunden QUINTUS-pressen för varm isostatisk pressning.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

- B1.1 INLEDNING
- B1.2 GRUNDLÄGGANDE METODIK
 - 2.1 Kapselmaterial
 - 2.2 Kapselframställningen
 - 2.3 Inkapslingsmetoden
- B1.3 ALUMINIUMOXID: EGENSKAPER OCH PRESTANDA
- B1.4 FRAMSTÄLLNING AV ALUMINIUMOXIDBEHÅLLARE OCH -LOCK
 - 4.1 Förbehandling av aluminiumoxidpulver
 - 4.2 Varm isostatisk pressning av aluminiumoxidbehållare
 - 4.3 Försök i liten och 1/3-skala
 - 4.4 Fullskaleanläggning
- B1.5 INKAPSLING AV ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE
 - 5.1 Allmänt
 - 5.2 Reducering av bränslestavarnas längd
 - 5.3 Förslutning av kapsel
 - 5.4 Säkerhet och miljö
- B1.6 DEPONERING
- B1.7 KAPSELMATERIAL OCH KORROSION
 - 7.1 Egenskaper hos den varmisostatiskt pressade aluminiumoxiden
 - 7.2 Kapselns egenskaper i aktuell deponeringsmiljö
- B1.8 FORTSATT UTVECKLINGSARBETE

Referenser

B1.1 INLEDNING

Vid direkt slutförvaring skall det använda bränslet omhändertas utan föregående upparbetning. Den föreslagna hanteringsgången (se I:4) innefattar inneslutning av det använda bränslet i korrosionsbeständiga kapslar. Dessa kapslar avses bli deponerade i ett slutförvar på lämplig plats djupt nere i berggrunden. Kapseln kommer därvid att utgöra en av flera barriärer mot spridning av det radioaktiva materialet. Det är därför väsentligt att visa att kapselmaterialet har hög beständighet mot alla slag av angrepp i den aktuella deponeringsmiljön.

I naturen existerar material vilka bevisligen är mycket beständiga. Den metod för inneslutning av använt kärnbränsle som föreslagits och utvecklats av ASEA bygger på användning av ett sådant, i naturen förekommande material, nämligen aluminiumoxid. Detta material förekommer som mineral i form av korund och safir. För inneslutningen lämpliga kapslar framställs genom användning av varm isostatisk pressning, en högtrycksteknik som ASEA har en lång erfarenhet av. I denna teknik användes en kombination av högt tryck och hög temperatur för att framställa kroppar av metalliska och keramiska material. Metoden tillämpas för närvarande kommersiellt bl a för tillverkning av verktygsstål och hårdmetall detaljer.

ASEA har de senaste åren bedrivit utvecklingsarbete med aluminiumoxid vid sitt högtryckslaboratorium i Robertsfors där en ny laboratorieanläggning har uppförts. Under våren 1978 har i denna laboratorieanläggning framställts fullskaliga aluminiumoxidkapslar anpassade för inneslutning av använt kärnbränsle för slutförvaring.

I det följande beskrivs metodens utvecklingsläge i maj 1978. I avsnitt 2 redovisas de grundläggande kännetecknen hos metoden. Aluminiumoxidens egenskaper beskrivs i avsnitt 3 och framställning av aluminiumoxidkapseln i avsnitt 4. Avsnitt 5 redogör för inkapslingsmetodens aktiva moment: förbehandlingen av bränslestavarna samt laddning och förslutning av kapseln. I avsnitt 6 beskrivs kort deponeringen i slutförvaret. I avsnitt 7 behandlas kapselns kvalitet och egenskaper efter deponeringen. Avslutningsvis definieras i avsnitt 8 uppläggning av och väsentliga inslag i det fortsatta utvecklingsarbetet.

B1.2 GRUNDLÄGGANDE METODIK

B1.2.1 Kapselmaterial

Vid direkt slutförvaring av använt kärnbränsle ställs mycket höga krav på långtidsbeständighet hos de kapslar som detta inneslutes i. Goda mekaniska egenskaper erfordras men väsentligt är framför allt kapselns kemiska beständighet vid de förhållanden som råder i slutförvaret. Behovet att förutsäga dessa förhållanden för mycket lång tid framåt minskar väsentligt om kapselmaterialet har betryggande beständighet i många av de i naturen tänkbara miljöerna (torr, våt, oxiderande, reducerande, salt, sur, basisk eller bemängd med organiskt material).

Det är också en fördel om beständigheten baseras på grundmateri-

alnets egen motståndskraft. Beräkning av långtidsbeständigheten skall självfallet göras med bästa tillgängliga vetenskapligt accepterade metodik. Kunskap om hur det valda materialet motstått svår miljö under motsvarande tidrymd bakåt i tiden kan på ett påtagligt sätt verifiera en sådan beräkning. Endast i naturen förekommande material, dvs mineralen, uppfyller detta sista krav.

Materialet bör i sig vara termodynamiskt stabilt i det för slutförvaringen aktuella temperatur- och tryckområdet. Det innebär att spontan omvandling till annan struktur utan inverkan av andra ämnen inte kan förekomma. Av tillverkningsstekniska skäl bör samma struktur vara den stabila i de temperatur- och tryckområden som användes under framställningen.

En omfattande utvärdering av mineral har genomförts. Denna visar att aluminiumoxid av α -typ, som mineral benämnt korund eller safir, uppfyller ovanstående krav.

Korund och safir är bland mineral de hårdaste näst diamant. Avlagring som vittringsåterstoder i flodbottnar och strandgrus visar på mycket hög mekanisk och kemisk beständighet under även i geologiskt hänseende långa tidsperioder.

Korund och safir har i naturen ofta bildats från aluminiumhydroxider, som pga sin svårlöslighet relativt andra mineral koncentreras i vittringsrester. När sådana förts ned på större djup i jordskorpan har vid hög temperatur och högt tryck aluminiumoxid i form av korund eller safir bildats, varvid vatten avgått från aluminiumhydroxiden /B1-1/. I rent tillstånd blir den färglös eller vit men om vittringsresterna innehållit små mängder andra ämnen har produkten blivit färgad, t ex röd rubin (krom), blå safir (titan) och svart smärgel (järn).

Detta förlopp efterliknas vid aluminiumoxidkapselns tillverkning. Vatten avlägsnas därvid redan vid framställning av aluminiumoxidpulvret samt under dess preparering före sammanpressningen till helt tätt material. Denna utföres vid högt tryck och hög temperatur med varm isostatisk pressning.

B1.2.2 Kapselframställningen

Den för tillverkning av kapseln använda metoden, varm isostatisk pressning (eng Hot Isostatic Pressing, HIP) är en av flera högtrycksmetoder, vilka kan realiseras med hjälp av ASEAs s k QUINTUS-pressar.

Varm isostatisk pressning är en process i vilken en helt innesluten pulvermassa kan formas till helt täta kroppar av önskad form och storlek. Ett pulverformigt material med önskad sammansättning (exempelvis metall eller keramik) fylls i en flexibel behållare, vanligtvis av mjukt stål eller glas. Behållaren evakueras och tillslutes. Behållaren utsätts därefter för samtidigt högt tryck och hög temperatur under några timmar. Trycket appliceras på behållaren med en gas som trycköverföringsmedium. Trycket kommer därvid att i alla punkter verka vinkelrätt mot behållarens yta.

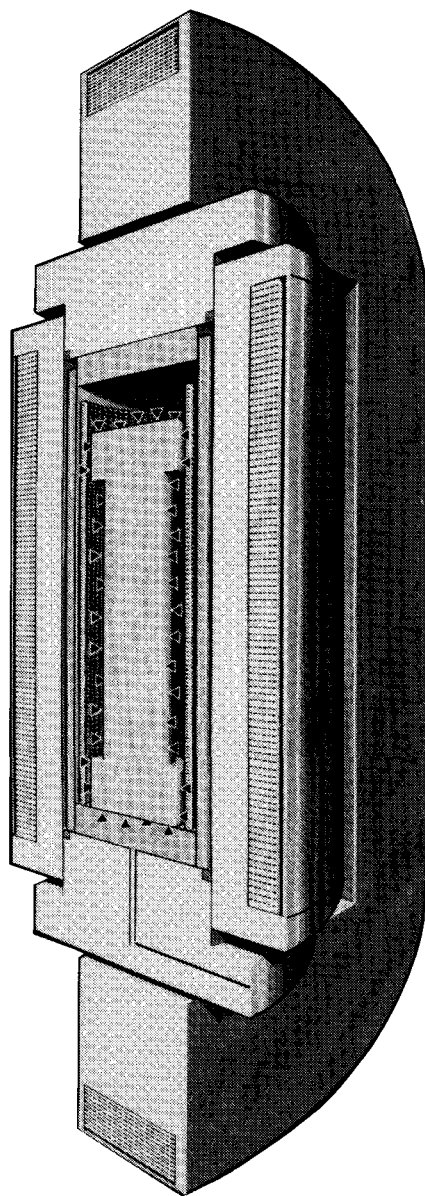
Efter pressningen fås en produkt, som är homogen och helt likformig med ursprungsbehållaren. Då trycket appliceras från samtliga riktningar och trycknivån är relativt hög, 100-300 MPa, kan de

flesta material pressas till praktiskt taget helt täta kroppar vid endast 50-70% av deras smälttemperatur.

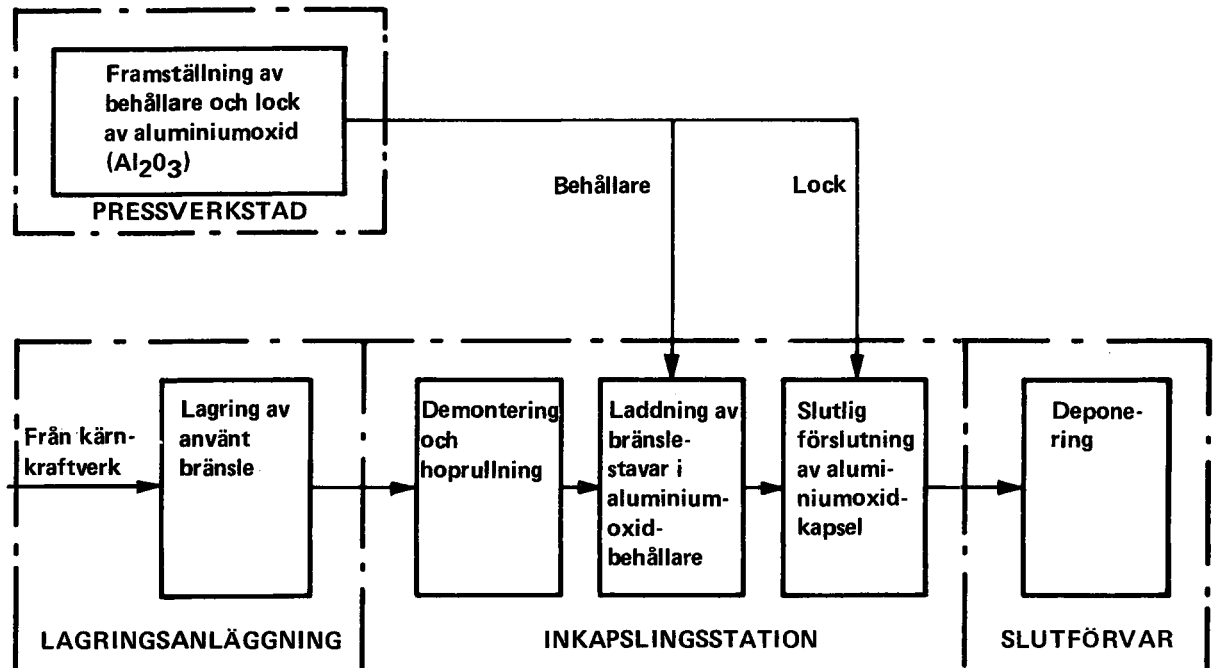
Varm isostatisk pressning kan inte bara användas för framställning av täta kroppar utgående från material i pulverform. Metoden kan också nyttjas för fogning av stora kroppar till varandra utan tillsats av främmande material. Sådan fogning kan genomföras vid kombinationer av tryck, temperatur och tid motsvarande vad som för aktuellt material erfordras för framställning av täta kroppar från pulver.

