



SKB

SKB 91

Slutlig förvaring av använt kärnbränsle. Berggrundens betydelse för säkerheten.

Maj 1992

SVENSK KÄRNBRÄNSLEHANTERING AB

BOX 5864 S-102 48 STOCKHOLM

TEL 08-665 28 00 TELEX 13108 SKB S TELEFAX 08-661 57 19

Slutlig förvaring av använt kärnbränsle

SKB 91 – Berggrundens betydelse för säkerheten

SAMMANFATTNING

I denna rapport har säkerheten hos ett djupförvar för använt kärnbränsle analyserats. Det använda kärnbränslet antages vara inkapslat i en kopparkapsel och deponerat 600 m djupt i berggrunden. Syftet har främst varit att belysa berggrundens betydelse för säkerheten hos ett slutförvar.

Analysen visar att det inkapslade bränslet, med största sannolikhet, kommer att hållas isolerat från grundvatten i miljontals år. Detta är väsentligt längre än de dryga 100 000 år som erfordras för att avfalllets farlighet skall ha sjunkit till en nivå som motsvarar rika uranmalmer.

För att kunna studera bergets roll som barriär mot spridning av radioaktiva ämnen har beräkningar dock genomförts under antagandet att avfallskapslar läcker. Resultaten visar att säkerheten i ett omsorgsfullt utformat förvar endast i liten omfattning påverkas av bergets förmåga att hindra spridningen av det antagna läckaget. Bergets roll är i första hand att under lång tid ge stabila mekaniska och kemiska förhållanden i förvaret så att de tekniska barriärernas funktion inte äventyras.

BAKGRUND

SKB har till uppgift att bl a ta fram förslag till hur och var det svenska radioaktiva avfallet slutgiltigt skall tas om hand. Efter myndigheters granskning och godkännande skall SKB också konstruera och bygga de nödvändiga anläggningarna och slutgiltigt deponera avfallet.

Enligt kraven i den sk villkorslagen, sedermera ersatt av kärntekniklagen, redovisade SKB mellan 1977 och 1983 en serie rapporter som granskade möjligheterna till slutlig förvaring av använt kärnbränsle i svensk berggrund. Efter en omfattande svensk och utländsk remissgranskning fann regeringen 1984 att "metoden i sin helhet i allt väsentligt befunnits kunna godtas med hänsyn till säkerhet och strålskydd."

Under 80-talet har SKB fortsatt studierna av typområden i Sverige och undersökt alternativa metoder för slutförvaring. Kunskapsunderlaget har utökats såväl vad gäller förståelsen av de processer som är viktiga för den långsiktiga säkerheten som dataunderlag och modeller för att kunna kvantifiera dem.

Erfarenheterna från dessa studier har givit ytterligare stöd för uppfattningen att det går att långsiktigt isolera bränslet från grundvattnet genom att omge det med en kopparkapsel. I lämplig miljö kan isoleringen bibehållas under så lång tid att avfallsets farlighet sjunkit till en nivå som motsvarar rika uranmalmer. Den granitiska berggrunden i Sverige uppvisar genomgående, på några hundra meters djup och djupare, lämpliga kemiska förhållanden för detta. Erfarenheterna har också starkt bedömningen att berget i Sverige erbjuder många platser där berggrunden också har en hög förmåga att kvarhålla radionuklider om dessa skulle frigöras från förvarets tekniska barriärer.

Grundläggande i all planering för ett slutförvar i Sverige är att dess säkerhet skall baseras på flerbarriärprincipen, dvs att förvarets säkerhet inte skall vara avhängigt av en enda säkerhetsbarriär. Även om således kopparkapslingen har en förmåga att helt

isolera avfallet från grundvattnet under mycket lång tid, är det viktigt att även klarlägga de krav som ur säkerhetssynpunkt kan ställas på berggrunden under antagandet att radionuklider frigörs från förvaret.

SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR

Enligt planerna kommer systemval och lokalisering för ett slutförvar att påbörjas under 1990-talet. Föreliggande rapport redovisar en säkerhetsanalys (SKB 91) som granskar hur den långsiktiga säkerheten i ett slutförvar påverkas av förvarsplatsens geologiska egenskaper, dvs analyserar hur bergbarriären fungerar under antagandet att radionuklider läcker ut ur förvaret. Rapporten är avsedd att ingå i det underlag som krävs för lokalisering av ett slutförvar för använt kärnbränsle.

Följande frågor belyses

- vilken betydelse har platsens berggrund och hydrologi för den totala säkerheten hos ett slutförvar;
- vilken inbördes betydelse har olika platsspecifika egenskaper för säkerheten; och
- hur kan förvarets placering och utformning anpassas till platsens förhållanden för att utnyttja de säkerhetsbarriärer berggrunden erbjuder.

Analysen behandlar förvarets säkerhet under förvarsskedet, dvs tiden efter dess förslutning. Möjligheten att uppnå tillräcklig säkerhet under driftskedet, dvs vid behandling, transport och deponering av avfallet, är i allt väsentligt oberoende av lokaliseringsplatsens geologiska förhållanden.

SKBs fortsatta arbete under 90-talet kommer att omfatta val av principiell utformning, lokalisering av slutförvaret samt anpassning av utformning och barriärsystem till den valda platsen. SKB 91 kommer under detta skede att utgöra en grund för systematiska analyser där parametrar som påverkar säkerheten varieras. Ett sekundärt mål är därför att i samband med SKB 91 pröva ett system av rationella rutiner för att genomföra säkerhetsanalyser.

Rapporten omfattar enbart slutförvaring av använt kärnbränsle då denna avfallskategori innehåller de största mängderna av radiotoxiska ämnen och därigenom ställer de strängaste kraven på förvarets skyddsfunktion. Vissa typer av långlivat rivningsavfall, interna delar från reaktorerna och driftavfall kan komma att slutförvaras i anslutning till förvaret för använt bränsle men de olika förvarsdelarna behöver inte placeras så att de påverkar varandra.

FÖRVARETS HUVUDDRAG

Principer

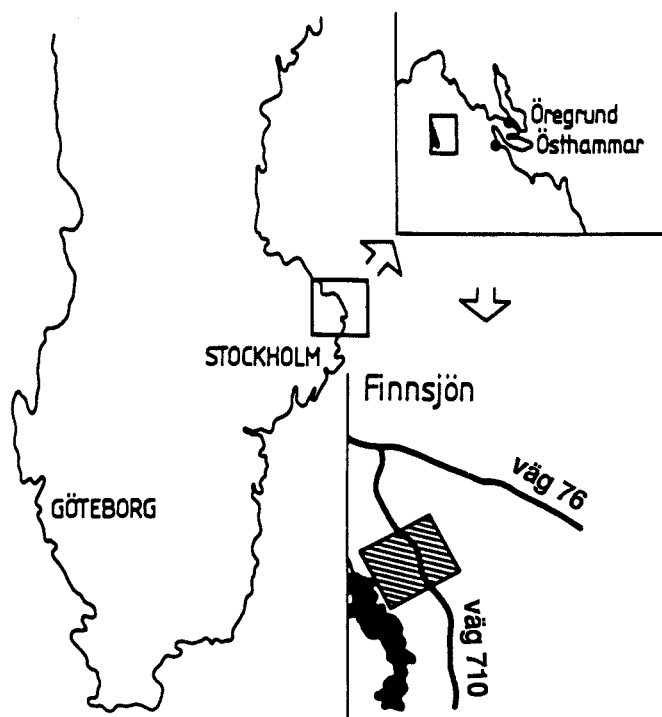
Följande principer har legat till grund för utformningen:

- Slutförvaringen görs i kristallin svensk berggrund på ett djup som skyddar förvaret mot störningar från ytan (dvs 300 – 700 m), i ett eller flera bergblock omgivna av svaghetszoner;

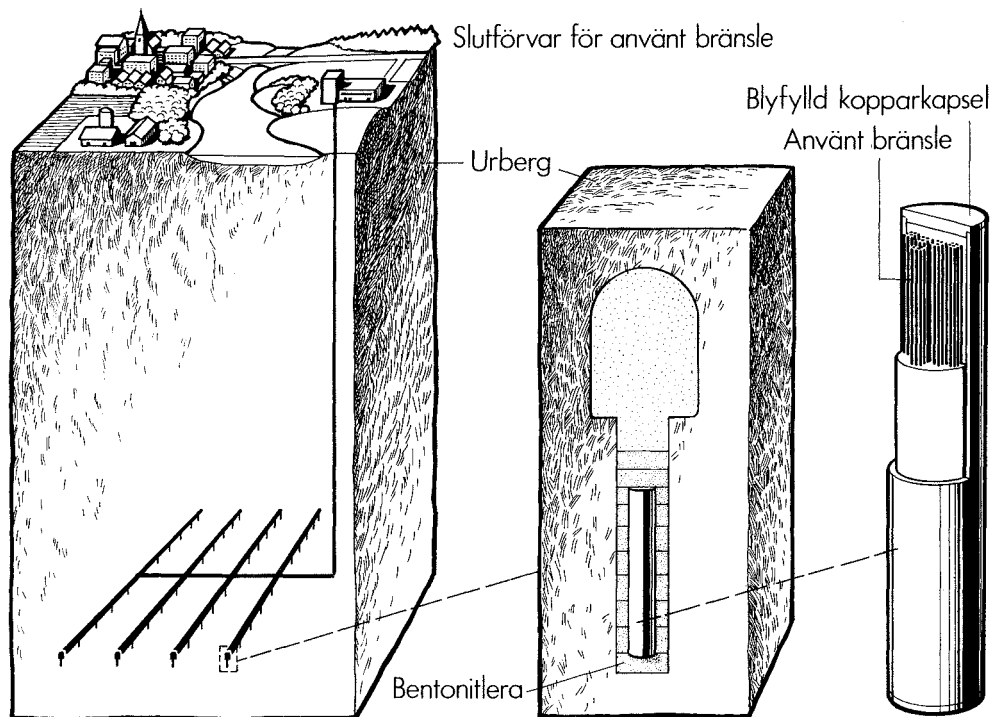
- Avfallet innesluts i kapslar som hanteras som separata enheter. Deras innehåll av bränsle, storlek och geometriska inplacering i förvaret väljs så att temperaturen på kapselns yta begränsas till väl under 100°C;
- Avfallet omges av flera olika barriärer för att isolera avfallet från omgivande grundvatten, och förhindra eller fördröja spridningen av radionuklider från det deponerade avfallet;
- Förvaret arrangeras så att det för sin säkra funktion inte är avhängigt av långtida övervakning och kontroll. Genom förvarets placering i berggrunden kommer det dock alltid att vara möjligt att komma åt avfallet så länge förvarets existens och dess lokalisering är känd.

Förlägningsplats

Det tänkta förvarsområdets topografi, geologi och övriga platsspecifika karakteristika har valts i överensstämmelse med förhållandena i Finnsjöområdet i norra Uppland, se Figur 1. Området har valts som beräkningsexempel eftersom det finns ett omfattande dataunderlag från området. Det bedömdes i KBS-3 som en möjlig plats för att lokalisera ett slutförvar men mindre gynnsamt än några av övriga undersökta typområden. Förståelsen av platsens geologi stärks av data från Forsmarksområdet och SFR samt från Dannemora gruva.



Figur 1. Finnsjöområdet i norra Uppland.



Figur 2. Principiell utformning av ett slutförvar för använt kärnbränsle i urberg.