Såväl metoden att tillverka täta kroppar som metoden att foga stora kroppar till varandra utnyttjas i ASEAs metod för inkapsling av använt kärnbränsle.

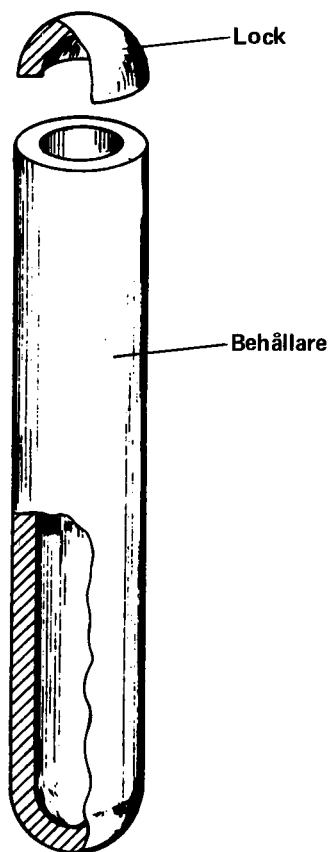
Principutförningen av en varmisostatpress framgår av fig B1-2. Högtryckskammaren är utformad som en cylinder av högkvalitativt stål. Denna är förspänd av en i flera lager runt mantelytan lindad tråd av höghållfast stål. Arrangemanget medför att stålcy-



Figur B1-2. Tvärsnitt av den varmisostatiska QUINTUS-pressen.



Figur B1-3. Schema över inkapsling av använt kärnbränsle i kapsel av aluminiumoxid.



Figur B1-4. Principskiss av behållare och lock av aluminiumoxid för inkapsling av använt kärnbränsle.

lindern är utsatt för tryckspänning, vilken kvarstår på trycksidan även vid ett maximalt inre tryck i högtryckskammaren. Dragspänningarna tas istället upp i tråden. Trådlindningen medför en inbyggd, mycket hög redundans och sprängning av högtryckskammaren kan inte förekomma.

I vardera ändan av stålcy lindern finns ett stållock, försett med högtryckstätningar. Locken hålls under pressning på plats av en ram, förspänd med lindad tråd på samma sätt som stålcy lindern. Ramen köres åt sidan vid öppning av högtryckskammaren.

Trycket i högtryckskammaren skapas genom att gas, vanligtvis argon, pumpas in med hjälp av kompressorer. Inuti kammaren finns en ugn av motståndstyp, konstruerad för att kunna motstå det höga trycket. Med hjälp av avancerad temperaturreglering kan temperaturnoggrannheten hållas inom något tiotal grader i hela ugnutrymmet vid 1 400°C.

Varm isostatisk pressning har fått sitt huvudsakliga industriella genombrott under 1970-talet. Metoden används idag industriellt för produktion av bl a verktygsstål, hårdmetalldetaljer och detaljer i superlegeringsmaterial. Exempelvis finns en anläggning för produktion av verktygsstål i Söderfors. De i denna anläggning framställda stålämnen väger nära 2 ton per styck.

ASEA har levererat över 40 QUINTUS varmisostatpressar med upp till 40 000 tons presskraft. Pressar av den typ och storlek som krävs för produktion av kapslar lämpliga för inneslutning av använt kärnbränsle har redan tagits i drift. Karakteristiskt för processen är dessutom att uppskalningsproblemen är små, jämfört med andra tillverkningsmetoder. Detta beror dels på det isostatiskt verkande trycket, dels på att den nödvändiga temperaturnivån är relativt låg jämfört med konventionella metoder.

B1.2.3 Inkapslingsmetoden

Inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle enligt den här föreslagna metoden kan i princip beskrivas enligt följande (fig. B1-3):

- 1 Genom varm isostatisk pressning av aluminiumoxidpulver framställs en behållare och ett lock enligt fig B1-4. Behållare och lock överförs till inkapslingsstationen.
- 2 Bränsleelementen demonteras varefter bränslestavarna rullas ihop och placeras i en stålbehållare.
- 3 Stålbehållaren med bränslestavar placeras i aluminiumoxidbehållaren och locket påsättes.
- 4 Aluminiumoxidbehållare och -lock fogas, omslutna av ett tunt metallhölje genom varm isostatisk pressning samman till en helt fogfri, homogen kropp.
- 5 Den förslutna aluminiumoxidkapseln transporteras till slutförvaret och deponeras.

B1.3 ALUMINIUMOXID: EGENSKAPER OCH PRESTANDA

Den använda aluminiumoxiden (Al_2O_3) är av α -typ med hög renhet (> 99.8%). I tabell B1-1 ses detta materials karakteristiska egenskaper.

Tabell B1-1. Karakteristiska egenskaper för α -aluminiumoxid (Al_2O_3) (renhet > 99.8%).

Egenskap	Konsekvens	
1	Hög kemisk beständighet	
1.1	Extremt hög korrosionsresistens	Grundvattnet påverkar kapselns integritet mycket långsamt
	- lägre löslighet i vatten vid för slutförvaringen aktuella pH-värden än de flesta andra mineral	
	- upplösningshastigheten utomordentligt långsam vid för slutförvaringen aktuella temperaturer	
1.2	Svår att reducera	Påverkas ej av väte eller kol
1.3	Aluminium i sitt högsta oxidationstillstånd	Påverkas ej av syre
2	Hög stabilitet	
	- termodynamiskt stabil från rumstemperatur upp till smältpunkten (>2 000°C)	Spontan omvandling till annan struktur utan inverkan av andra ämnen kan ej förekomma
	- ett enfasigt material	Mekaniska och kemiska egenskaper blir väldefinierade
3	Hög hållfasthet och hårdhet	
	- böjbrotthållfasthet ca 500 MN/m ²	
	- hårdhet näst intill diamant	

Aluminiumoxid förekommer i ett flertal olika kristallstrukturer. Av dessa är endast α -aluminiumoxid den i sig termodynamiskt stabil. Alla övriga former av aluminiumoxid ombildas till α -aluminiumoxid vid upphettning till temperaturer över 1 000°C.

α -aluminiumoxid hydratiseras vid kontakt med vatten (se avsnitt 7.2). Reaktionen med vatten är dock utomordentligt långsam vid de

i slutförvaret aktuella temperaturerna. Den höga hårdheten indikerar mycket starka bindningar mellan atomerna. I strömmande 80-gradigt vatten med pH 8,5 och innehållande bl a kloridjoner har upplösningshastigheten uppmätts till mindre än 0,07 μm per år, motsvarande 0,07 mm på 1 000 år /Bl-7/. Vid den lägre temperatur som råder i slutförvaret efter denna tid blir upplösningshastigheten minst 10 gånger lägre. Även i kokande, mycket starkt sura (20%-ig saltsyra, svavelsyra eller saltpetersyra) eller basiska (20%-ig natronlut) lösningar är uppmätt korrosionshastighet under 0.1 mm/år /Bl-2/.

Hög renhet är av avgörande betydelse för att uppnå hög hållfasthet och hög kemisk beständighet. I utvecklingsarbetet användes aluminiumoxid med en renhet över 99.8%. Sammansättningen av detta material ses i tabell Bl-2. Ännu renare pulver finns tillgängligt på marknaden. På basis av hittills erhållna resultat är dock den nu använda pulverkvaliteten tillräcklig.

Tabell Bl-2. Aluminiumoxidens sammansättning.

Beteckning: Alcoa Al5 Superground
Medelkornstorlek: 2.5 μm

Spårämnen	Typisk analys enl tillverkaren	Egen analys
Na_2O	0.08%	0.07%
K_2O	uppgift saknas	0.001
SiO_2	0.05	0.012
CaO	0.03	0.011
MgO	0.01	0.017
Fe_2O_3	0.01	0.016
Cr_2O_3	0.0002	< 0.01
MnO	< 0.0015	< 0.01
B_2O_3	< 0.001	< 0.02

Finkornig α -aluminiumoxid innehåller normalt ca 0.5% vatten, som är adsorberat på ytan av pulverkornen. I förbehandlingen av pulvret före den varmisostatiska pressningen drivs detta vatten bort (se avsnitt 4).

Aluminiumoxid av α -typ är en mellanprodukt vid aluminiumtillverkning och erhålles genom upphettning av gibbsit ($\alpha\text{-Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$). En fullständig övergång till α -aluminiumoxid erhålles efter ca 1 timme vid 1 200 - 1 300°C. α -aluminiumoxid används idag förutom för aluminiumproduktion som slipmedel, i porslins- och keramikindustrin för framställning av tekniskt porslin, i högtemperaturbeständiga material etc.

Av bauxit och andra aluminiumhaltiga basråvaror finns praktiskt taget outtömliga tillgångar. Kostnaden för högre α -aluminiumoxidpulver ligger idag kring 5 kr/kg.

B1.4 FRAMSTÄLLNING AV ALUMINIUMOXIDBEHÅLLARE OCH –LOCK

B1.4.1 Förbehandling av aluminiumoxidpulver

Tillverkning av aluminiumoxidbehållaren och aluminiumoxidlocket kan ske geografiskt helt avskilt från inkapslingsanläggningen. Tillverkningen är helt inaktiv utan inblandning av radioaktiva material. Endast slutproduktens form skiljer tillverkningskedjan för behållare resp lock. Nedan omtalas därför endast behållaren men samma process gäller således även för locket.

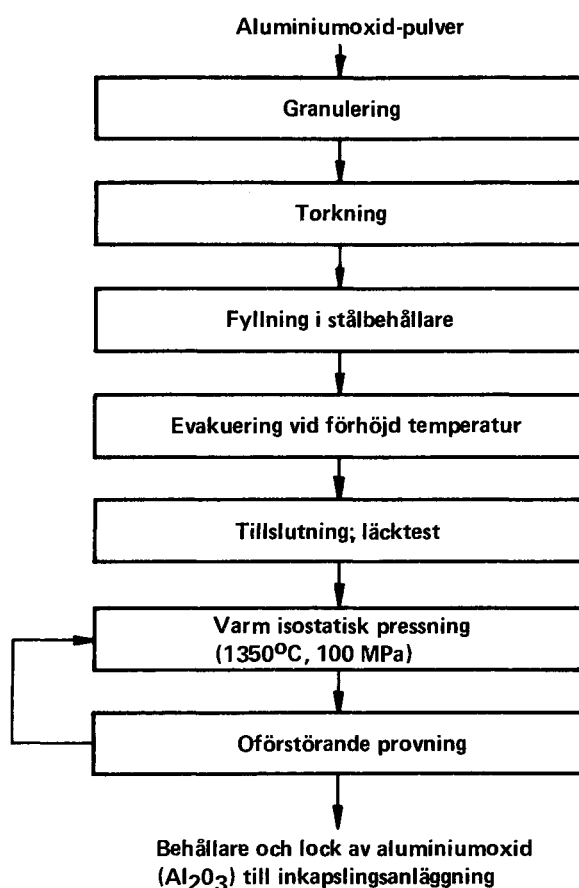
Tillverkningskedjan ses i fig B1-5. Behandlingen av aluminiumoxidpulvret före den varmisostatiska pressningen innehåller följande steg:

a) Granulering

För att minimera krympningen vid den avslutande varmisostatiska pressningen krävs maximal fylltätthet för pulvret vid fyllningen i stålbehållaren. Detta uppnås genom granulering av det ingående pulvret till en kornstorlek varierande från 0.005 mm till ca 3 mm.

b) Torkning

Det på pulverkornens yta bundna vattnet måste drivas bort före pressning. Detta utförs genom torkning vid 1100°C. Därvid avlägsnas även de organiska malningstillsetser som eventuellt kvarstår från tillverkningsprocessen.



Figur B1-5. Schema över framställningen av aluminiumoxidkapsel för använt kärnbränsle.

c) Fyllning i förformade stålbehållare

Det torkade pulvret fylls och packas i förformade stålbehållare. (Denna behållare bestämmer utseendet på kapseln resp locket i fig B1-4.) Behållarna tillverkas av olegerat stål med låg kolhalt, och har godstjockleken 3 mm. Behållarna är svetsade och noggrant rengjorda invändigt.

Pulvret kan fyllas och packas så att en mycket homogen fyllning uppnås. Pulver med optimal kornstorleksfördelning kan packas till över 60% volymfyllnadsgrad i behållaren.

d) Evakuering vid förhöjd temperatur

Pulvervolymen är således porös efter packningen. För att förhindra restporositet efter pressningen måste denna luft evakueras. Evakueringen utföres vid ca 700°C, för att även bortföra den fukt och de gaser som adsorberats på pulverkornen under packningsoperationen.

Evakuering sker till ett sluttryck av 0.1-1 kPa (1-10 mbar) i pulvret. Vattenhalten efter evakuering är under 0.01%.

e) Tillslutning och läcktest

Evakuering av pulvervolymen sker genom ett rör monterat på stålbehållaren. Då evakueringen är slutförd tillsluts detta rör medelst svetsning. Därefter görs en noggrann kontroll av samtliga svetsar för att säkerställa att stålbehållaren är hermetiskt tät.

B1.4.2 Varm isostatisk pressning av aluminiumoxidbehållare

Under den varmisostatiska pressningen utsätts det i stålbehållaren inneslutna pulvret för en kombination av högt tryck och hög temperatur. Styrningen av trycket och temperaturen är av avgörande betydelse för det varmisostatiskt pressade aluminiumoxidmaterialets prestanda. En omfattande utprovningens verksamhet med små provkroppar och behållare i 1/3-skala har legat till grund för bestämningen av optimala pressningsparametrar.

Pulverbehållaren placeras i pressen varefter tryck och temperatur höjs till ca 100 MPa resp ca 1 350°C. Efter en hålltid vid dessa parametrar har aluminiumoxidpulvret pressats till full täthet. Behållaren får därefter svalna långsamt. Avsvalningshastigheten är avgörande för möjligheten att erhålla ett spänningsfritt aluminiumoxidmaterial.

Den varmisostatiskt pressade aluminiumoxidbehållaren undersöks med oförstörande provningsmetoder. Användbara metoder är ultraljud och provbelastning.

Ultraljud kan användas för att detektera behållare med interna sprickor och ytsprickor större än ca 1 mm. Kontrollen kan utföras trots det omgivande stålhöljet.

Provbelastning kan utföras för att säkerställa att aluminiumoxidbehållaren inte har ytsprickor i aluminiumoxiden över en viss storlek. Maximalt tillåtet sprickdjup bestäms, med hänsyn till

riskerna för fördröjt brott, av kravet på kapselns livslängd i slutförvaret. En helt säker metod att detektera sådana kritiska ytsprickor är att provbelasta aluminiumoxidmaterialen, s k proof-testing.

En provbelastningsmetod har utvecklats, varvid spänningar i aluminiumoxiden erhålles genom att en temperaturdifferens läggs mellan inner- och yttervägg på behållaren. Felfria behållare påverkas ej av dessa spänningar, medan defekta omedelbart går sönder. En utrustning för provning av behållare i 1/3-skala är under idrifttagning.

För godkända behållare kan enligt brottmekanisk teori ett samband etableras mellan belastningsspänningen och säkerställd livslängd i slutförvaret med hänsyn till risken för fördröjt brott, se vidare avsnitt 7.2.

B1.4.3 Försök i liten och 1/3-skala

Utvecklingsarbetet har främst bedrivits vid ASEAs högtryckslaboratorium i Robertsfors. Tillgängliga utrustningsresurser har där under 1977 medgivit framställning av aluminiumoxidkroppar med maximidimensionerna \emptyset 170 mm och längden ca 800 mm (motsvarar ca 1/3 av full skala enligt avsnitt 4.4).

Framställning av provkroppar i liten och 1/3-skala har haft följande målsättning:

- utgöra underlag för optimering av pulverbehandlingsmetoder och pressningsparametrar.
- möjliggöra val av metoder och utrustningar för fullskaleanläggningen (se avsnitt 4.4).
- framställa representativt material för materialkarakterisering samt
- möjliggöra utprovning av metoder och utrustningar för tillverkningskontroll.

Samtliga processteg i fig B1-5 har utprovats, huvudsakligen genom manuell hantering. Även förslutningsprocessen har utprovats i 1/3-skala (se avsnitt 5.2).

B1.4.4 Fullskaleanläggning

Vid ASEAs högtryckslaboratorium i Robertsfors har under 1977 uppförts en ny stor anläggning. I denna kan demonstreras framställning och förslutning av aluminiumoxidkapslar med dimensionerna \emptyset 500 mm och längd 3 000 mm lämpliga för inneslutning av använt kärnbränsle. Anläggningen har tagits i drift i början av 1978.

Anläggningen är avsedd endast för utprovning av processen. De installerade utrustningarna för pulverbehandling är i högre grad mekaniserade jämfört med tidigare använda laborietrustningar. Detta möjliggör en ytterligare höjning av kapslarnas jämhet och kvalitet. I anläggningen ingår en QUINTUS-press för 1 400°C och 160 MPa.

Anläggningen är nu i drift och fullskaleexperimenten har startats. Den första av en serie fullstora aluminiumoxidbehållare

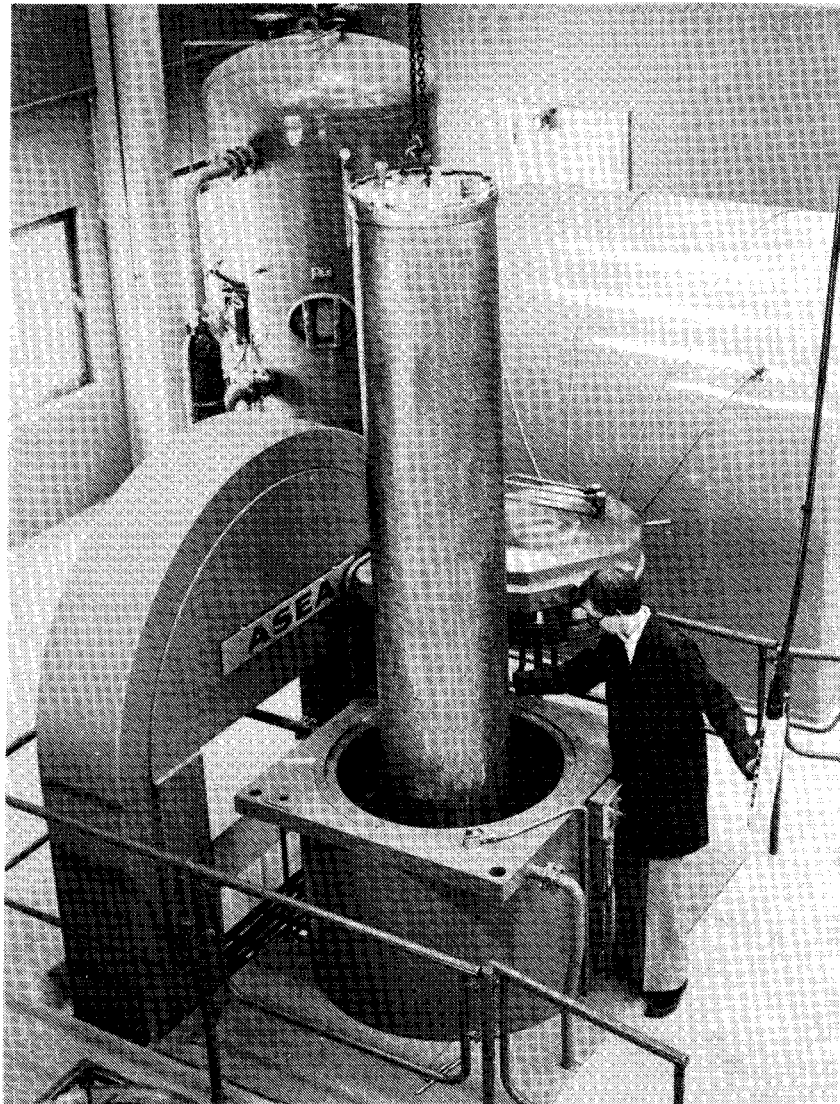
togs nyligen ut ur QUINTUS-pressen efter avslutad varmisostatisk pressning, se fig B1-6.