Utformning

Deponeringen arrangeras i stort enligt den beskrivning som gavs i KBS-3 rapporten, se Figur 2. Det använda bränslet placeras i kopparkapslar som därefter fylls med bly. Kapslarna deponeras en och en i hål som borrar i botten av ett system av orter i berget. Utrymmet mellan kapslar och berg fylls med bentonitlera. Systemet av förvarsorter antas vara regelbundet med 25 m avstånd mellan orterna. Deponeringshålen har ett inbördes centrumavstånd av 6 m. Bränslemängden motsvarar 7 800 ton uran, dvs den mängd som erhålls från det svenska kärnkraftprogrammet fram till år 2010.

Vid förslutningen av förvaret återfylls samtliga hålrum. Orter och schakt förses med tätande pluggar för att undvika genomgående transportvägar för grundvattnet.

ANALYSEN

Allmänt

De tidrymder som bör beaktas vid analysen av säkerheten hos ett slutförvar är långa och de processer som kan ha betydelse för säkerheten är många och ofta långsamma. Säkerhetsbedömningar kan därför inte baseras enbart på resultaten av experiment. Analyserna måste baseras på modeller för påvisade och möjliga processer mellan komponenterna i förvaret. Hänsyn måste också tas till den yttre miljö där förvaret placerats och den miljö framtiden kan komma att erbjuda.

Då den långtida säkerheten kan påverkas av olika förändringar i förvarets framtida miljö, har analysen av framtida scenarier en central plats i säkerhetsanalysen. Med ett scenario menas här en beskrivning av en tänkt framtida situation eller följd av händelser som kan ha betydelse för förvarets säkerhet. Internationella ansträngningar har gjorts för att formalisera analysen och etablera en ändamålsenlig praxis. En viktig fråga är hur det skall kunna visas att inga viktiga fenomen har blivit förbisedda.

I säkerhetsanalysen görs en genomgång av hur transporten av radionuklider från förvaret till biosfären kan ske. De faktorer och processer som kan påverka transporten identifieras och värderas. För att inte underskatta omgivningspåverkan har många data valts på ett pessimistiskt sätt. Beräkningsresultaten utgör således inte en förutsägelse av förväntade utsläpp, utan bör snarast ses som övre gränser.

Referensscenario och variationer

Ett referensscenario beskriver den förvarsanläggning som skall analyseras och anger de yttre miljöförhållanden som utgör grunden för säkerhetsanalysen.

Eftersom inriktningen vid lokalisering av ett förvar är att undvika områden med ovanliga mineral eller med malmer, regionala rörelsezoner och extrema topografiska gradienter, kan det förutses att alla potentiella förvarsplatser kommer att likna varandra ur dessa synpunkter. Biosfärsbeskrivningen i analysen har förenklats eftersom platsspecifika skillnader i biosfären mellan de studerade platserna i Sverige är väsentligt mindre än de tidsbundna förändringar som kan komma ifråga. Scenarier av karaktären intrång har inte diskuterats, då sannolikheten eller konsekvensen av att någon avsiktligt eller oavsiktligt tar sig in i förvaret knappast torde skilja sig väsentligt för sådana platser som kan bli aktuella.

Analyserna genomförs under antagandet att deponering sker i jämn takt varefter utrymmena börjar återfyllas. Förvaret antas slutligen komma att förseglas någon gång in på 2050-talet.

Det mest sannolika förhållandet är att samtliga kapslar uppfyller de täthetskrav som uppställts för inkapslingen, dvs att grundvattnet inte kommer i kontakt med bränslet förrän efter mycket lång tid. För att kunna utvärdera hur berget fungerar som barriär mot spridning av radionuklider måste dock vissa utsläpp förutsättas. Därför har referensfallet inte baserats på det mest sannolika tillståndet i förvaret, utan definierats så att varje kapsel som deponeras har sannolikheten 0,1% att vara behäftad med ett initialt tillverkningsfel. För hela förvaret innebär det att 5 à 6 kapslar har defekter. Defekten definieras som ett genomgående hål i kopparkapselns svetsfog.

Klimatförändringar kommer troligen att inträffa under den tid förvaret skall fungera. På kortare sikt är en höjning av temperaturen trolig, men på längre sikt, i 10 000-årsskalen, förväntas jorden gå mot nya istider liknande den senaste.

En glaciation förändrar många av förutsättningarna för en säkerhetsanalys. Den avgörande förändringen ur säkerhetssynpunkt är dock att den starka kopplingen mellan radioaktiva ämnen i biosfären och dos till människor bryts när det intensiva bruket av mark för matproduktion avstannar. Därför ingår inte en kommande istid i referensscenariet trots att många betraktar den som trolig.

För att ändå belysa hur en framtida glaciation skulle kunna utvecklas, och på vilket sätt den kan påverka ett djupförvar, beskrivs i huvudrapporten även ett glaciationsscenario.

Förutom referensfallet analyseras i SKB 91 också betydelsen av vissa variationer i platsens egenskaper. Syftet är att kvantifiera den säkerhetsmässiga betydelsen av olika geologiska förutsättningar. Variablerna har valts ut på grund av att de förväntas kunna vara säkerhetsmässigt betydelsefulla, innehålla stora osäkerheter, eller utgöra parametrar som relativt fritt kan väljas i samband med förvarets utformning. Beräkningarna genomförs med modelluppsättningen från referensfallet eller med modeller som mera direkt anknyter till varierade parametrar.

Nedan förtecknas de variationer som utvärderats.

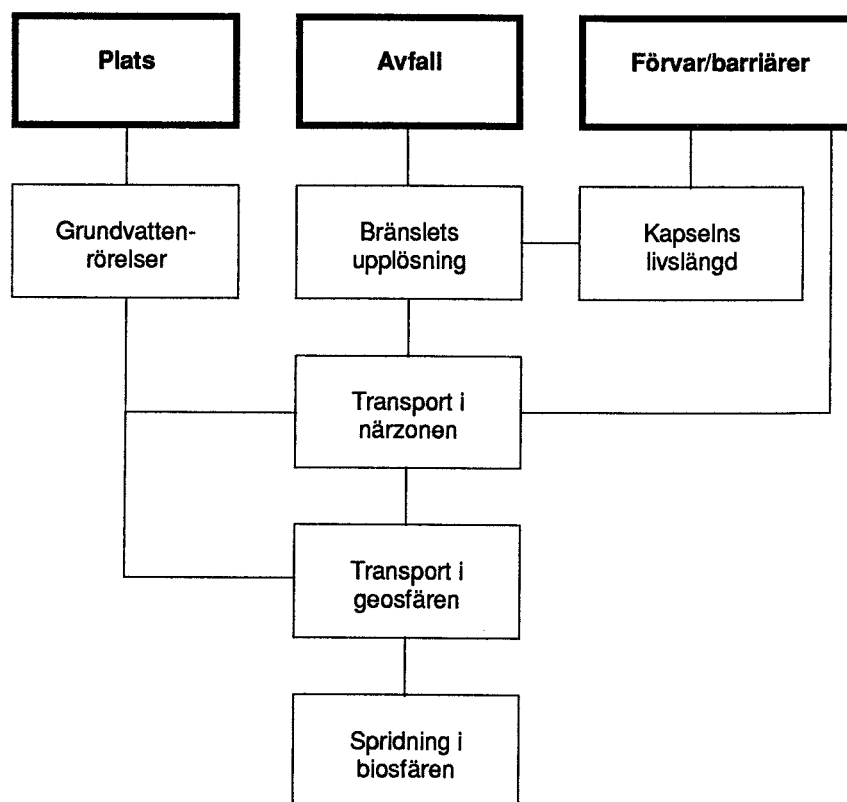
- Grundvattenflödet;
- Vattentransporttiden från kapseln till ytan;
- Dispersionförhållanden i modellblocket;
- Arean på de bergytor som är i kontakt med det rörliga grundvattnet;
- Kemiska förhållanden i kapselns omedelbara närhet;
- Salthaltens inverkan på grundvattnets cirkulation;
- Förvarsdjup;
- Förekomst eller frånvaro av flacka sprickzoner;
- Respektavstånd mellan förvarets utkant och omgivande sprickzoner;
- Konduktivitetskontrast mellan sprickzoner och bergmassa;
- Regionala gradientens storlek;
- Den av utbyggnaden förorsakade störda zonen i berget och dess orientering;
- Olika recipienter för det djupa grundvattnets utflöde i biosfären.

Därutöver har vissa förhållanden diskuterats på ett kvalitativt sätt, t ex betydelsen av grundvattenkemi och temperatur för förvarets säkerhet.

Modeller och data

I KBS-3 gjordes ett antal pessimistiska förenklingar där man bortsåg från positiva faktorer om de inte kunde kvantifieras. Sålunda antogs t ex att kapselns inverkan på frigörelsen av radioaktiva ämnen helt försvinner när ett första hål penetrerar den och att radionukliderna når biosfären i samma ögonblick de når en större sprickzon. Sådana förenklingar har i möjligaste mån undvikits i SKB 91, men kvarstår i vissa fall där processen är så komplicerad att en detaljerad analys inte syns meningsfull idag. Syftet har varit att i göriligaste mån presentera en realistisk och inte alltför pessimistisk bild av förvarets funktion så att effekten av antagna variationer i platsens egenskaper inte göms bakom överdrivna säkerhetsmarginaler. Figur 3 visar schematiskt analysens uppläggning och informationsflödet mellan de olika delanalyserna.

Förvarets fjärrområde har analyserats med hjälp av en stokastisk hydrologimodell, dvs en modell som tar hänsyn till att bergets egenskaper kan variera från punkt till punkt på ett oregelbundet sätt. Eftersom analysen genomförs för en plats där databasen ursprungligen tagits fram för andra syften än för lokalisering av ett slutförvar, kan det statistiska underlaget om bergets egenskaper ur vissa synpunkter vara bristfälligt. En sådan situation med begränsad datatillgång är mycket snarlik den som föreligger i ett tidigt skede av en platsundersökning. Även här måste de första analyserna göras på basis av ett fåtal borrhål och resultaten får i första hand ses som möjliga utfall. Med större datamängd tillgänglig förväntas osäkerheten i modelleringen minska. Analysen kan dels visa på skillnaden mellan gynnsamma och ogynnsamma antaganden om platsens grundvattenförhållanden, dels visa på borrhålsplaceringar där en bättre databas är väsentlig respektive ointressant.



Figur 3. Schema över säkerhetsanalysen i SKB 91 och dess informationsflöden.

I motsats till analysen av de hydrauliska förhållandena i fjärrområdet har bränslets upplösning och transporten av radionuklider i närområdet utvärderats deterministiskt, dels för att inte osäkerheter i beskrivningen av närområdet skall dölja responsen på variationer i fjärrområdet, dels för att parametrarna i närområdet i högre grad än de för fjärrområdet kan kvalitetskontrolleras.

De allmänna förutsättningarna och beräkningsföljden i SKB 91 redovisas nedan.