Anläggningen ger mycket goda möjligheter att såväl demonstrera som optimera produktionsmetoden för fullstora aluminiumoxidbehållare.

B1.5 INKAPSLING AV ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE

B1.5.1 Allmänt

Inkapsling av använt kärnbränsle i aluminiumoxidkapslar kommer, enligt processens nuvarande utformning, att ske i följande två steg:



Figur B1-6. En fullstor aluminiumoxidbehållare lyfts upp ur QUINTUS-pressen. Behållaren är 2,5 meter lång och har en diameter av 0,5 meter.

1) Reducering av kärnbränslestavarnas längd

Genom en speciellt utvecklad metod rullas de ursprungligen över 4 m långa bränslestavarna ihop, så att de får plats i den ca 3 m långa aluminiumoxidkapseln. Längdreduceringen kan utföras utan frisläppande av de i det använda kärnbränslet befintliga fissionsgaserna (se avsnitt 5.2).

2) Förslutning av aluminiumoxidkapseln

I en speciellt utvecklad varm isostatisk pressningsoperation sammanfogas aluminiumoxidbehållaren med aluminiumoxidlocket helt utan tillsatsmaterial. Fogen mellan behållare och lock sammanväxer så att en helt fogfri (monolitisk) kapsel erhålles (se avsnitt 5.3).

Inkapslingsanläggningen förutses vara uppförd i direkt anslutning till slutförvaret. Bränsleknippena kan från mottagningsdelen under vatten föras in i inkapslingsanläggningen. Inkapslingsprocessen genomförs i en serie steg i direkt till varandra angränsande betongceller med sådan väggtjocklek att acceptabel strålningsnivå erhålles utanför cellväggen.

Inkapslingsanläggningens årskapacitet projekteras för bränsle motsvarande 300 ton uran per år. 200 dagars drifttid per år betyder således 1.5 ton uran per driftsdag. En aluminiumoxidkapsel med de tidigare nämnda måtten beräknas rymma ca 144 BWR-bränslestavar resp 174 PWR-bränslestavar, vilket betyder att per driftsdag skall 4-5 aluminiumoxidkapslar förslutas.

B1.5.2 Reducering av bränslestavarnas längd

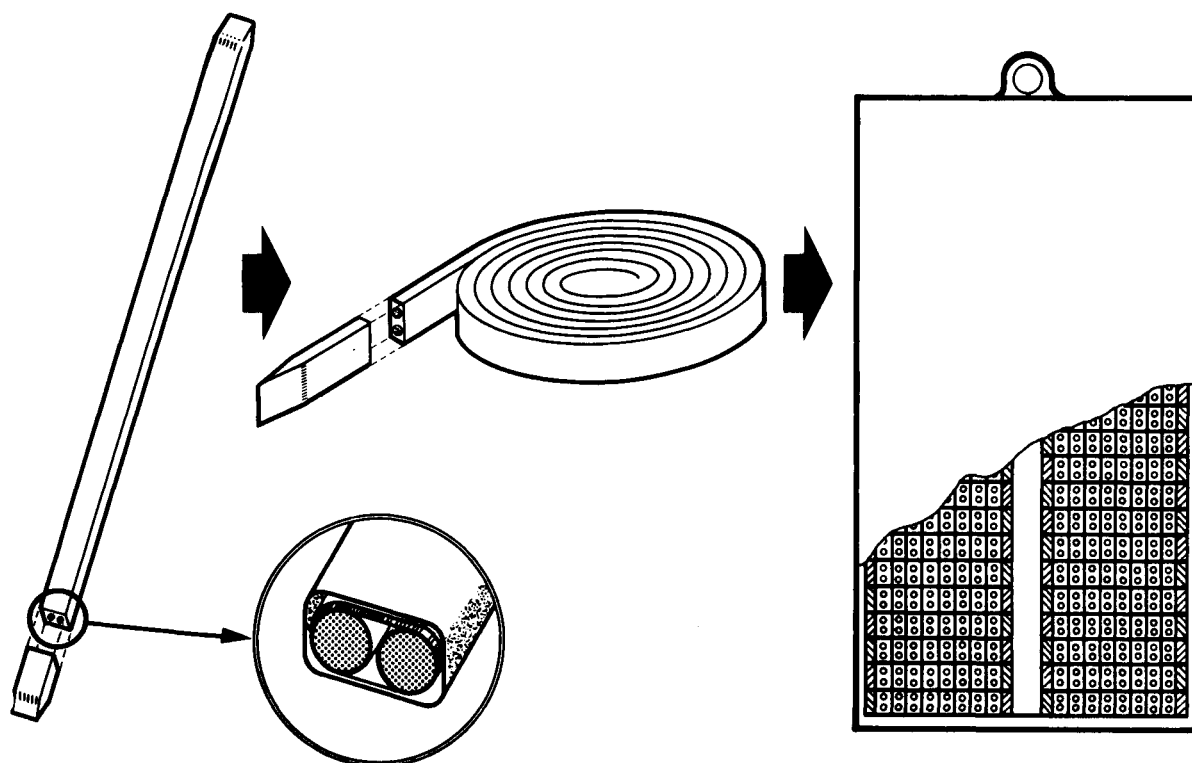
Denna process utgörs av följande delsteg (se fig B1-7):

- demontering av bränsleknippen.
- inkapsling av bränslestavar parvis i plåtpaket.
- upprullning av plåtpaketet med bränslestavparet till en rulle,
- packning av hoprullade plåtpaket i en rostfri stålcyllinder.

Demontering av bränsleknippena, avsnitt 2.3, utförs på samma sätt som vid idag använd hanteringsteknik i kärnkraftverken.

Bränslestavarna placeras parvis i en behållare av rostfri plåt med 1 mm väggtjocklek, öppen upptill och i botten försedd med dräneringshål. I varje behållare finns dessutom en 1 mm tjock skena av fjäderstål, svetshäftad till behållarens ena vägg. Hela plåtbehållaren förs in i den första cellen under vatten, varefter den lyftes upp, dräneras och torkas. Plåtbehållaren evakueras till vacuum och förslutes. Plåtpaketet heliumläckprovas. Därefter följer längdreduceringssteget.

Bränslestavarnas längd reduceras genom att plåtpaketet, med stålskenan som skydd utåt, rullas på ett centrumrör med diametern 100 mm till en plan rulle med en ytterdiameter på högst 300 mm. Därvid kommer under de första varvens hårda rullning, bränslestavarnas zirkaloy-kapsling att splittras och bränslekutsarna att pressas sönder i större och mindre fragment. Frigjord fissionsgas kommer att fylla plåtpaketet till högst ca 0.2 MPa. Plåtpaketet



Figur B1-7. Bränslestavarna inkapslas parvis i plåtpaket, som rullas ihop. De hoprullade plåtpaketerna packas i en cylinder av rostfritt stål.

förblir intakt bl a på grund av skyddsverkan av stålskenan, som förhindrar att skarpa delar av bränslematerialet penetrerar plåthöljet.

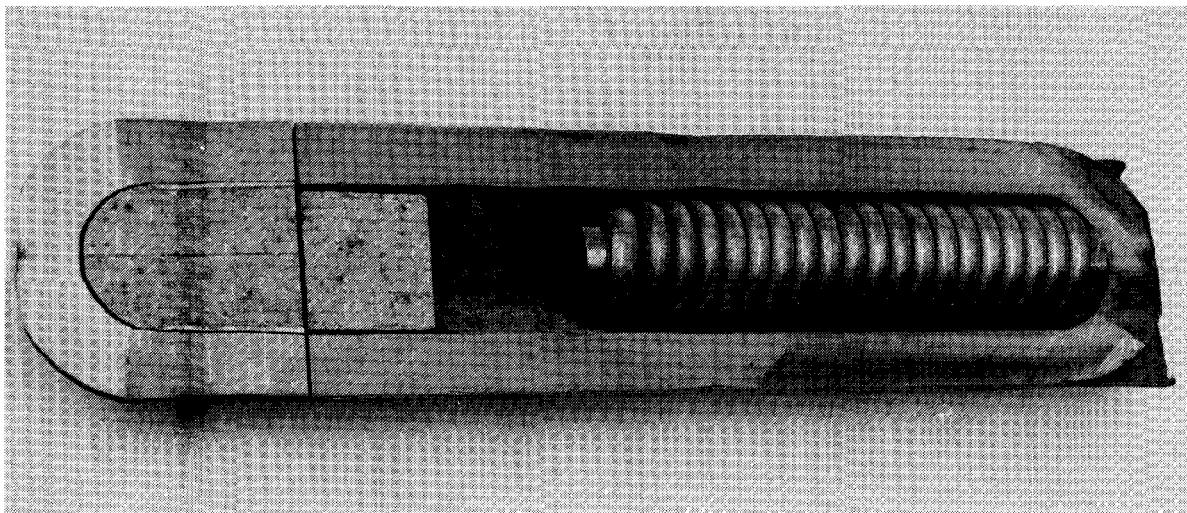
De rullade plåtpaketerna packas successivt ned i en rostfri stålcylin- der med 5 mm vägg tjocklek och dimensionen 300 x 2 000 mm. To- talt ryms 72 resp 87 plåtpaket, vilket innebär ca 400 kg resp 300 kg uran. Efter evakuering förslutes stålcylin dern och täthets- kontrolleras. Därefter placeras stålcylin dern i den förtillverka- de aluminiumoxidbehållaren.

Metoden att reducera längden för använda kärnbränslestavar genom spiraliser- ing har utprovats inom ASEA-ATOM. Provböckningar har utförts med både normala och försprödade, obestrålade bränsle- stavattrapper samt med bränslestavar, som i Oskarshamnsverket bestrålats till 23 MWd/kg U /B1-5/.

Den minsta krökningsradien och därmed den största påkänningen i materialet, fås i det innersta varvet. Det är därför tillräckligt att visa att stavar kan rullas över en cylinder med diametern 100 mm. Inga negativa effekter har efter sådan hoprullning kunnat konstateras. I fig B1-8 ses en spiral av en plåtbehållare med en bränslestav med naturligt uran och normal kapsling.

Angående behovet av en längdreducering av bränslestavarna kan följande konstateras:

I projektets inledningsskede ansågs det ur geologisk synpunkt



Figur B1-8. Förslutningsprocessen har provats i 1/3-skala. Bilden visar en hopfugad behållare, som sågats upp. I behållaren ligger en attrapp av en bränslestav, som böjts i spiral.

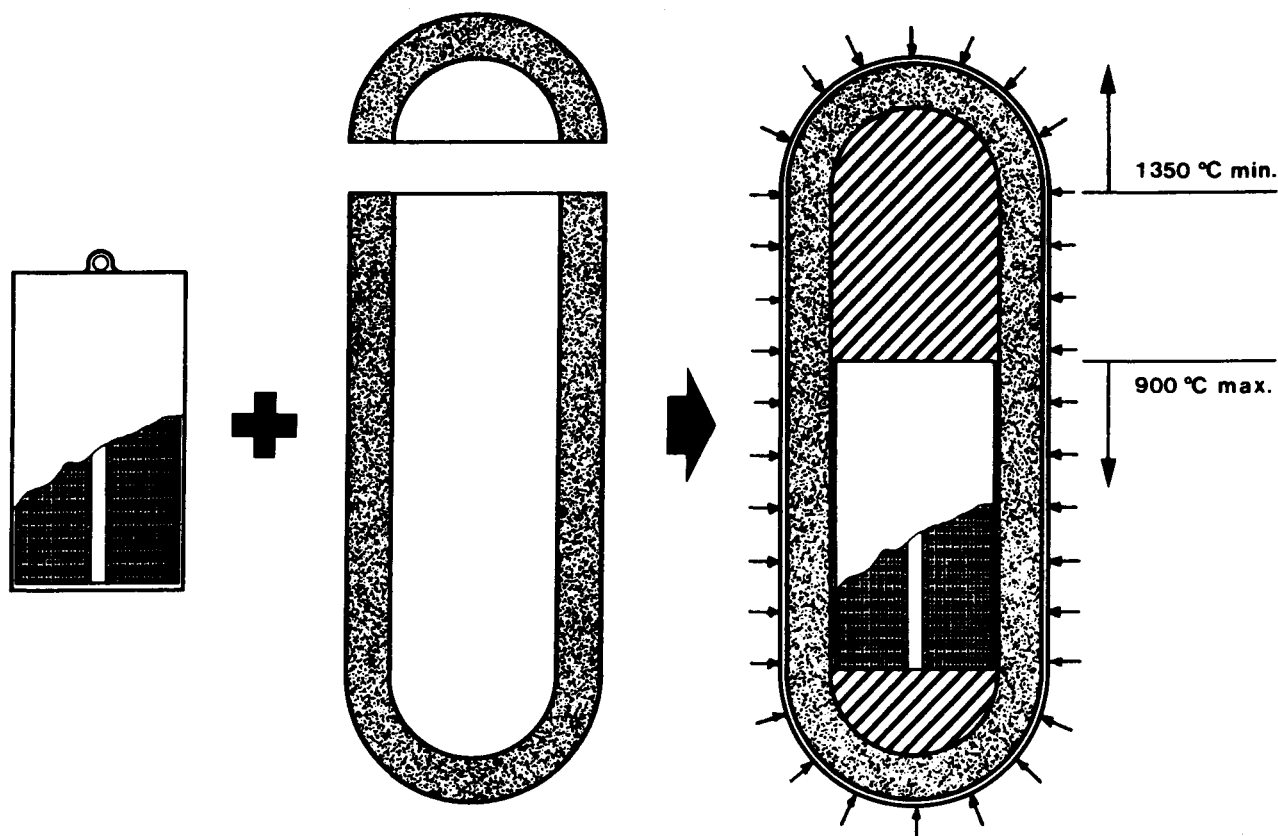
olämpligt att inkapsla bränslestavar av full längd i aluminiumoxidkapslar. Förmodade urbergsrörelser skulle kunna ge upphov till oacceptabla spänningar i en så lång (ca 5 m) aluminiumoxidkapsel. Ökad kunskap om urbergsrörelser samt lämplig utformning av deponeringsförfarandet har medfört att kravet att reducera bränslestavarnas längd, har minskat i betydelse. Det har dock befunnits lämpligt att fortsätta utvecklingsarbetet med en inkapslingsprocess som möjliggör inkapsling av använda bränslestavar i ca 3 m långa aluminiumoxidkapslar. Detta medför nämligen att QUINTUSpressar av nödvändig storlek finns tillgängliga redan idag. Ingenting i processen anses dock hindra framställning av aluminiumoxidkapslar med en storlek tillräcklig för inkapsling av bränslestavar av full längd.

B1.5.3 Förslutning av kapsel

Varm isostatisk pressning används även för att sammanfoga behållare och lock av aluminiumoxid. Vid denna hopfugning, försvinner fogen mellan behållare och lock så att en helt fogfri kapsel uppstår. Förfarandet ses principiellt i fig B1-9.

Stålcylindern med de rullade bränslestavarna förs ned i den förtillverkade aluminiumoxidbehållaren (innerdimension 300 x 2 800 mm). Den plana ändytan på behållaren, liksom den på aluminiumoxidlocket, har dessförinnan bearbetats till noggrann planhet. Den idag använda metoden för planbearbetning, planslipning med diamantverktyg, möjliggör en planhet inom $\pm 25 \mu\text{m}$ vilket har visat sig vara fullt tillräckligt. Dessutom krävs noggrann rengöring av fogytorna för att undvika inneslutningar av främmande material i fogstället.

Ovanpå stålcylindern fylls aluminiumoxidbehållaren med en ca 300 mm tjock värmeisolerande massa av fiberformigt aluminiumsilikat. Denna fyller en funktion som värmeisolator. Därpå placeras ett stödblock, 500 mm tjockt, av magnesiumoxid. Locket påläggs och inpassas noggrant i läge. Behållaren och locket innesluts i ett gastätt hölje av 3 mm tjock plåt, försett med lyftanordningar.



Figur B1-9. Den rostfria cylindern med bränslestavar placeras i behållaren. Locket och behållaren försluts med varm isostatisk pressning så att man får en helt fogfri kapsel.

Plåthöljet evakueras och försluts. Kapseln är därmed klar för den avslutande förslutningsoperationen.

Förslutning sker i en QUINTUS-anläggning, anpassad för radioaktiv miljö och försedd med en specialutvecklad ugn. För sammanfogning av lock och behållare krävs nämligen en temperatur av minst $1\,350^{\circ}\text{C}$ i fogstället. Denna höga temperatur kombineras med ett yttre övertryck av ca 70 MPa, vilket i fogytan resulterar i ett tryck av ca 100 MPa. Samtidigt är det dock önskvärt att hålla stålcyklern med kärnbränsle under 900°C . Den specialutvecklade ugnen möjliggör att motsvarande temperaturgradient kan åstadkommas i kapseln.

De delar av kapseln som ej uppvärms över ca $1\,000^{\circ}\text{C}$ kan med god marginal motstå det yttre övertrycket. I de delar av kapseln som har högst temperatur, dvs i fogens närhet, erhålles däremot en krypdeformation till följd av spänningar beroende på det yttre övertrycket och termiska spänningar. I dessa delar kvarstår även efter avslutad pressning vissa egenspänningar i materialet, vars storlek måste begränsas för att förhindra långsam spricktillväxt.

Mycket omfattande teoretiska beräkningar har utförts för att:

- bestämma optimala pressningsparametrar för förslutningsoperationen samt därav
- beräkna uppkommande spänningsfördelningar såväl under uppvärmnings- som avsvältningsförlopp och dessutom

- beräkna kvarstående maximala egenströmmingar efter förslutningsoperationen.

Av avgörande betydelse för kapselns kvalitet är främst avsvallningsförloppets utseende. Kapselns temperatur måste sjunka långsamt efter dekompression så att inbyggda spänningar kan relaxera.

Förslutningsprocessen har utprovats i liten och 1/3-skala. I fig B1-8 ses en hopfogad behållare som sågats upp axiellt. Böjbrottstest på material taget från fogområdet visar att fogen kan få lika god hållfasthet som grundmaterialet (se vidare avsnitt 7.1).

En gradientugn för förslutning av kapslar i fullstor skala är under framtagning vid ASEAs verkstäder i Robertsfors. Förslutning av fullstora kapslar planeras bli demonstrerad under första halvåret -78.

Efter hopfogningen kontrolleras fogen med ultraljud. Hittills utförda skarvningsförsök i 1/3-skala har visat att helt godkända fogar kan erhållas.

Godkända kapslar transporteras från inkapslingsstationen till slutförvaret för deponering alternativt till en mellanlagringsanläggning för fortsatt avklingning. Om en ofullbordad hopfogning skulle erhållas kan kapseln genomgå en förnyad hopfogningsprocess utan att kapslingen brytes upp. Alternativt kan kapslar med allvarigare defekter sågas upp med diamantverktyg. Stålcylindern kan därefter, fortfarande helt intakt, placeras i en ny aluminiumoxidbehållare som förslutes genom hopfogning enligt ovan.

B1.5.4 Säkerhet och miljö

En omfattande analys av den radiologiska säkerheten vid inkapsling av använt kärnbränsle har liksom för kopparkapseln utförts även för aluminiumoxidkapseln /B1-4/.

Såväl aktivitetsutsläpp till ventilationssystem som dosbelastning på anläggningens personal och yttre miljö har beräknats för årliga normalutsläpp och vid tänkbara olyckstillbud.

Samtliga beräknade data för aktivitetsutsläpp och dosbelastning är mycket små. Så t ex är den globala dosinteckningen från aktivitetsutsläpp till yttre miljön ca 10^{-3} manrem/år. Skillnaden i dosinteckning mellan de två inkapslingsförfarandena kan i stort sett betraktas som försumbar.

Användning av QUINTUS-pressen i aktiv miljö med helt fjärrmanövrerad teknik förutses inte medföra några nämnvärda tekniska komplikationer.

B1.6 **DEPONERING**

Aluminiumoxidkapslarna avses deponeras i vertikala hål i botten på horisontella tunnlar på liknande sätt som anvisats för bly/ti-tankapseln för förglasat avfall och för kopparkapseln. I botten av hålet placeras en bädd av 90% kvarts och 10% bentonit som i fuktigt tillstånd packas och ges en efter kapselns botten avpassad fördjupning. Kapseln ställes i denna varefter plastisk lera

innehållande bentonit och med relativt hög fukthalt fylles kring och över kapseln. Hålet täcks temporärt till dess alla hål i en tunnel är fyllda och tunneln fylles igen.

Bäddmaterialets egenskaper är sådana att eventuella bergrörelser ej ger spänningar i kapseln som kan påverka livslängden.

B1.7 KAPSELMATERIAL OCH KORROSION

B1.7.1 Egenskaper hos den varmisostatiskt pressade aluminiumoxiden

Aluminiumoxidmaterialets kemiska sammansättning anges i tabell B1-2. Tabellen gäller för aluminiumoxiden i pulverform, men är representativ även för det varmisostatiskt pressade materialet.

Materialet pressas till praktiskt taget full täthet. Densiteten 3.97 ton/m^3 , vilket motsvarar över 99.5% av teoretisk densitet är representativ för hittills producerat material.