- Mängden använt kärnbränsle baseras på SKBs Plan-rapporter och antagandet att de svenska kraftreaktorerna drivs fram till år 2010;
- Nuklidinnehåll och resteffekt i bränslet vid olika tider beräknas på basis av tidigare driftdata och prognos för tiden fram till avställning;
- Temperatur beräknas för en förvarsutformning liknande KBS-3;
- Grundvattenrörelserna i området beräknas regionalt och lokalt. Modelleringen baseras på topografi, lineamenttolkning och mätningar av hydraulisk konduktivitet;
- Kapselfunktionen baseras på
 - termodynamisk stabilitet i rent vatten, grundvattenomsättningen i förvarsområdet, uppmätta halter av korrosiva ämnen i grundvattnet och diffusiv mass-transport mellan grundvatten och kapsel,
 - uppbyggnad av gastryck från det radioaktiva sönderfallet,
 - sannolikheten 1/1 000 att en enskild kapsel deponeras med en initial skada;
- Upplösningen av bränslet beräknas med
 - en tidigaste tidpunkt på 1 000 år för när vattnet kommer i kontakt med bränslet,
 - en modell där omvandlingen av bränslematrisen styrs av oxidantproduktion via α -radiolys,

- Nuklidtransporten i närområdet beräknas med
 - en transient modell för beräkning av tidpunkten för första genombrott,
 - en stationär modell för diffusion genom ett kapselhål via buffertmaterialet fram till rörligt grundvatten i en spricka eller i en störd zon kring orten;
- Nuklidtransporten i fjärrområdet beräknas på grundval av strömbanor från olika delar av förvaret, genererade av grundvattenmodellen, samt endimensionell modellering av matrisindiffusion och sorption;
- Spridningen av radioaktiva ämnen i biosfären beräknas för en standardbiosfär med hänsyn till olika transportvägar till människan via brunn, boskap, spannmålsodling och fiske;
- Dosomvandlingsfaktorerna baseras på ICRPs rekommendationer.

Betydelsen av att vissa förutsättningar ändras har utvärderats genom variationsanalyser med berörda delmodeller eller med hela modellkedjan.

SLUTSATSER

Allmänt

Säkerhetsanalysen SKB 91 skiljer sig i vissa avseenden från tidigare analyser. Ett utökat kunskapsunderlag har gjort det möjligt att ta hänsyn till förhållanden som tidigare behandlats på ett förenklat sätt. Ett exempel är den begränsning av utläckaget från en skadad kapsel som ges av hålet i kapselväggen, ett annat är transporten av radionuklider i sprickzoner. Den utökade räknekapaciteten i moderna datorer och nya modeller har vidare gjort det möjligt att ta hänsyn till variabiliteten i bergets vattengenomsläpplighet, och till förvarets verkliga geometri.

Bortsett från att initialt defekta kapslar förutsatts ha blivit deponerade, för att det över huvud taget skall finnas några utsläpp att räkna på, innebär de nya modellerna att analyserna nu är mera realistiska än tidigare. Samtidigt påverkas också resultaten starkare av förlägningsplatsens egenskaper, dvs resultaten är i högre grad än tidigare platsspecifika. Detta är en förutsättning för att kunna granska den inverkan bergbarriären har på säkerheten, men innebär också att en överföring av resultaten från denna studie till andra platser måste göras med försiktighet.

Förvarets säkerhet

Troliga förhållanden

De tekniska barriärerna i förvaret har utformats så att de ger en långsiktig isolering av de radioaktiva ämnena från omgivande grundvatten. Bränslet inkapslas och deponeras på ett väl kontrollerat sätt så att förvaret med största sannolikhet inte innehåller några defekta kapslar.

Materialen i kapsel och buffert har valts så att barriärerna inte är känsliga för rimliga förändringar i grundvattenkemi eller temperaturer. Den kemiska miljön i djup granitisk berggrund är sådan att kapslarnas kopparväggar inte kommer att penetreras av korrosiva ämnen förrän möjligen efter flera tiotal miljoner år.

De blyfyllda kapslarna fungerar som solida kroppar i berget och tål aktuella tryck, inklusive de som kan uppkomma vid en framtida glaciation. Eventuella bergrörelser

vid tryckavlastningen efter en glaciation utlöses i de regionala svaghetszoner som omger förvaret. Bergrörelser av sådan storlek att kapseln skulle klippas av inträffar endast i sprickzoner med en utsträckning av 10 km eller mer. Sådana strukturer kan identifieras vid utbyggnaden av ett förvar och inga kapslar deponeras där.

En möjlig anledning till att kapslarna förlorat sin täthet är att ett inre heliumtryck byggs upp i kapseln av α -sönderfall i bränslet. Detta tryck når upp till samma nivå som sträckgränsen för kopparkapseln tidigast något 10-tal miljoner år efter inkapslingen.

Kopparkapseln isolerar sålunda det använda bränslet under mycket lång tid, väsentligt längre än de dryga 100 000 år som erfordras för att de radioaktiva ämnenas farlighet skall ha sjunkit till en nivå som motsvarar rika uranmalmer.

Referensscenario

För att underbygga säkerhetsbedömningen har förvarets inverkan på omgivningen studerats även för mindre sannolika fall. Ett antagande är därvid att otäta kapslar deponerats på grund av att defekter vid tillverkningen inte upptäckts i kvalitetskontrollen. Ett referensscenario har definierats där 0,1% av deponerade kapslar är behäftade med initiala skador. För detta scenario beräknas bränsleupplösning, transport av radionuklider från barriärerna i närområde, genom berggrunden och biosfären, samt dos till människan.

Frigörelsen av radionuklider från en skadad kapsel begränsas starkt av bränslets långsamma upplösning och av den maximala storlek en initial defekt kan ha. Beräkningarna visar att om de utläckta radionukliderna från en skadad kapsel direkt förs upp i biosfären, dvs inte alls påverkas av transporten genom berggrunden som ligger ovanpå förvaret, skulle dosen stanna under nivån 0,001 mSv/år för samtliga nuklider utom cesium-135, se Figur 4.

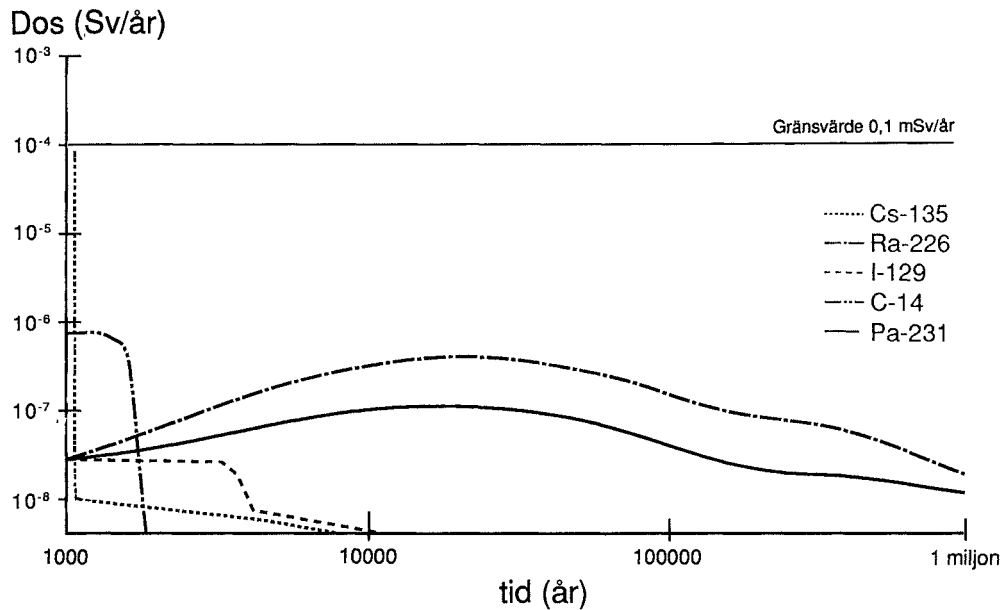
Isotopen cesium-135 antas delvis ha frigjorts från bränslematrisen och är således tillgänglig för uttransport så snart grundvattnet kommer i kontakt med bränslet. Med antagandet enligt ovan att denna cesiummängd från en skadad kapsel direkt skulle nå biosfären kan den ge upphov till en dos av ca 0,03 mSv. I realiteten tar det ca 10 år innan maximal utsläppstakt från närområdet uppnås, vilket sänker den årliga dosen från cesium till procent av de som angivits i Figur 4.

Redan här kan alltså konstateras att närområdets barriärer begränsar utsläppen till nivåer som ligger under gällande gränsvärde 0,1 mSv/år.

De säkerhetsmässiga krav som måste ställas på berget runt förvaret är således i första hand att det skall bevara en ur kemisk och mekanisk synpunkt stabil miljö kring förvaret, så att de tekniska barriärernas funktion säkerställs.

För att i övrigt klarlägga den säkerhetsmässiga betydelsen av bergbarriären vid Finnsjön, har en geohydrologisk modellering av området gjorts. Vattenflöde och transporttider upp till biosfären i olika delar av förvaret har beräknats.

Provtagning i Finnsjöområdet visar att vatten på förvarsdjup har en högre salthalt än det ytligare vattnet. Denna skiktning av grundvattnets densitet innebär att grundvattenomsättningen reduceras. Studier visar på mellan 10 och 100 gånger långsammare vattentransporttid mellan förvarsdjup och markyta vid existerande salthalter jämfört med ett renodlat sötvattenfall. Beräkningarna i SKB 91 baseras på det ogynn-



Figur 4. Dosrat till individ under antagandet att utsläppet från en initialt skadad kapsel sker direkt till biosfären.

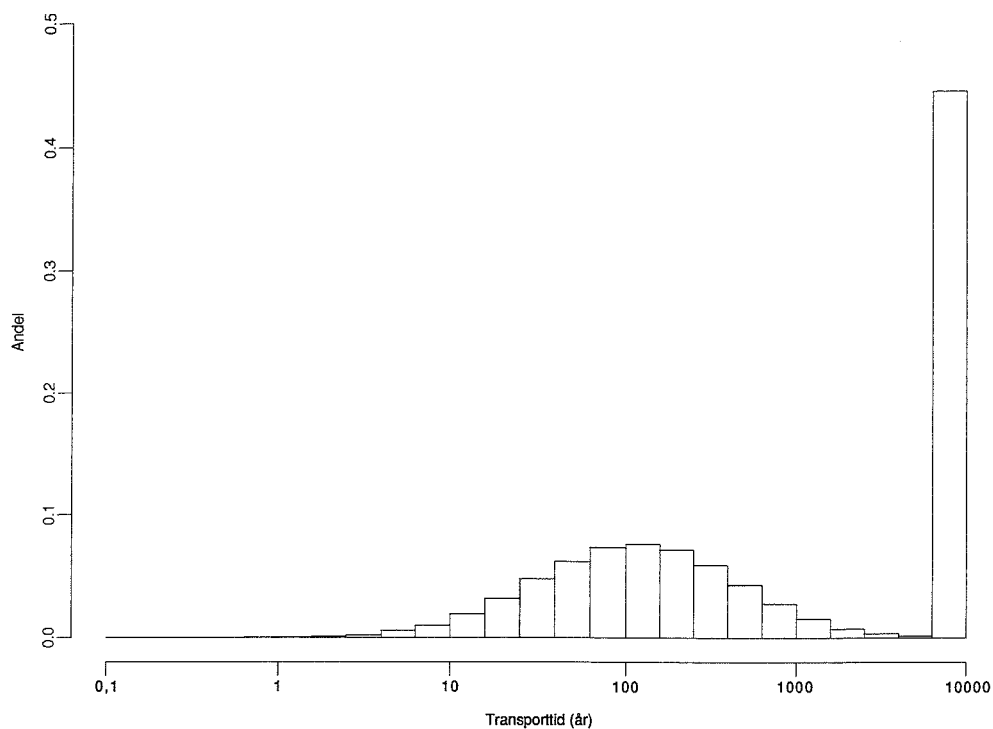
sammare sötvattenfallet eftersom den rådande situationen kan komma att förändras under de tidsperioder som måste överblickas, och eftersom utbyggnaden kan komma att rubba balansen. Ett utsläpp till salt vatten ger normalt väsentligt lägre dos än om utsläppet sker i drickbart vatten.