Aluminiumoxiden är nästan lika hård som diamant. En mikrohårdhet om $2\ 100 H_v$ har uppmätts. Snabbstål har normalt en hårdhet på $750-800 H_v$.

Såväl böjhållfasthet som kryphållfasthet har uppmätts vid rumstemperatur och vid förhöjda temperaturer. Böjhållfastheten ligger på $450-500 \text{ MN/m}^2$ vid rumstemperatur, vilket motsvarar hållfastheten för olegerade stål.

Provstavar har tagits ur såväl speciella materialkaraktiseringskroppar som 1/3-behållare. Värdena gäller för material som framställts med de idag bästa pressningsparametrarna. Provstavar tagna från fogområdet visar en böjhållfasthet lika hög som grundmaterialets.

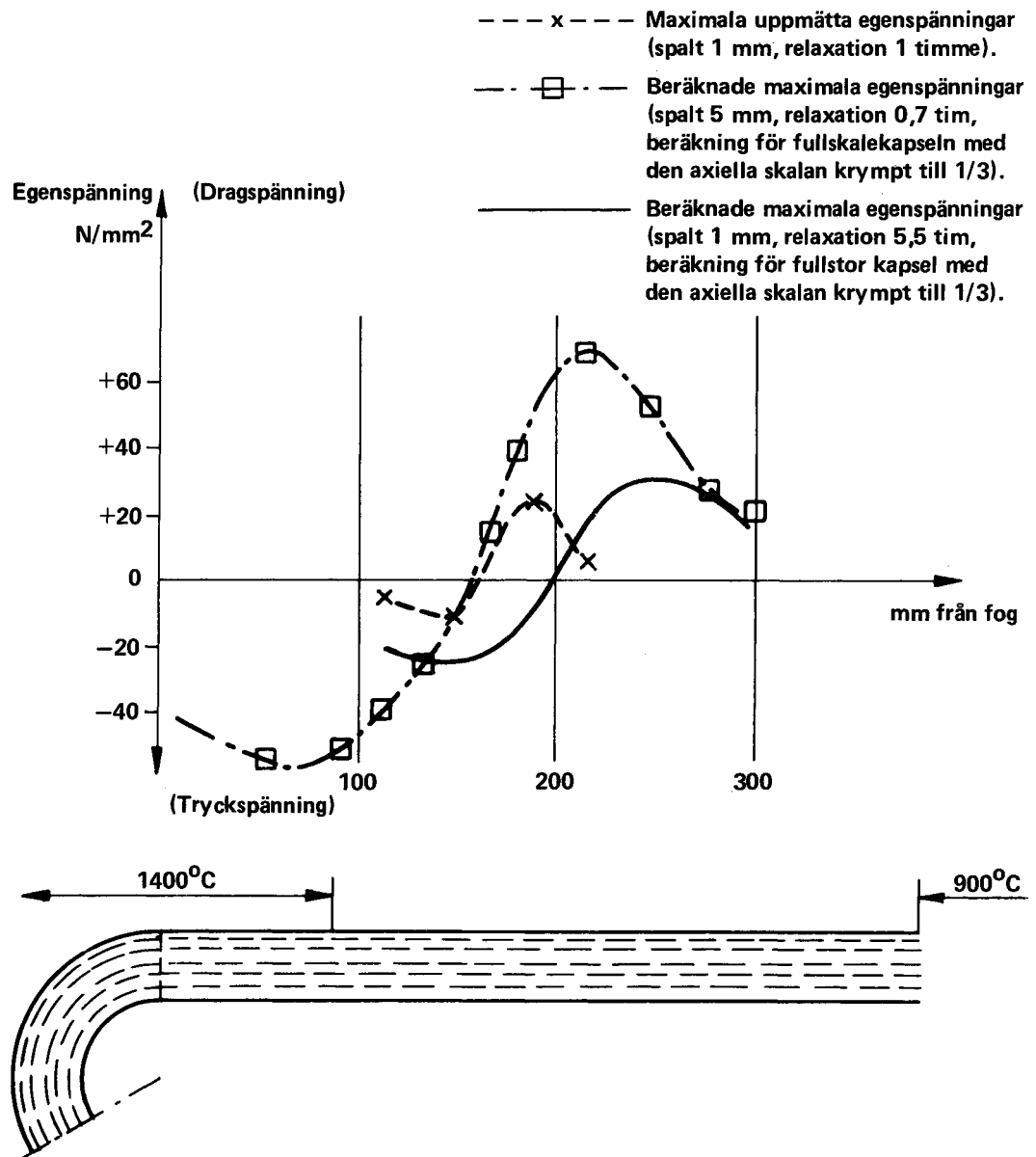
Kryphållfastheten har undersökts vid Stal Lavals laboratorium i Finspång. Sammanlagt 25 prover har uppmätts vid temperaturer mellan $1\ 000$ och $1\ 350^\circ\text{C}$. Uppmätta data har legat till grund för krypdeformationsberäkningarna, nämnda i avsnitt 5.3.

Materialets värmeledningsförmåga har bestämts från rumstemperatur upp till $1\ 400^\circ\text{C}$. Värmeledningstalet faller från ca $38 \text{ W/m}^\circ\text{C}$ vid rumstemperatur till ca $7 \text{ W/m}^\circ\text{C}$ vid $1\ 500^\circ\text{C}$. Rostfritt stål har vid rumstemperatur värmeledningstalet $16 \text{ W/m}^\circ\text{C}$.

En metod för att bestämma kvarstående dragspänningar i aluminiumoxidbehållarens ytteryta har utvecklats. I fig B1-10 ses uppmätta kvarstående egenspanningar som funktion av avståndet från fogen för en behållare i 1/3-skala. Det kan ses att maximal dragspänning understiger 25 MN/m^2 och att motsvarande beräkning för detta fall ger ett konservativt resultat. Beräkning baserad på längre relaxationstid efter hopfogningen ger även den betryggande låga värden.

B1.7.2 Kapselns egenskaper i aktuell deponeringsmiljö

Efter deponering utgör aluminiumoxidkapseln en av flera barriärer mot spridning av radioaktivt material till biosfären. Det är där-



Figur B1-10. Egenspänningar i aluminiumoxiden på kapselns ytteryta efter förslutning av en kapsel i 1/3-skala. Mätningarna utförda på övre halvan av kapseln i figur B1-8.

för väsentligt att kunna förutsäga aluminiumoxidmaterialiets egenskaper under de betingelser som deponeringsmiljön skapar.

Deponeringen medför att aluminiumoxidkapseln kommer att utsättas för påverkan av det omgivande grundvattnet. Eftersom aluminium befinner sig i sitt högsta oxidationstillstånd och oxiden är mycket svårreducerad kommer några redoxreaktioner inte att ske i vattenmiljön. Aluminiumoxiden kommer dock att hydratiseras på ytor i kontakt med vatten. Reaktionen med vatten är utomordentligt långsam vid för slutförvaringen aktuella temperatur- och pH-värden.

I grundvattnet, som innehåller lösta ämnen, t ex kvarts, blir lösligheten ännu lägre än i rent vatten pga bildning av svårlösliga föreningar av aluminiumsilikattyp. Studier visar att föreningar av samma typ som de lermineral som ingår i bädden kommer att bildas /B1-3/.

Experiment pågår såväl i Sverige som utomlands för att verifiera beständigheten för det genom varm isostatisk pressning framställda aluminiumoxidmaterialen. Påverkan bestäms i aktuella typer av grundvatten. För att få mätbara effekter utförs experimenten vid gentemot de verkliga förhållandena för höjd temperatur, 100–350°C. En påväxning på snarare än en avverkning av ytan har erhållits vid provning i aktuellt grundvatten.

Från hittills utförda experiment och geologiska bedömningar har den slutsatsen dragits, att en kapsel av aluminiumoxid med 100 mm tjock vägg kan motstå grundvattnets påverkan i minst en miljon år. Avverkningen eller påväxningen blir jämnt fördelad över kapselytan /B1-6/.

Den enda mekanism som kan leda till lokal korrosion hos aluminiumoxid i vattenhaltig miljö är en form av långsam spricktillväxt, som kan leda till s k fördröjt brott.

För att ett sådant brott skall kunna inträffa i aluminiumoxidkapseln efter deponeringen krävs såväl en defekt med tillräcklig anvisningsverkan i för vatten exponerade ytor som en dragspänning över en viss storlek. Denna dragspänning kan vara dels en från tillverkningen kvarstående spänning, dels en av berg rörelser i kapseln orsakad spänning. Utifrån brottmekanisk teori kan med kunskap om maximal defekt på aluminiumoxidkapselns ytor och kvarstående dragspänningar i dessa ytor vid deponeringstillfället förutsägas kapselns minsta livslängd i slutförvaret med hänsyn till fördröjt brott.

Såväl beräkningar som mätningar av maximala kvarstående dragspänningar visar, att dessa med lämpligt utformade pressningsparametrar kan hållas på tillräckligt låg nivå. Spänningar, orsakade av eventuella rörelser i berggrunden, kan genom den föreslagna deponeringstekniken, endast ge ett litet tillskott till denna spänningsnivå. Det bedöms vidare vara möjligt att uppnå en sådan tillverkningskvalitet att risken för fördröjt brott inte kommer att vara bestämmande för kapselns livslängd.

B1.8 FORTSATT UTVECKLINGSARBETE

Föreliggande redovisning utgör en lägesrapport från ett utvecklingsarbete som har pågått cirka 2 år. Hittills erhållna resultat visar att inkapsling och deponering av använt kärnbränsle i aluminiumoxidkapslar på stort djup i svenskt urberg uppfyller högt ställda krav på miljö och säkerhet. Delar av utvecklingsarbetet återstår givetvis ännu, innan en ekonomiskt optimal process kan demonstreras praktiskt.

För det fortsatta utvecklingsarbetet har följande plan skisserats.

Etapp 1 1978

Under året avses utvecklingsarbetet fortsätta med följande målsättning:

- vidareutveckla tillverkningsprocessen för fullstora aluminiumoxidkapslar.

- genomföra ett systematiskt materialkarakteriseringsprogram på material från fullstora kapslar.
- demonstrera förslutningsprocessen.
- fortsätta utvärderingen av redan påbörjade korrosionstester.

Väsentligast ur säkerhetssynpunkt är att ytterligare analysera de fenomen som bestämmer påverkan på aluminiumoxidkapseln i aktuell deponeringsmiljö.

Etapp 2 1979-1980

Utvecklingsarbetet under dessa år kan inriktas på att säkerställa en tillverkningsprocess i vilken tillfredsställande kapselkvalitet erhålles. Såväl tillverkningsparametrar som utrustningar optimeras främst tekniskt men även ekonomiskt.

Korrosionsprov fortsättes.

Konstruktions- och säkerhetsstudier utföres på inkapslingsstationen.