Analysen av läckaget vid en initial kapselskada visar att utsläppet av radionuklider från närområdet endast i ringa utsträckning påverkas av vattenflödet kring deponeringshålet.

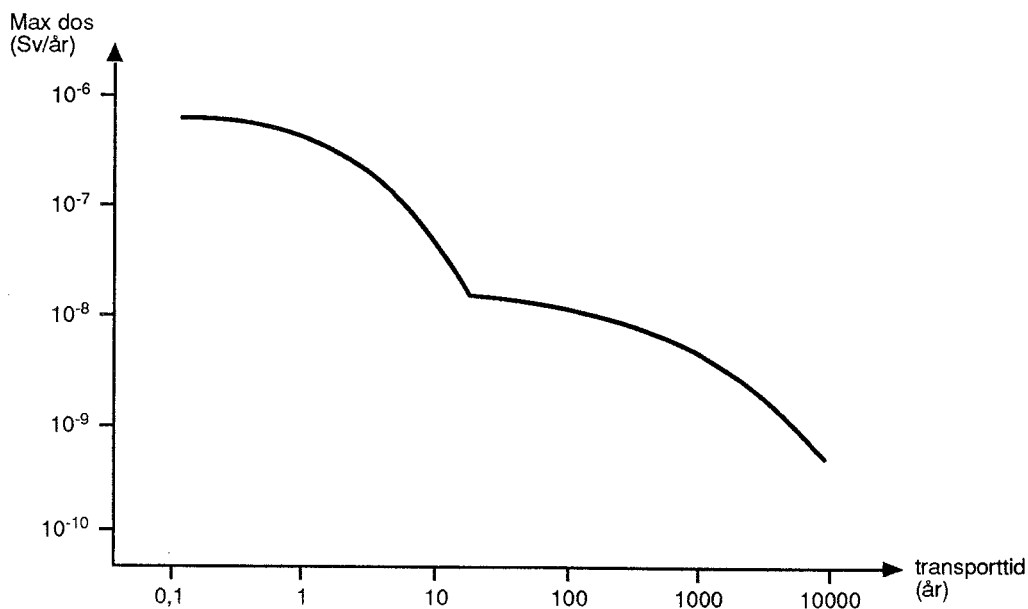
Grundvattnets rörelser i modellblocket har beräknats med både stokastiska och deterministiska hydrologimodeller. De strömningsmönster som genererats är i god överensstämmelse med varandra. Resultaten visar att strömningen huvudsakligen styrs av topografiska förhållanden och en flack zon över förvaret. Andra sprickzoner påverkar flödesbilden endast i liten omfattning. Den huvudsakliga utströmningen av grundvatten från förvarsområdet sker till Skålsjön eller till det ytvatten som rinner ner mot Skålsjön längs Imundbozonen, se den utvikbara kartan längst bak i rapporten.

Transporttiderna för vatten upp till markytan har beräknats för strömbanor som startar i olika delar av förvarsområdet. För nära hälften av strömbanorna är transporttiden så lång att vatten från förvarsnivån inte hinner upp till markytan före 10 000 år, se Figur 5. För de strömbanor som når marken före 10 000 år har medianvärdet för vattentransporttiden i referensfallet beräknats till 110 år.

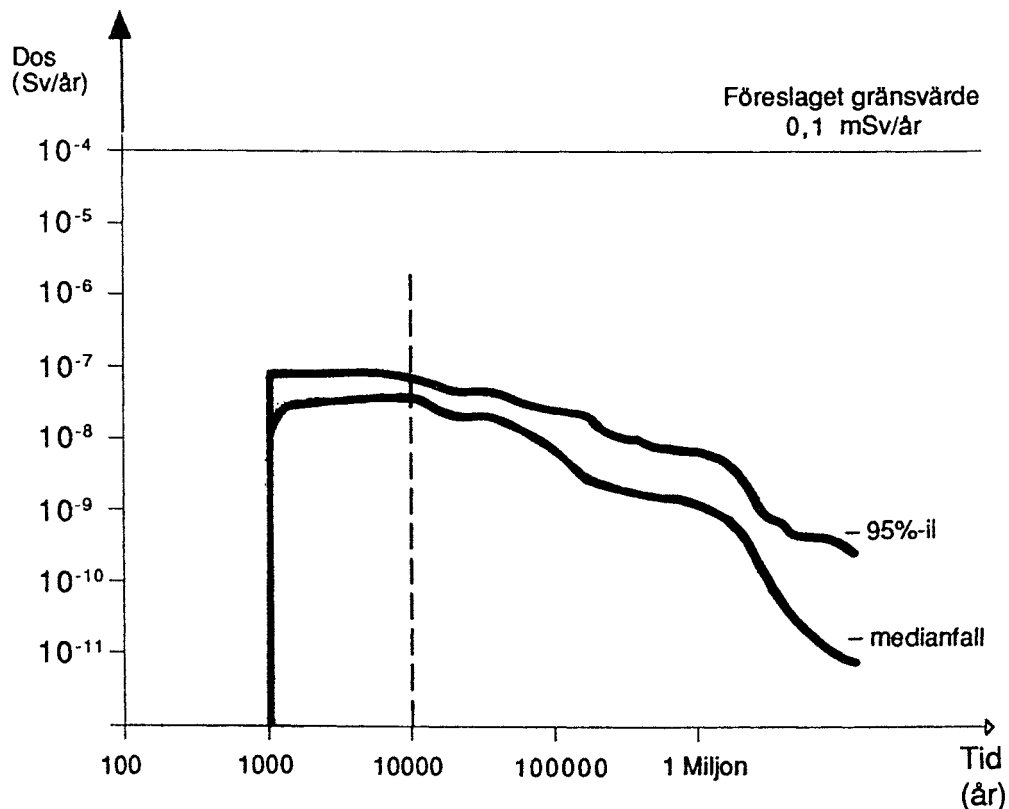
Beräkningarna visar att storleken av utsläppet till biosfären av nuklider i viss mån påverkas av vattentransporttiden. Om de från närområdet frigjorda nukliderna når biosfären via en strömbana med vattentransporttiden kortare än 10 år ger beräkningarna en ca tio gånger högre dos än om utsläppet varit via en strömbana med 100 års transporttid. Vid 10 000 års vattentransporttid blir dosen ca tio gånger lägre, se Figur 6.



Figur 5. Histogram över transporttiden för vatten från olika delar av förvaret till markytan för referensfallet.



Figur 6. Maximal årlig dosintekning vid utsläpp från en initialt defekt kapsel vid olika transporttider för grundvatten från kapsel till biosfär.



Figur 7. Referensfallet – Dosintekning för individer vid olika tider efter förvarets förslutning. Kurvorna visar ett medelfall och ett ogynnsamt fall.

Hela kedjan av beräkningar från frigörelsen ur bränslet till dos i biosfären har genomförts för referensfallet. Resultaten visar att förvarets effekter på omgivningen med flera tiopotenser underskrider av myndigheterna föreslagna gränsvärden. Jämfört med denna marginal är effekten på resultatet av den slumpmässiga variabiliteten i de hydrauliska förhållandena begränsad, se Figur 7.

Betydelsen av det sätt på vilket radioaktiva ämnen kommer ut i biosfären har studerats med en biosfärmodell. Jämfört med ett utläckage till drickbart vatten på land skulle samma utsläpp till Östersjön ge doser som är ca 100 gånger lägre. Skulle en brunn vara så extremt placerad att den lyckas suga till sig samtliga radionuklider som läcker ut ur ett förvar skulle en individ som fyller hela sitt vattenbehov med vatten enbart från denna brunn få upp till 100 gånger högre dos.

Sammanfattningsvis visar analyserna att närområdets barriärer isolerar de radioaktiva ämnena i det använda bränslet mycket effektivt. Radioaktiva klyvningsprodukter och samtliga aktinider med hög begynnelseaktivitet och med potential att ge höga indosor kvarhålls i närområdet. Sålunda avklingar cesium-137 och strontium-90 innan vattnet kommer i kontakt med bränslet i en skadad kapsel. Lösighetsbegränsningar och sorption i leran hindrar andra ämnen med hög begynnelseaktivitet såsom aktiniderna plutonium, neptunium och americium samt de långlivade klyvningsprodukterna zirkonium-93, palladium-107 och tenn-126 att komma ut i berget även om kapseln är skadad.

I praktiken är det endast de lättlösliga och långlivade ämnena kol-14, jod-129 och cesium-135 samt de långlivade urandöttrarna radium-226 och protaktinium-231 som

kan komma ut ur närområdet. Detta begränsar således (även med en skadad kapsel) utsläppet till en så låg nivå att det säkerhetsmässiga behovet av bergets barriärfunktion blir mycket begränsat. Kravet på berget ur säkerhetssynpunkt är därför framförallt att det skall ge en mekaniskt stabil omgivning där kapslar kan deponeras utan att hamna mitt i potentiella rörelsezoner och att det skall ge en kemiskt stabil reducerande miljö för närområdet.

Berget som barriär – variationsberäkningar

Säkerhetskraven på ett förvar innebär att den slutliga förvaringens säkerhet skall baseras på flera passiva barriärer. Även om det således ur säkerhetssynpunkt inte är nödvändigt att hitta den geologiskt allra förmånligaste platsen för ett förvar i Sverige, så är det rimligt att söka optimalt utnyttja den potential till barriärfunktion som berget på en plats erbjuder.

Den kemiska miljön i svensk berggrund och den stabilitet som kan tillskrivas bergblock som kan bli aktuella för förvaret skiljer sig endast i ringa omfattning från plats till plats. Den faktor som på enklaste sätt sammanfattar en viss bergvolymens barriärpotential är fördelningen av vattentransporttider från förvaret till biosfären.

För att belysa hur denna egenskap, dvs fördelningen av vattentransporttider kortare än 10 000 år, påverkas av olika platsspecifika egenskaper och parametrar har ett femton-tal variationer av de hydrauliska förutsättningarna i referensfallet genomförts.

Variationerna omfattar

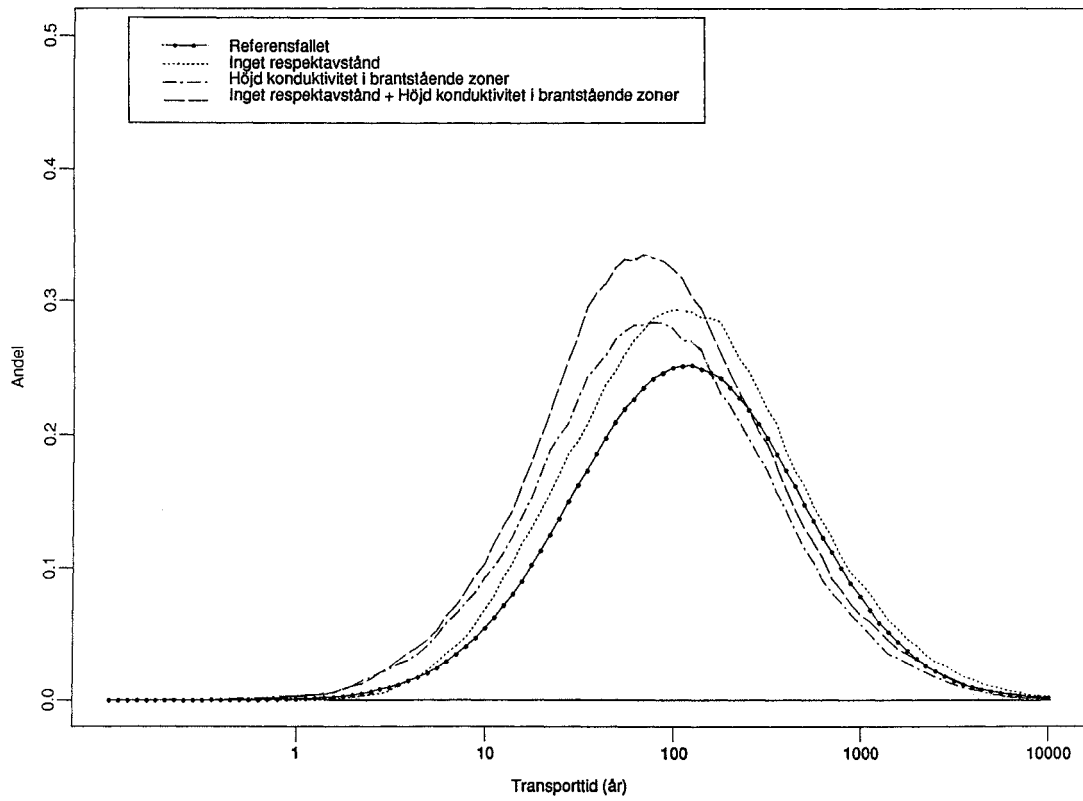
- bergmassans egenskaper i förvarsområdet;
- egenskaper hos brantstående strukturer;
- egenskaper hos flacka strukturer;
- storleken av regionala och lokala hydrauliska gradienter.