Etapp 3 1980-

Arbetet under denna etapp förutses ske enligt en plan som uppgöres senare med hänsyn dels till tidigare uppnådda resultat och dels till gällande inriktning för avfallsfrågornas behandling i stort.

REFERENSER

- B1-1 HARKER, ALFRED
Metamorphism. A Study of the Transformations of Rock-
Masses, p 63.
Methuen & Co Ltd, London, 1932.
- B1-2 KORROSIONSINSTITUTET OCH DESS REFERENSGRUPP
Bedömning av korrosionsbeständigheten hos material avsedda
för kapsling av kärnbränsleavfall. Lägesrapport 1977-09-27
samt kompletterande yttranden, bilaga 11.
KBS Teknisk rapport nr 31.
- B1-3 HESS, P C
Amer. J. Sci. 264 (4), p 300, 302-323 (1966).
- B1-4 CARLESON, GÖRAN
Säkerhetsanalys av inkapslingsprocesser.
AB Atomenergi 1978-01-27
KBS Teknisk rapport 65
- B1-5 OLSSON, T
Metod att bocka bestrålade bränslestavar.
ASEA-ATOM 1978-03-29
KBS Teknisk rapport 102
- B1-6 FYFE, W S
University of Western Ontario,
brev 78-04-11
- B1-7 INGRI, N och ÖHMAN, L-O
Bestämning av korrosionshastigheten för Al_2O_3 i natrium-
vätekarbonatbuffrat, klorhaltigt vatten vid $80^{\circ}C$ och pH 8,5.
Inst för oorganisk kemi, Umeå Universitet, aug 1978
(Opublicerad)

BILAGA 2 FÖRTECKNING ÖVER KBS TEKNISKA RAPPORTER

- 01 Källstyrkor i utbränt bränsle och högaktivt avfall från en PWR beräknade med ORIGEN
Nils Kjellbert
AB Atomenergi 77-04-05
- 02 PM angående värmeledningstal hos jordmaterial
Sven Knutsson
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-04-15
- 03 Deponering av högaktivt avfall i borrhål med buffertsubstans
Arvid Jacobsson
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-05-27
- 04 Deponering av högaktivt avfall i tunnlar med buffertsubstans
Arvid Jacobsson
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-06-01
- 05 Orienterande temperaturberäkningar för slutförvaring i berg av radioaktivt avfall, Rapport 1
Roland Blomquist
AB Atomenergi 77-03-17
- 06 Groundwater movements around a repository, Phase 1, State of the art and detailed study plan
Ulf Lindblom
Hagconsult AB 77-02-28
- 07 Resteffektstudier för KBS
Del 1 Litteraturgenomgång
Del 2 Beräkningar
Kim Ekberg
Nils Kjellbert
Göran Olsson
AB Atomenergi 77-04-19
- 08 Utlakning av franskt, engelskt och kanadensiskt glas med högaktivt avfall
Göran Blomqvist
AB Atomenergi 77-05-02

- 09 Diffusion of soluble materials in a fluid filling a porous medium
Hans Häggblom
AB Atomenergi 77-03-24
- 10 Translation and development of the BNWL-Geosphere Model
Bertil Grundfelt
Kemakta Konsult AB 77-02-05
- 11 Utredning rörande titans lämplighet som korrosionshärdig kapsling för kärnbränsleavfall
Sture Henriksson
Kjell Pettersson
AB Atomenergi 77-08-24
- 12 Bedömning av egenskaper och funktion hos betong i samband med slutlig förvaring av kärnbränsleavfall i berg
Sven G Bergström
Göran Fagerlund
Lars Rombén
Cement- och Betonginstitutet 77-06-22
- 13 Urlakning av använt kärnbränsle (bestrålad uranoxid) vid direktdeponering
Ragnar Gelin
AB Atomenergi 77-06-08
- 14 Influence of cementation on the deformation properties of bentonite/quartz buffer substance
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 77-06-20
- 15 Orienterande temperaturberäkningar för slutförvaring i berg av radioaktivt avfall
Rapport 2
Roland Blomquist
AB Atomenergi 77-05-17
- 16 Översikt av utländska riskanalyser samt planer och projekt rörande slutförvaring
Åke Hultgren
AB Atomenergi augusti 1977
- 17 The gravity field in Fennoscandia and postglacial crustal movements
Arne Bjerhammar
Stockholm augusti 1977
- 18 Rörelser och instabilitet i den svenska berggrunden
Nils-Axel Mörner
Stockholms Universitet augusti 1977
- 19 Studier av neotektonisk aktivitet i mellersta och norra Sverige, flygbildsgenomgång och geofysisk tolkning av recenta förkastningar
Roberg Lagerbäck
Herbert Henkel
Sveriges Geologiska Undersökning september 1977

- 20 Tektonisk analys av södra Sverige, Vättern - Norra Skåne
Kennert Röshoff
Erik Lagerlund
Lunds Universitet och Högskolan i Luleå september 1977
- 21 Earthquakes of Sweden 1891 - 1957, 1963 - 1972
Ota Kulhánek
Rutger Wahlström
Uppsala Universitet september 1977
- 22 The influence of rock movement on the stress/strain situation in tunnels or bore holes with radioactive canisters embedded in a bentonite/quartz buffer mass
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1977-08-22
- 23 Water uptake in a bentonite buffer mass
A model study
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1977-08-22
- 24 Beräkning av utlakning av vissa fissionsprodukter och aktinider från en cylinder av franskt glas
Göran Blomqvist
AB Atomenergi 1977-07-27
- 25 Blekinge kustgnejs, geologi och hydrogeologi
Ingemar Larsson KTH
Tom Lundgren SGU
Ulf Wiklander SGU
Stockholm augusti 1977
- 26 Bedömning av risken för fördröjt brott i titan
Kjell Pettersson
AB Atomenergi 1977-08-25
- 27 A short review of the formation, stability and cementing properties of natural zeolites
Arvid Jacobsson
Högskolan i Luleå 1977-10-03
- 28 Värmeledningsförsök på buffertsubstans av bentonit/pitesilt
Sven Knutsson
Högskolan i Luleå 1977-09-20
- 29 Deformationer i sprickigt berg
Ove Stephansson
Högskolan i Luleå 1977-09-28
- 30 Retardation of escaping nuclides from a final depository
Ivars Neretnieks
Kungliga Tekniska Högskolan Stockholm 1977-09-14
- 31 Bedömning av korrosionsbeständigheten hos material avsedda för kapsling av kärnbränsleavfall. Lägesrapport 1977-09-27 samt kompletterande yttranden
Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp

- 32 Egenskaper hos bentonitbaserat buffertmaterial
Arvid Jacobsson
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-06-10
- 33 Required physical and mechanical properties of buffer masses
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1977-10-19
- 34 Tillverkning av bly-titankapsel
Folke Sandelin AB
VBB
ASEA-Kabel
Institutet för metallforskning
Stockholm november 1977
- 35 Project for the handling and storage of vitrified high-level waste
Saint Gobain Techniques Nouvelles, October 1977
- 36 Sammansättning av grundvatten på större djup i granitisk berggrund
Jan Rennerfelt
Orrje & Co, Stockholm 1977-11-07
- 37 Hantering av buffertmaterial av bentonit och kvarts
Hans Fagerström, VBB
Björn Lundahl, Stabilator
Stockholm oktober 1977
- 38 Utformning av bergrumsanläggningar
Alf Engelbrektson, VBB
Arne Finné, KBS
Stockholm december 1977
- 39 Konstruktionsstudier, direktdeponering
Bengt Lönnerberg
ASEA-ATOM Västerås september 1978
- 40 Ekologisk transport och stråldoser från grundvattenburna radioaktiva ämnen
Ronny Bergman
Ulla Bergström
Sverker Evans
AB Atomenergi 1977-12-20
- 41 Säkerhet och strålskydd inom kärnkraftområdet.
Lagar, normer och bedömningsgrunder
Christina Gyllander
Siegfried F Johnson
Stig Rolandson
AB Atomenergi och ASEA-ATOM 1977-10-13

- 42 Säkerhet vid hantering, lagring och transport av använt kärnbränsle och förglasat högaktivt avfall
Ann-Margret Ericsson
Kemakta Konsult AB november 1977
- 43 Transport av radioaktiva ämnen med grundvatten från ett bergförvar
Bertil Grundfelt
Kemakta Konsult AB 1977-12-13
- 44 Beständighet hos borsilikatglas
Tibor Lakatos
Glasforskningsinstitutet, Växjö december 1977
- 45 Beräkning av temperaturer i ett envånings slutförvar i berg för förglasat radioaktivt avfall. Rapport 3
Roland Blomquist
AB Atomenergi 1977-10-19
- 46 Temperaturberäkningar för slutförvar för använt bränsle
Taivo Tarandi
Vattenbyggnadsbyrån Stockholm juni 1978
- 47 Investigations of groundwater flow in rock around repositories for nuclear waste
John Stokes
Roger Thunvik
Inst för Kulturteknik KTH maj 1978
- 48 The mechanical properties of the rocks in Stripa, Kråkemåla, Finnsjön and Blekinge
Graham Swan
Högskolan i Luleå 1977-09-14
- 49 Bergspänningsmätningar i Stripa gruva
Hans Carlsson
Högskolan i Luleå 1977-08-29
- 50 Lakningsförsök med högaktivt franskt glas i Studsvik
Göran Blomqvist
AB Atomenergi november 1977
- 51 Seismotectonic risk modelling for nuclear waste disposal in the Swedish bedrock
F Ringdal
H Gjöystdal
E S Husebye
Royal Norwegian Council for scientific and industrial research oktober 1977
- 52 Calculations of nuclide migration in rock and porous media, penetrated by water
H Häggblom
AB Atomenergi 1977-09-14
- 53 Mätning av diffusionshastighet för silver i lera-sandblandning
Bert Allard
Heino Kipatsi
Chalmers tekniska högskola 1977-10-15

- 54 Groundwater movements around a repository
- 54:01 Geological and geotechnical conditions
Håkan Stille
Anthony Burgess
Ulf E Lindblom
Hagconsult AB september 1977
- 54:02 Thermal analyses
Part 1 Conduction heat transfer
Part 2 Advective heat transfer
Joe L Ratigan
Hagconsult AB september 1977
- 54:03 Regional groundwater flow analyses
Part 1 Initial conditions
Part 2 Long term residual conditions
Anthony Burgess
Hagconsult AB oktober 1977
- 54:04 Rock mechanics analyses
Joe L Ratigan
Hagconsult AB september 1977
- 54:05 Repository domain groundwater flow analyses
Part 1 Permeability perturbations
Part 2 Inflow to repository
Part 3 Thermally induced flow
Joe L Ratigan
Anthony S Burgess
Edward L Skiba
Robin Charlwood
Hagconsult AB september 1977
- 54:06 Final report
Ulf Lindblom et al
Hagconsult AB oktober 1977
- 55 Sorption av långlivade radionuklider i lera och berg, Del 1
Bert Allard
Heino Kipatsi
Jan Rydberg
Chalmers tekniska högskola 1977-10-10
- 56 Radiolys av utfyllnadsmaterial
Bert Allard
Heino Kipatsi
Jan Rydberg
Chalmers tekniska högskola 1977-10-15
- 57 Stråldoser vid haveri under sjötransport av kärnbränsle
Anders Appelgren
Ulla Bergström
Lennart Devell
AB Atomenergi 1978-01-09
- 58 Strålrisker och högsta tillåtliga stråldoser för människan
Gunnar Walinder
FOA 4 november 1977