Andra variationer har gjorts för att visa betydelsen av kontaktyta mellan strömmande grundvatten och berg, dispersion och matrisindiffusion, eller betydelsen av saltskiktning i grundvattnet.

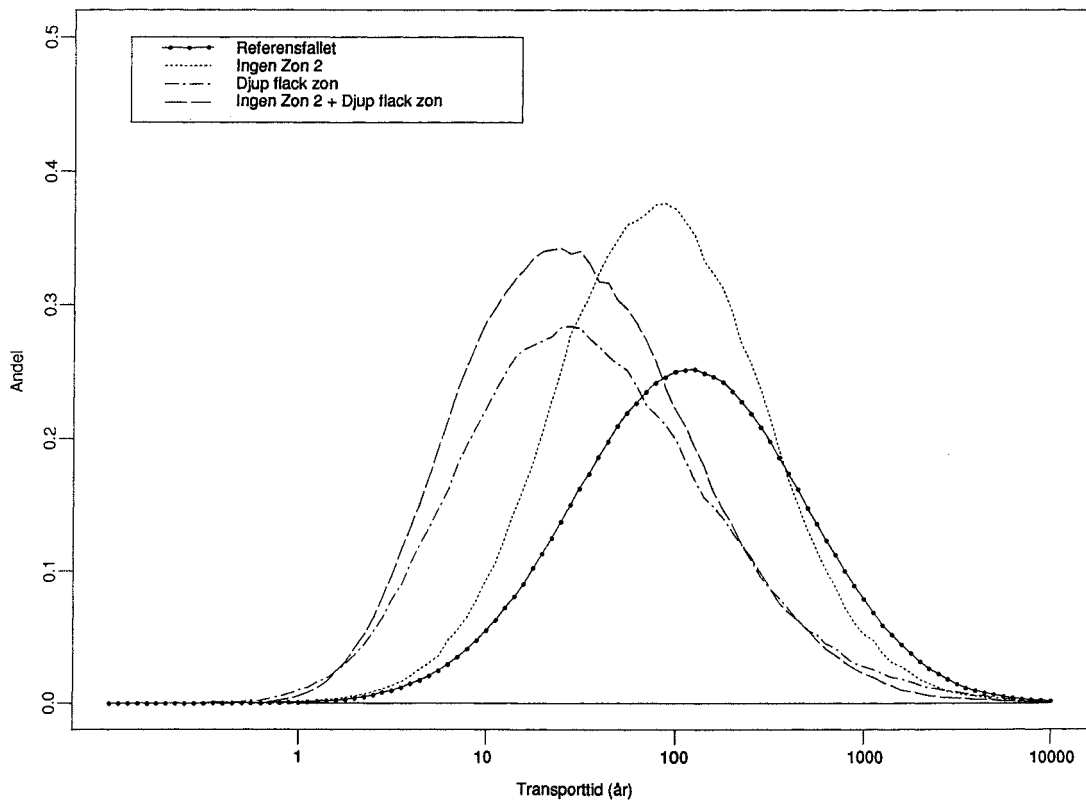
En allmän observation är att strömlinjebild och vanligt förekommande transporttider i en berggrund som i Finnsjönområdet är relativt lite påverkade av de brantstående sprickzonernas lägen och deras avstånd till förvaret. För att tydlig påverkan skall ses måste kvoten mellan sprickzonernas och bergets vattengenomsläpplighet höjas från drygt en faktor 10, till mer än 100. Figur 8 visar hur fördelningen av transporttiderna förändras.

Däremot fås tydligare påverkan av ändrade förhållanden för sprickzoner med nära horisontell orientering. Tas den över förvaret liggande flacka zonen bort och ersätts med ”normalt” berg ändras strömningsbilden och strömbanorna blir flackare. Än tydligare blir inverkan om en liknande flack zon antas ligga under förvaret. Figur 9 visar hur förändringarna påverkar vattentransporttiderna från förvaret upp till markytan.

Variationsanalyserna visar **sammanfattningsvis** att strömningsbild och transporttid för vatten från förvaret till biosfären i relativt liten utsträckning förändras vid de flesta variationer av platsens hydrogeologiska egenskaper som genomförts. Väsentliga förändringar skapas i första hand av flacka starkt vattenförande zoner som kan skapa både gynnsammare och ogynnsammare förhållanden än i referensfallet, genom att



Figur 8. Vattentransporttidernas beroende av avståndet mellan förvar och sprickzoner och av kvoten mellan vattengenomsläppligheten i sprickzoner och berg.



Figur 9. Vattentransporttidernas beroende av flacka zoner med hög vattenföring.

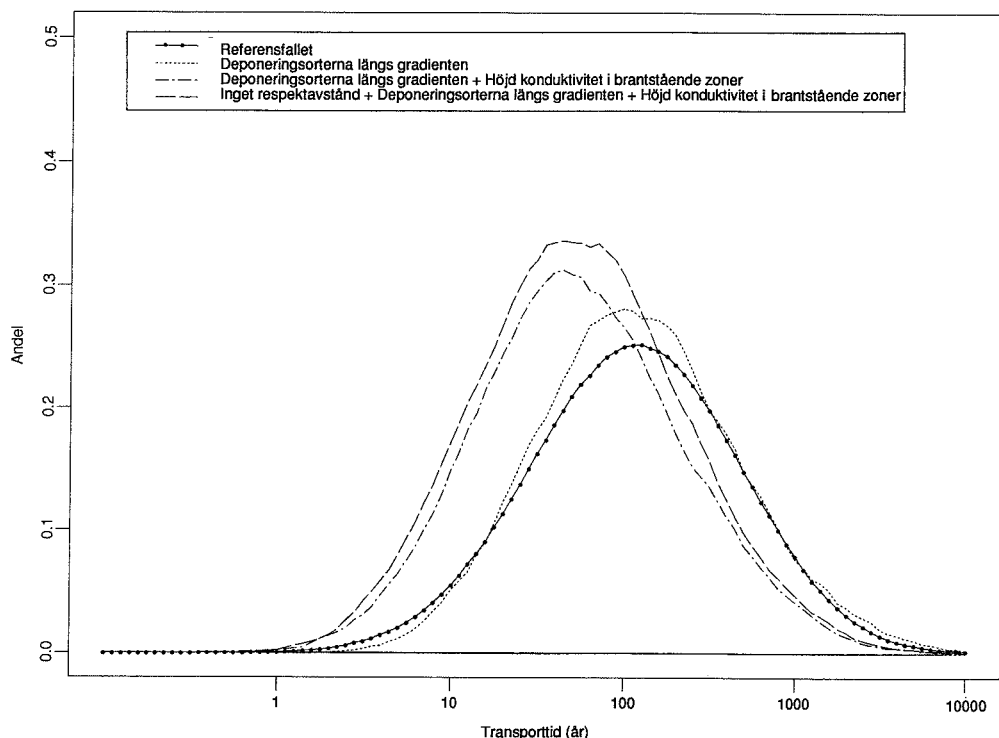
isolera förvaret från grundvattengradienter i markytan eller genom att styra det vatten som passerar förvaret snabbt upp i ett närliggande utströmningsområde. Effekten av förvarets tekniska barriärer innebär dock även i dessa fall att dosen inte påverkas mera än med en dryg tiopotens, dvs mindre än marginalen till de föreslagna gränsvärdena.

Om en hög salthalt i grundvattnet kring förvaret finns kvar under lång tid fås en lägre grundvattenomsättning samtidigt som brunnar med djupt grundvatten blir salta.

Effekten av många av ovan diskuterade variationer är naturligtvis beroende av de lokala förhållanden som valts för referensfallet. Även om likheten mellan framtida kandidatplatser kan vara stor måste en överföring av resultaten till slutsatser som gäller för andra platser göras med försiktighet.

Förvarsutformning – anpassning till lokala förhållanden

Utbyggnaden av deponeringsorter kan ge en zon med högre vattengenomsläpplighet parallellt med orten. Om ortriktningen avviker från gradientens riktning fås inga nämnvärda effekter. Till och med när orterna orienteras maximalt ogynnsamt med hänsyn till huvudsprickriktning och gradient är effekterna små. Först när ovanstående kombineras med stora skillnader i hydraulisk konduktivitet mellan berg och närliggande sprickzoner märks en förhöjning av andelen korta transporttider, se Figur 10.



Figur 10. Vattentransporttidernas beroende av en förhöjd vattengenomsläpplighet kring förvarsorterna.

Transporten av radionuklider styrs av strömbanorna genom förvaret. Genom att anpassa förvarets läge horisontellt och i djupled till strömningsmönstret kan olämpliga strömbanor undvikas.

Under förutsättning att bergblocket är tillräckligt stort, eller att flera angränsande block kan användas för deponering, ger den utnyttjade förvarsprincipen en god möjlighet att anpassa lägen för orter och deponeringshål till successivt erhållen information om förvarsbergets lokala egenskaper. Analyserna visar att förvarsblockets hydrauliska förhållanden är sådana att de kortaste transporttiderna genomgående är knutna till ett specifikt hörn i förvaret. För Finnsjönområdet är värdet av att inte deponera i detta hörn större än att söka undvika deponeringspositioner som av slump visat sig ligga i ogynnsamma förhållanden.

Variationerna omfattande zoner ovanför och under förvaret visar att ett respektavstånd mellan större flacka sprickzoner och närmaste kapselpositioner kring 100 m är väl motiverat. En ändring av förvarets nivå med 100 m upp eller ner påverkar transporttiderna med ca en faktor två.

Sammanfattningsvis kan konstateras att det finns viss möjlighet att via förvarets utformning kunna utnyttja den lokala berggrundens möjlighet att fungera som säkerhetsbarriär. Skillnaderna förefaller dock inte normalt vara av sådan storlek att de skulle vara avgörande för om en plats skulle vara acceptabel eller inte. En huvudorsak till detta är att förvaret är utbrett i rummet. Även om en viss inläggning av förvaret skulle medföra att ett antal kapselpositioner kommer i ett mindre gynnsamt läge, påverkas säkerheten för förvarets samtliga kapslar endast marginellt.

Kvalitativa värderingar enligt ovan bedöms vara giltiga för alla platser som studerats i Sverige. En kvantifiering av värdet att anpassa förvaret till de lokala förhållandena är dock starkt lokalbunden. I Finnsjön har dessutom den platsanknutna informationen endast delvis tagits fram för att utnyttjas i en säkerhetsanalys.

Liknande bedömningar om ingående parametrars betydelse måste dock alltid göras vid anpassningen av ett förvar till en förläggingsplats. Det finns stora likheter vad gäller dataunderlagets begränsningar mellan förutsättningarna för SKB 91 och de förhållanden som kommer att råda i ett tidigt skede av en platsutvärdering. Den väsentliga skillnaden är möjligheten att löpande styra de geologiska undersökningarna till parametrar och strukturer som i de översiktliga analyserna visar sig vara viktiga. Fördjupade analyser med ett utökat underlag, varvat med verifierande undersökningar och en fortsatt utveckling av dataunderlaget, möjliggör en successivt ökad förståelse av platsens säkerhetsmässiga funktion och en lokal anpassning av förvarsutformningen.

Analyssystemet som använts för SKB 91 har därför byggts upp så att det möjliggör löpande analyser parallellt med pågående platskaraktärisering och förvarsutformning. Modeller kan bytas ut för att motsvara önskad detaljeringsnivå och databaser och de flesta parametrar kan förändras på ett enkelt sätt och utan ingrepp i modeller och datorprogram.

SAMMANFATTANDE SLUTSATSER

Säkerhetsanalysen SKB 91 visar, att ett förvar anlagt djupt ner i svenskt urberg och med långtidsstabila tekniska barriärer med god marginal uppfyller av myndigheterna föreslagna säkerhetskrav. Säkerheten hos ett sådant förvar är endast i ringa utsträck-

ning beroende av det omgivande bergets förmåga att fördröja och sorbera utläckande radioaktiva ämnen. Bergets funktion är i första hand att under lång tid ge stabila mekaniska och kemiska förhållanden så att de tekniska barriärernas långtidsfunktion inte äventyras.

SKB 91 har visat, att de säkerhetsmässiga krav som måste ställas på en plats där ett slutförvar skall byggas är sådana att de torde vara uppfyllda på de flesta platser som SKB undersökt i Sverige. Analyserna visar också att det finns ett antal faktorer som kan vara starkt styrande för hur berggrunden fungerar som extra säkerhetsbarriär. Exempel på sådana är förekomst och läge av flacka strukturer och deras vattenföring.

SKB 91 utgör ett exempel på hur funktions- och säkerhetsanalyser kan användas för att belysa betydelsen av olika geologiska strukturer i ett tilltänkt förvarsområde och för att klargöra faktorer som är väsentliga ur säkerhetssynpunkt. Metodiken kan, i ett fortsatt lokaliseringsarbete, utnyttjas för att anpassa förvaret på ett sådant sätt att bergets förmåga att bidra till förvarets säkerhet utnyttjas på bästa sätt. Detta fordrar dock tillgång till platsspecifika data och möjlighet att successivt komplettera dessa data parallellt med fortlöpande säkerhetsanalyser.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	Sida
1 ALLMÄNT	1
1.1 HISTORIK	1
1.2 SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR	1
1.3 FÖRVARETS HUVUDDRAG	2
1.3.1 Principer	2
1.3.2 Förläggningsplats	3
1.3.3 Utformning	3
2 SÄKERHETSANALYSENS METODIK	5
2.1 ALLMÄNT	5
2.2 SCENARIER	5
2.2.1 Förhållanden, händelser och processer	6
2.2.2 Referensscenario och variationer	7
2.3 MODELLER OCH DATA	8
2.4 REGELSYSTEM OCH ACCEPTANSKRITERIER	10
2.4.1 Allmänt	10
2.4.2 Mål och principer	11
2.4.3 Tidsperspektivet och funktionsindex	12
2.5 KVALITETSSÄKRING	13
3 ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE	15
3.1 BRÄNSLETS FUNKTION I SLUTFÖRVARET	15
3.1.1 Allmänt	15
3.1.2 Mekanismer för frigörelse	15
3.1.3 Modell för bränsleupplösning	18
3.2 RADIOAKTIVITET OCH RESTEFFEKT	21
3.2.1 Allmänt	21
3.2.2 Mängder, utbränningar och resteffekt vid deponering	21
3.2.3 Aktivitetsinnehåll och resteffekt	23
4 TEKNISKA BARRIÄRER	29
4.1 KAPSEL	29
4.1.1 Kapselns roll	29
4.1.2 Utformning och alternativ	29
4.1.3 Kemisk påverkan	31
4.1.4 Mekanisk påverkan	32
4.2 BUFFERT	33
4.2.1 Buffertens roll	33
4.2.2 Buffertmaterial	34

	Sida	
5	BERGGRUNDEN VID FINNSJÖN	37
5.1	REGIONAL BESKRIVNING	38
5.1.1	Geologisk utveckling	38
5.1.2	Grundvattenförhållanden	39
5.1.3	Stabilitet i regional skala	39
5.2	FÖRLÄGGNINGSPLATSEN	40
5.2.1	Topografiska förhållanden	40
5.2.2	Jord och bergarter	41
5.2.3	Sprickzoner	41
5.2.4	Spricksystem	43
5.2.5	Egenskapernas allmängiltighet	44
5.3	HYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN	45
5.3.1	Grundvattenyta och hydrometeorologi	45
5.3.2	Berggrundens hydrauliska egenskaper	46
5.3.3	Hydrauliska förhållanden i och omkring Zon 2	48
5.3.4	Egenskapernas allmängiltighet	49
5.4	KEMISKA FÖRHÅLLANDEN	51
5.4.1	Grundvattenprovtagning och geokemiska undersökningar	51
5.4.2	Bergets mineral	51
5.4.3	Grundvattenkemi	52
5.4.4	Kemisk inverkan på radionuklidtransport	54
5.4.5	De kemiska egenskapernas allmängiltighet	56
5.4.6	Kemisk stabilitet	57
6	FÖRVARETS UTFORMNING	59
6.1	ALLMÄNT	59
6.2	ANPASSNING AV FÖRVARET TILL FINNSJÖN-OMRÅDET	59
6.2.1	Underjordsdelar	59
6.2.2	Schakt och ovanjordsanläggningar	60
6.3	FÖRVARSANLÄGGNINGENS UTBYGGNAD	60
6.3.1	Tillfart via schakt eller ramp	60
6.3.2	Sprängning/borring	61
6.3.3	Val av deponeringspositioner	61
6.3.4	Tätning/injektering	62
6.3.5	Pluggning	62
6.3.6	Återfyllning	62
6.4	SÄKERHETSRELEVANTA FAKTORER	63
6.4.1	Temperaturer	63
6.4.2	Bergspänningar	64
6.4.3	Sprickriktningar	64
6.4.4	Störd zon	65
6.4.5	Tätning av sprickor	66
6.4.6	Referensbeskrivning av närområdet	66

	Sida
7	BIOSFÄREN 69
7.1	DAGENS FÖRHÅLLANDEN VID FINNSJÖN 69
7.2	FRAMTIDA FÖRHÅLLANDEN VID FINNSJÖN 69
7.3	BIOSFÄRSMODELL I SKB 91 70
7.3.1	Recipenter 70
7.3.2	Spridningsmodell 72
7.3.3	Dosfaktorer 74
7.4	DISKUSSION 75
7.5	GLACIATION 76
7.5.1	Klimatförändringar 76
7.5.2	Glaciationens utbredning 76
8	MODELLERING AV RADIONUKLIDTRANSPORT 81
8.1	MODELLERINGSSTRATEGI 81
8.1.1	Allmänt 81
8.1.2	Problemställning 81
8.1.3	Huvudkrav på modelleringen 82
8.1.4	Huvudlinjer i modellkedjan 82
8.1.5	Genomförande 83
8.2	GEOHYDROLOGISK MODELLERING 87
8.2.1	Allmänt om använda modeller 87
8.2.2	Användning i SKB 91 90
8.2.3	Statistisk analys av konduktivitetsdata 94
8.2.4	Modellvariationer med HYDRASTAR 98
8.2.5	Deterministisk kontra stokastisk modellering 102
8.2.6	Verifiering och validering av HYDRASTAR 105
8.3	NÄROMRÅDET 106
8.3.1	Allmänt 106
8.3.2	Referensbeskrivning av närområdet 106
8.3.3	Transportmodellering för närområdet 106
8.4	TRANSPORT AV RADIONUKLIDER I FJÄRROMRÅDET 114
8.5	RADIOLOGISKA KONSEKVENSER 119
9	BERÄKNINGSRESULTAT 121
9.1	PLAN FÖR BERÄKNINGAR 121
9.1.1	Referensfallet 121
9.1.2	Variationer 121
9.2	DAGENS OCH FRAMTIDENS GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN 124
9.2.1	Närvaro av salt vatten 124
9.2.2	Inverkan av nedisning 124
9.3	REFERENSFALLET 129

	Sida	
9.4	GEOHYDROLOGISKA BERÄKNINGAR FÖR REFERENSFALLET	130
9.5	TRANSPORT- OCH DOSBERÄKNINGAR FÖR REFERENSFALLET	138
9.6	VARIATIONER	143
9.6.1	Genomförda variationer	143
9.6.2	Bergmassans egenskaper i förvarsområdet	149
9.6.3	Inverkan av brantstående sprickzoner	153
9.6.4	Inverkan av flacka sprickzoner	155
9.6.5	Regionala och lokala hydrauliska gradienter	155
9.6.6	Inplaceringen av förvaret i bergblocket och anpassningen till de geologiska strukturerna	159
10	SLUTSATSER	169
10.1	ALLMÄNT	169
10.2	FÖRVARETS SÄKERHET	169
10.2.1	Troliga förhållanden	169
10.2.2	Referensscenario	170
10.3	BERGET SOM BARRIÄR – VARIATIONSBERÄKNINGAR	174
10.4	FÖRVARSAUTFORMNING – ANPASSNING TILL LOKALA FÖRHÅLLANDEN	176
10.5	SAMMANFATTANDE SLUTSATSER	178
	REFERENSER	179

1 ALLMÄNT

Detta kapitel visar hur säkerhetsanalysen SKB 91 passar in i SKBs verksamhet i stort, och redovisar analysens syften. Därefter ges en överblick av det förvarssystem som ligger till grund för säkerhetsanalysen.

1.1 HISTORIK

SKB har till uppgift att bl a ta fram förslag till hur och var det svenska radioaktiva avfallet slutgiltigt skall tas om hand. Efter myndigheters granskning och godkännande skall SKB också konstruera och bygga de nödvändiga anläggningarna och deponera avfallet.

Enligt kraven i den sk villkorslagen, sedermera ersatt av kärntekniklagen, redovisade SKB mellan 1977 och 1983 en serie rapporter som visade att en slutlig förvaring av använt kärnbränsle är möjlig att genomföra i svensk berggrund med tillgänglig teknik och på ett sätt som är acceptabelt med hänsyn till säkerhet och strålskydd. Efter omfattande svensk och internationell remissgranskning godtogs detta av regeringen 1984. Genom omfattande undersökningar av sk typområden har SKB också visat att det i Sverige finns flera platser som har de geologiska egenskaper som krävs för detta.

Under 80-talet har SKB fortsatt studierna av typområden i Sverige och undersökt alternativa metoder för slutförvaring. Kunskapsunderlaget har utökats såväl vad gäller förståelsen av de processer som är viktiga för den långsiktiga säkerheten som dataunderlag och modeller för att kunna kvantifiera dem.