- 59 Tectonic Lineaments in the Baltic from Gävle to Simrishamn
Tom Flodén
Stockholms Universitet 1977-12-15
- 60 Förarbeten för platsval, berggrundsundersökningar
Sören Scherman

Berggrundvattenförhållanden i Finnsjöområdets
nordöstra del
Carl-Erik Klockars
Ove Persson
Sveriges Geologiska Undersökning januari 1978
- 61 Permeabilitetsbestämningar
Anders Hult
Gunnar Gidlund
Ulf Thoregren

Geofysisk borrhålsmätning
Kurt-Åke Magnusson
Oscar Duran
Sveriges Geologiska Undersökning januari 1978
- 62 Analyser och åldersbestämningar av grundvatten på stora djup
Gunnar Gidlund
Sveriges Geologiska Undersökning 1978-02-14
- 63 Geologisk och hydrogeologisk grunddokumentation av Stripa
försöksstation
Andrei Olkiewicz
Kenth Hansson
Karl-Erik Almén
Gunnar Gidlund
Sveriges Geologiska Undersökning februari 1978
- 64 Spänningsmätningar i skandinavisk berggrund - förutsättningar
resultat och tolkning
Sten G A Bergman
Stockholm november 1977
- 65 Säkerhetsanalys av inkapslingsprocesser
Göran Carleson
AB Atomenergi 1978-01-27
- 66 Några synpunkter på mekanisk säkerhet hos kapsel för kärn-
bränsleavfall
Fred Nilsson
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm februari 1978
- 67 Mätning av galvanisk korrosion mellan titan och bly samt
mätning av titans korrosionspotential under γ -bestrålning
3 st tekniska PM
Sture Henrikson
Stefan Poturaj
Maths Åsberg
Derek Lewis
AB Atomenergi januari-februari 1978

- 68 Degraderingsmekanismer vid bassänlagring och hantering av utbränt kraftreaktorbränsle
Gunnar Vesterlund
Torsten Olsson
ASEA-ATOM 1978-01-18
- 69 A three-dimensional method for calculating the hydraulic gradient in porous and cracked media
Hans Häggblom
AB Atomenergi 1978-01-26
- 70 Lakning av bestrålat UO_2 -bränsle
Ulla-Britt Eklund
Roland Forsyth
AB Atomenergi 1978-02-24
- 71 Bergspricktätning med bentonit
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1977-11-16
- 72 Värmeledningsförsök på buffertsubstans av kompakterad bentonit
Sven Knutsson
Högskolan i Luleå 1977-11-18
- 73 Self-injection of highly compacted bentonite into rock joints
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-02-25
- 74 Highly compacted Na bentonite as buffer substance
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-02-25
- 75 Small-scale bentonite injection test on rock
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-03-02
- 76 Experimental determination of the stress/strain situation in a sheared tunnel model with canister
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-03-02
- 77 Nuklidvandring från ett bergförvar för utbränt bränsle
Bertil Grundfelt
Kemakta Konsult AB, Stockholm 1978-08-31
- 78 Bedömning av radiolys i grundvatten
Hilbert Christensen
AB Atomenergi 1978-02-17
- 79 Transport of oxidants and radionuclides through a clay barrier
Ivars Neretnieks
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm 1978-02-20

- 80 Utdiffusion av svårlösliga nuklider ur kapsel efter kapselgenombrott
Karin Andersson
Ivars Neretnieks
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm 1978-03-07
- 81 Tillverkning av kopparkapsel för slutförvaring av använt bränsle
Jan Bergström
Lennart Gillander
Kåre Hannerz
Liberth Karlsson
Bengt Lönnerberg
Gunnar Nilsson
Sven Olsson
Stefan Sehlstedt
ASEA, ASEA-ATOM juni 1978
- 82 Hantering och slutförvaring av aktiva metalldelar
Bengt Lönnerberg
Alf Engelbrektson
ASEA-ATOM, VBB, KTH juni 1978
- 83 Hantering av kapslar med använt bränsle i slutförvaret
Alf Engelbrektson
VBB Stockholm april 1978
- 84 Tillverkning och hantering av bentonitblock
VBB
ASEA
ASEA-ATOM
Gränges Mineralprocesser
Juni 1978
- 85 Beräkning av kryphastigheten hos ett blyhölje innehållande en glaskropp under inverkan av tyngdkraften
Anders Samuelsson
- Förändring av krypegenskaperna hos ett blyhölje som följd av en mekanisk skada
Göran Eklund
Institutet för Metallforskning september 1977 - april 1978
- 86 Diffusivitetmätningar av metan och väte i våt lera
Ivars Neretnieks
Christina Skagius
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm 1978-01-09
- 87 Diffusivitetmätningar i våt lera Na-lignosulfonat, Sr^{2+} , Cs^{+}
Ivars Neretnieks
Christina Skagius
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm 1978-03-16
- 88 Ground water chemistry at depth in granites and gneisses
Gunnar Jacks
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm april 1978

- 89 Inverkan av glaciation på en deponeringsanläggning belägen i urberg 500 m under markytan
Roland Pusch
Högskolan i Luleå 1978-03-16
- 90 Koppar som kapslingsmaterial för icke upparbetat kärnbränsleavfall - bedömning ur korrosionssynpunkt
Lägesrapport 1978-03-31
Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp
- 91 Korttidsvariationer i grundvattnets trycknivå
Lars Y Nilsson
Kungliga Tekniska Högskolan Stockholm september 1977
- 92 Termisk utvidgning hos granitoida bergarter
Ove Stephansson
Högskolan i Luleå april 1978
- 93 Preliminary corrosion studies of glass ceramic code 9617 and a sealing frit for nuclear waste canisters
I D Sundquist
Corning Glass Works 78-03-14
- 94 Avfallsströmmar i upparbetningsprocessen
Birgitta Andersson
Ann-Margret Ericsson
Kemakta Konsult AB mars 1978
- 95 Separering av C-14 vid upparbetningsprocessen
Sven Brandberg
Ann-Margret Ericsson
Kemakta Konsult AB mars 1978
- 96 Korrosionsprovning av olegerat titan i simulerade deponeringsmiljöer för upparbetat kärnbränsleavfall
Sture Henrikson
Marian de Pourbaix
ABB Atomenergi 1978-04-24
- 97 Colloid chemical aspects of the "confined bentonite concept"
Jean C Le Bell
Ytkemiska Institutet 1978-03-07
- 98 Sorption av långlivade radionuklider i lera och berg Del 2
Bert Allard
Heino Kipatsi
Börje Torstenfelt
Chalmers Tekniska Högskola 1978-04-20
- 99 Lakning av högaktivt franskt glas
Lägesrapport 1978-06-01
Göran Blomqvist
AB Atomenergi 1978-06-19

- 100 Dos och dosinteckning från grundvattenburna radioaktiva ämnen vid slutförvaring av använt kärnbränsle
Ronny Bergman
Ulla Bergström
Sverker Evans
Studsvik Energiteknik AB 1978-10-06
- 101 Utläckning av Ni-59 från ett bergförvar
Ivars Neretnieks
Karin Andersson
Lennart Henstam
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm 1978-04-24
- 102 Metod att bocka bestrålade bränslestavar
Torsten Olsson
ASEA-ATOM 1978-03-29
- 103 Some aspects on colloids as a means for transporting radio nuclides
Ivars Neretnieks
Kungl Tekniska Högskolan Stockholm 1978-08-08
- 104 Finit elementanalys av bentonitfyllt bergförvar
Ove Stephansson
Kenneth Mäki
Tommy Groth
Per Johansson
Högskolan i Luleå juli 1978
- 105 Neutroninducerad aktivitet i bränsleelementdetaljer
Nils Kjellbert
AB Atomenergi 1978-03-30
- 106 Strålningsnivå och till vatten deponerad strålningsenergi utanför kapslar i slutförvaret
Klas Lundgren
ASEA-ATOM 1978-05-29
- 107 Blyinfodrad titankapsel för upparbetat och glasat kärnbränsleavfall - Bedömning ur korrosionssynpunkt
Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp. Slutrapport
1978-05-25
- 108 Criticality in a spent fuel repository in wet crystalline rock
Peter Behrenz
Kåre Hammerz
ASEA-ATOM 1978-05-30
- 109 Lakningsbar spaltaktivitet
Lennart Devell
Rolf Hesböl
Studsvik Energiteknik AB oktober 1978

- 110 In situ experiments on nuclide migration in fractured crystalline rocks
Ove Landström
Carl-Erik Klockars
Karl-Erik Holmberg
Stefan Westerberg
Studsvik Energiteknik and
The Geological Survey of Sweden juli 1978
- 111 Nuklidhalter i använt LWR-bränsle och i högaktivt avfall från återcykling av plutonium i PWR
Nils Kjellbert
Studsvik Energiteknik AB 1978-07-26
- 112 Säkerhetsanalys av hanteringsförfarandet vid inkapsling av utbränt bränsle i kopparkapsel
Erik Nordesjö
ASEA-ATOM 1978-03-20
- 113 Studier av keramiska material för inkapsling av högaktivt avfall
Lennart Hydén et al
ASEA-ATOM september 1978
- 114 γ -radiolysis of organic compounds and α -radiolysis of water
Hilbert Christensen
Studsvik Energiteknik AB 1978-09-07
- 115 Accelererad utlösning av uran från α -aktivt UO_2
Gösta Nilsson
Studsvik Energiteknik AB 1978-04-27
- 116 Lakning av Al_2O_3 under simulerande deponeringsbetingelser
Britt-Marie Svensson
Lennart Dahl
Studsvik Energiteknik AB 1978-06-02
- 117 Lakning av Al_2O_3 i dubbeldestillerat vatten
Britt-Marie Svensson
Göran Blomqvist
Studsvik Energiteknik AB 1978-05-29
- 118 Slutrapport Al_2O_3 kapsel
Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp
- 119 Slutförvaring av aktiverade ståldetaljer
Lars Rombén
Kyösti Tuutti
Cement- och Betonginstitutet 1978-07-14
- 120 Some notes in connection with the KBS studies of final disposal of spent fuel
Ivars Neretnieks
Kungl Tekniska Högskolan september 1978