Erfarenheterna från dessa studier har givit ytterligare stöd för uppfattningen att det går att långsiktigt isolera bränslet från grundvattnet genom att omge det med en kopparkapsel. I lämplig miljö kan isoleringen bibehållas under så lång tid att avfallets farlighet sjunkit till nivåer som motsvarar rika uranmalmer. Den granitiska berggrunden i Sverige uppvisar genomgående, på några hundra meters djup och djupare, lämpliga kemiska förhållanden för detta. Erfarenheterna har också stärkt bedömningen att berget i Sverige erbjuder många platser där berggrunden också har en god förmåga att kvarhålla radionuklider om dessa skulle frigöras från förvaret.

Grundläggande i all planering för ett slutförvar i Sverige är att dess säkerhet skall baseras på flerbarriärprincipen, dvs att förvarets säkerhet inte skall vara avhängigt av en enda säkerhetsbarriär. Även om således kapslingen har en förmåga att helt skydda avfallet från grundvattnet under mycket lång tid, är det viktigt att även klarlägga de krav som ur säkerhetssynpunkt kan ställas på berggrunden under antagandet att radionuklider frigörs från förvarets tekniska barriärer.

1.2 SYFTE OCH AVGRÄNSNINGAR

Föreliggande rapport redovisar en säkerhetsanalys (SKB 91) som granskar hur den långsiktiga säkerheten i ett slutförvar påverkas av förvarsplatsens geologiska egenskaper, dvs analyserar hur bergbarriären fungerar under antagandet att radionuklider

läcker ut ur förvaret. Rapporten är avsedd att ingå i underlaget för lokalisering av ett slutförvar för använt kärnbränsle.

Följande frågor belyses:

- Vilken betydelse har platsens berggrund och hydrologi för den totala säkerheten hos ett slutförvar;
- Vilken inbördes betydelse har olika platsspecifika egenskaper för säkerheten;
- Hur kan förvarets placering och utformning anpassas till platsens förhållanden för att utnyttja de säkerhetsbarriärer berggrunden erbjuder.

Rapporten behandlar enbart förvarets säkerhet under förvarsskedet, dvs tiden efter dess förslutning. Möjligheten att uppnå tillräcklig säkerhet under driftskedet, dvs vid konditionering, transport och deponering av avfallet, är i allt väsentligt oberoende av lokaliseringsplatsens geologiska förhållanden.

SKBs fortsatta arbete under 90-talet kommer att omfatta val av principiell utformning, lokalisering av slutförvaret samt anpassning av utformning och barriärsystem till den valda platsen. SKB 91 kommer under detta skede att utgöra en grund för systematiska analyser av parametrar som påverkar säkerheten. Ett sekundärt mål är därför att bygga upp ett system av rationella rutiner för att genomföra säkerhetsanalyser. Dvs ett system för hantering av data, koppling av modeller, resultatredovisning etc. där modeller och databaser på ett praktiskt sätt kan bytas ut beroende på analysernas syfte.

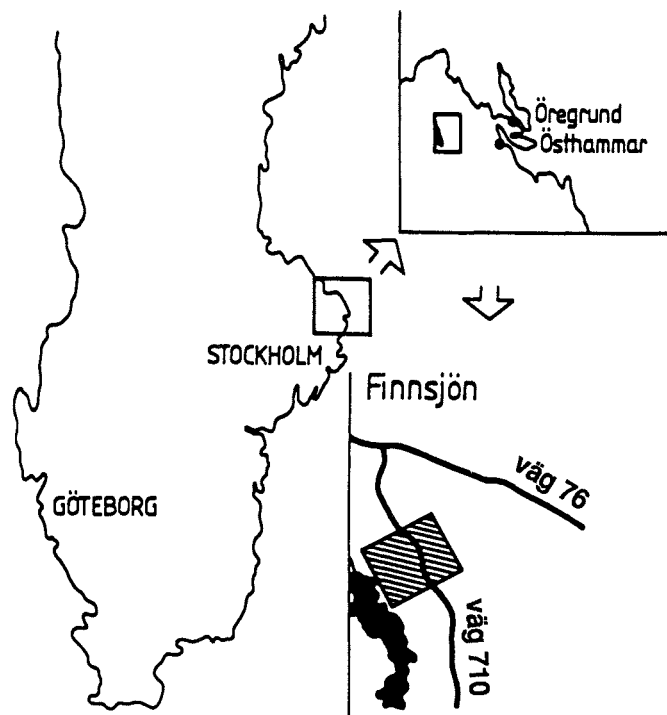
Rapporten omfattar enbart slutförvaring av använt kärnbränsle då denna avfallskategori innehåller de största mängderna av radiotoxiska ämnen och därigenom ställer de strängaste kraven på förvarets skyddsfunktion. Vissa typer av långlivat rivningsavfall, interna delar från reaktorerna och driftavfall kan komma att slutförvaras i anslutning till förvaret för använt bränsle men de olika förvarsdelarna behöver inte lokaliseras så att de påverkar varandra.

1.3 FÖRVARETS HUVUDDRAG

1.3.1 Principer

Följande principer har legat till grund för utformningen:

- Slutförvaringen görs i kristallin svensk berggrund på ett djup som skyddar förvaret mot störningar från ytan (dvs 300 – 700 m), i ett eller flera bergblock omgivna av svaghetszoner;
- Avfallet innesluts i kapslar som hanteras som separata enheter. Deras innehåll av bränsle, storlek och geometriska inplacering i förvaret väljs så att temperaturen på kapselns yta begränsas till väl under 100°C;
- Avfallet omges av flera olika barriärer för att isolera avfallet från omgivande grundvatten, och förhindra eller fördröja spridningen av radionuklider från det deponerade avfallet;
- Förvaret arrangeras så att det för sin säkra funktion inte är avhängigt av långtida övervakning och kontroll. Genom förvarets placering i berggrunden kommer det dock alltid att vara möjligt att komma åt avfallet så länge förvarets existens och lokalisering är känd.



Figur 1-1. Finnsjöområdet i norra Uppland.

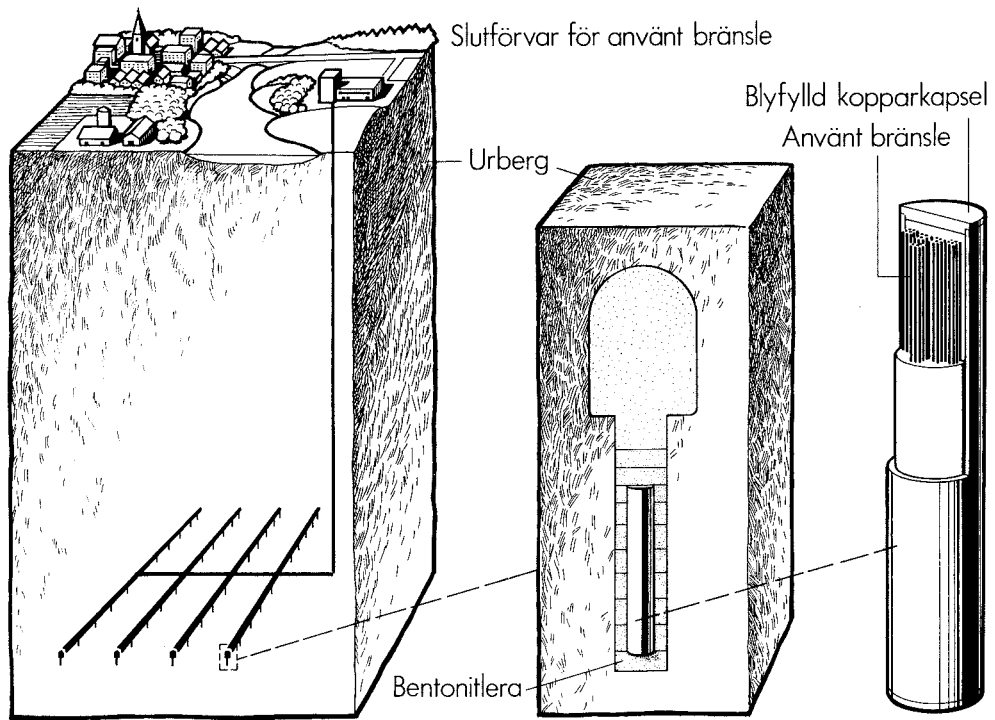
1.3.2 Förlägningsplats

Det tänkta förvarsområdets topografi, geologi och övriga platsspecifika karakteristika har valts i överensstämmelse med förhållandena i Finnsjöområdet i norra Uppland, se Figur 1-1. Finnsjön har valts som exempel eftersom det finns ett omfattande dataunderlag från området. Den bedömdes i KBS-3 som en möjlig plats för att lokalisera ett slutförvar men mindre gynnsam än några av övriga undersökta typområden. Förståelsen av platsens geologi stärks av data från Forsmarksområdet och SFR samt från Dannemora gruva.

1.3.3 Utformning

Deponeringen arrangeras i stort enligt den beskrivning som gavs i KBS-3 rapporten, se Figur 1-2. Det använda bränslet placeras i kopparkapslar som därefter fylls med bly. Kapslarna deponeras en och en i hål som borrar i botten av ett system av orter i berget. Utrymmet mellan kapslar och berg fylls med bentonitlera. Förvarsorterna antas vara regelbundet utlagda med 25 m centrumavstånd. Deponeringshålen har ett inbördes avstånd av 6 m. Bränslemängden antas vara 7 800 ton (uran-vikt), dvs den mängd som erhålls från det svenska kärnkraftsprogrammet fram till år 2010.

Vid förslutningen av förvaret återfylls samtliga hålrum. Orter och schakt förses med tätande pluggar för att undvika genomgående transportvägar för grundvattnet.



Figur 1-2. Principiell utformning av ett slutförvar för använt kärnbränsle i urberg.

2 SÄKERHETSANALYSENS METODIK

Kapitlet ger en översikt av förutsättningar och genomförande av SKB 91. Referensscenariot diskuteras och sekvensen av modellberäkningar presenteras. Valet av funktionsindex för förvaret redovisas mot bakgrund av de acceptanskriterier som diskuteras för den slutliga förvaringen. Kvalitetssäkringen i samband med analysen kommenteras.

2.1 ALLMÄNT

Den tidrymd som bör beaktas vid analys av säkerheten hos ett slutförvar är lång och de processer som kan ha betydelse för säkerheten är många och ofta långsamma. Säkerhetsbedömningar kan därför inte baseras enbart på resultat av experiment. Analyserna måste baseras på modeller för påvisade och möjliga processer mellan komponenterna i förvaret. Hänsyn måste också tas till den miljö där förvaret placeras och den miljö framtiden kan komma att erbjuda.

Under de senare åren har metoderna för säkerhetsanalyser av slutförvaring av radioaktivt avfall diskuterats internationellt bl a inom OECD/NEA /2-1/. I ett gemensamt uttalande av IAEA, OECD/NEA och CEC har man konstaterat att en tillfredsställande metodik för att bedöma den långsiktiga säkerheten finns tillgänglig /2-2/.

En tillförlitlig bedömning av förvarssystemets funktion och den inverkan funktionen har på säkerheten kräver att analysen är genomförd på ett strukturerat sätt. Nedan redovisas strukturen i SKB 91 med hänvisningar till de avsnitt där frågan behandlas:

- Acceptanskriterier fastställs för det förvarssystem som skall analyseras (avsnitt 2.4);
- Det radioaktiva avfall som skall deponeras definieras både kemiskt och fysikaliskt. Dess resteffekt och innehåll av radionuklider beräknas (kap. 3);
- Utförande och material för ingående tekniska barriärer redovisas (kap. 4);
- Förhållandena på förvarsområdet utvärderas och sammanställs (kap. 5) och förvarets placering och dess utförande redovisas (kap. 6);
- Sambanden mellan nuklidutsläpp till biosfären och konsekvenser för människan och hennes miljö fastställs (kap. 7);
- Processer varigenom olika ämnen i förvaret och dess omgivning kan växelverka med varandra identifieras och modelleras (kap. 8);
- Väsentliga processer för växelverkan i förvaret och mellan förvaret och dess yttre miljö sammanställs i ett referensscenario (avsnitt 9.3). Rimliga förändringar av dessa förhållanden som kan vara av betydelse för förvarets långsiktiga funktion utvärderas i alternativa scenarier eller variationsfall (se t ex avsnitten 7.5 och 9.6);
- Resultaten av analyserna för referensfall och variationer, alternativa scenarier etc. jämförs med acceptanskriterierna och slutsatserna sammanställs (kap. 9 och 10).

2.2 SCENARIER

Då den långsiktiga säkerheten kan påverkas av olika förändringar i förvarets framtida miljö, har analysen av framtida scenarier en central plats i säkerhetsanalysen. Interna-

tionella ansträngningar har gjorts för att formalisera analysen och etablera en ändamålsenlig praxis /se t ex 2-3/. En viktig fråga är hur det skall kunna visas att inga viktiga fenomen eller miljöförutsättningar har blivit förbisedda.

Eftersom SKBs inriktning vid lokalisering av ett förvar är att undvika områden med ovanliga mineral och malmer, regionala rörelsezoner och extrema topografiska gradienter, kan det förutses att alla potentiella förvarsplatser kommer att likna varandra vad gäller dessa miljöförutsättningar. Även biosfärsbeskrivningen har förenklats eftersom plats-specifika skillnader i biosfären mellan de studerade platserna i Sverige är väsentligt mindre än de tidsbundna förändringar som kan komma ifråga. Scenarier av karaktären intrång har inte diskuterats, då sannolikheten eller konsekvensen av att någon avsiktligt eller oavsiktligt tar sig in i förvaret knappast torde skilja sig väsentligt för sådana platser som kan bli aktuella.

I SKB 91 läggs tyngdpunkten på förvarsområdets funktion och på hur varierande geologiska förhållandena skulle påverka säkerheten.

2.2.1 Förhållanden, händelser och processer

Den långsiktiga säkerheten hos ett slutförvar måste analyseras med hjälp av modeller. Dessa modeller skall klarlägga förvarets funktion vid alla de förhållanden, händelser och processer (FEPs, "Features, Events and Processes") som kan påverka förvaret. Metodiken för att identifiera och definiera dessa FEPs är indelad i tre steg:

- 1) Identifiering av förhållanden, händelser och processer (FEPs) som kan komma att påverka ett slutförvar i framtiden;
- 2) Sortering/gallring av identifierade FEPs samt definition av de FEPs som ingår i den ordinarie analyssekvensen för referensscenariot (det sk Processsystemet);
- 3) Kombination av övriga FEPs till scenarier samt därefter sortering/gallring av dessa.

En metodisk genomgång av FEPs enligt ovanstående genomfördes 1988-89 i en gemensam studie mellan SKI och SKB /2-4/. Ett stort antal processer och händelser definierades som tänkbara och en bearbetning genomfördes för att få fram de troligaste kombinationerna – scenarierna. Vid denna genomgång insågs att antalet kombinationer, och därmed antalet beräkningsfall vid en systematisk genomgång kommer att vara alltför stort. Den systematiska genomgången tjänar dock syftet att samtliga identifierade FEPs blir dokumenterade i en databas och att motiven till att ta med eller utesluta en viss FEP i beräkningsfallen samtidigt kan redovisas.

I ett licensieringsskede förutsätts olika plats- och systemspecifika förhållanden (Features) vara väl kända och dokumenterade. Huvudintresset i detta skede knyts till hur olika händelser eller speciella processer kan påverka förvarets funktion. I ett platsvalsskede, däremot, fokuseras intresset till den säkerhetsmässiga betydelsen av olikheter mellan tillgängliga platser.

I SKB 91 har den lista av FEPs som återfinns i /2-4/ använts i ursprungligt skick. En uppdelning har gjorts i platsrelaterade FEPs (i huvudsak sk Features) och övriga (dvs Processes och Events, P/E). Platsspecifika förhållanden studeras som variationer i fjärrzonsmodellen. För övriga har en uppdatering av definitioner och motiv för medtagning/uteslutning av P/E i befintliga modeller utförts, dvs steg 2 ovan /2-5/.

Detta arbete har gjorts för samtliga P/E i det sk Process-systemet enligt /2-4/. Process-systemet, PS, är den totala mängden av processer och händelser vilka man med någon

form av säkerhet vet kommer att påverka förvaret. PS utgör därför, efter lämpliga förenklingar, grunden för hur förvarets funktion modelleras i referensfallet.

För att undvika att betydelsen av platsspecifika faktorer göms under eventuella osäkerheter i källterm, närområdesfunktion eller förändringar i biosfären, har antalet variationer eller scenarier för dessa delsystem begränsats. För att därutöver undvika att variationer i olika parametrar enbart återspeglar effekten av att tillämpa säkerhetsmarginaler, har referensfallets parametrar valts på ett rimligt realistiskt sätt.

Detta innebär att en del av de pessimistiska antaganden och förenklade modeller som använts i tidigare säkerhetsanalyser ersatts med större realism i SKB 91.

För att klarlägga betydelsen av bergets inhomogenitet och den osäkerhet som ligger i att bergets hydrauliska egenskaper endast uppmätts i ett begränsat antal punkter, har en stokastisk modell använts för att beskriva grundvattenrörelserna i berget. För varje modellrealisering väljes värden för bergets konduktivitet mellan mätpunkterna slumpvis på ett sådant sätt att den statistiska bilden av områdets konduktivitet får samma korrelation och varians som mätvärdenas statistik. På detta sätt kommer osäkerheten i modelleringen på grund av bergets naturliga variabilitet och vår bristande kunskap om denna, att återspeglas i utfallet av de olika realiseringarna med den stokastiska modellen.

De variationer som därutöver genomförs återspeglar effekten av ändrade parametrar som medelkonduktivitet, hydraulisk gradient, sprickzoners lägen i förhållande till förvaret, förvarsdjup etc.

Under 1992 i samband med presentation av FUD-program 92 avses en mera fullständig lägesrapportering ges för området scenarioutveckling.

2.2.2 Referensscenario och variationer

Data rörande avfallets karakteristika, barriärsystemets dimensionering, platsspecifika förutsättningar, förvarets utformning och förhållandena i den omgivande biosfären återfinns i de följande kapitlen 3 till 7. Analyserna genomförs under antagandet att deponering sker i jämn takt varefter utrymmena återfylls /2-6/. Förvaret antas slutligen komma att förseglas någon gång på 2050-talet.

Det mest sannolika förhållandet är att samtliga kapslar uppfyller de täthetskrav som uppställts för inkapslingen, dvs grundvattnet kommer inte i kontakt med bränslet förrän efter mycket lång tid då kopparhöljets isolering brutits av korrosion eller av inre övertryck. Risken för att någon defekt skall ha uppstått i samband med tillverkningen kan dock inte helt försummas. Därför har referensfallet inte baserats på det mest sannolika tillståndet i förvaret, utan definierats så att varje kapsel som deponeras har sannolikheten 0,1% att vara behäftad med ett initialt tillverkningsfel. För hela förvaret innebär det att 5 à 6 kapslar har defekter. Defekten definieras som ett genomgående hål i kopparkapselns svetsfog.

Beräkningsmodeller och förutsättningar för de genomförda beräkningarna redovisas i kapitel 8.

Klimatförändringar kommer att inträffa under den tid förvaret skall fungera. På kortare sikt är en höjning av temperaturen trolig, men på längre sikt, i 10 000-årsskalan, förväntas jorden gå mot nya istider.

En glaciation förändrar många av förutsättningarna för en säkerhetsanalys. Den avgörande förändringen ur säkerhetssynpunkt är dock att det starka sambandet mellan radioaktiva ämnen i biosfären och dos till människor bryts när det intensiva bruket av mark för matproduktion avstannar. Därför ingår inte en kommande istid i referensscenariet trots att många betraktar den som trolig.

För att ändå belysa hur en framtida glaciation skulle kunna utvecklas, och på vilket sätt den kan påverka ett djupförvar, beskrivs i avsnitt 7.5 ett glaciationsscenario. I kapitel 9 presenteras vissa övergripande analyser av dess inverkan på grundvattnet och på risken för bergörelser i förvaret.

Förutom referensfallet analyseras i SKB 91 också vissa variationer. Syftet är att kvantifiera den säkerhetsmässiga betydelsen av olika geologiska förutsättningar. Variablerna har valts ut på grund av att de förväntas kunna vara säkerhetsmässigt betydelsefulla, innehålla stora osäkerheter, eller utgöra parametrar som relativt fritt kan väljas i samband med förvarets utformning. Beräkningarna genomförs med modelluppsättningen från referensfallet eller med modeller som mera direkt anknyter till varierade parametrar.

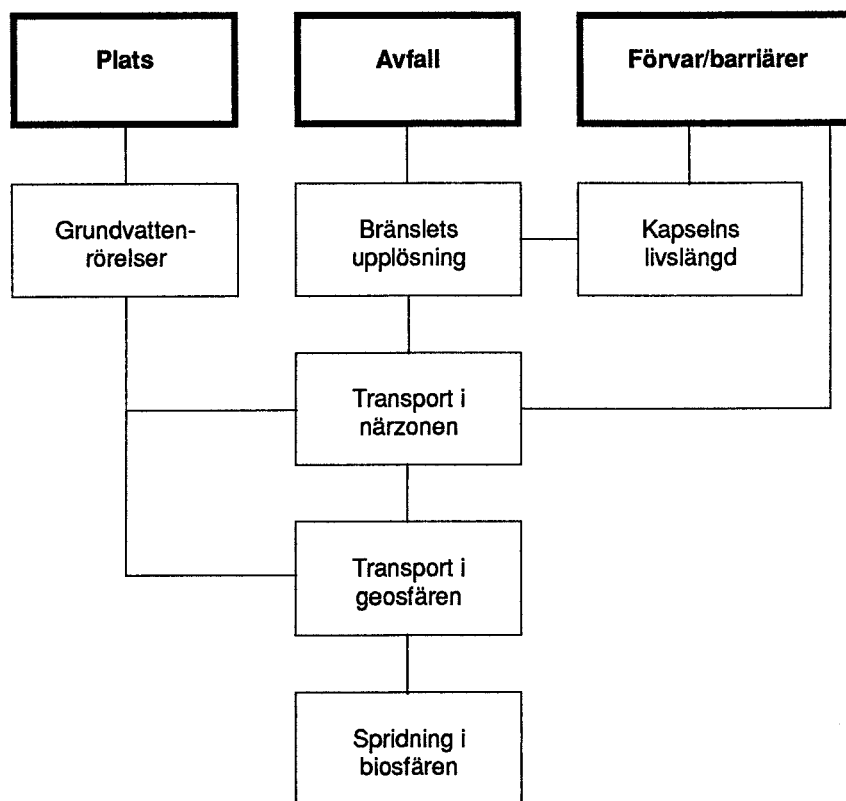
Nedan förtecknas de variationer som utvärderats. I kapitel 9 görs en mer detaljerad genomgång av förutsättningarna.

- Grundvattenflödet;
- Vattentransporttiden från kapseln till ytan;
- Dispersionförhållanden i modellblocket;
- Arean på de bergytor som är i kontakt med det rörliga grundvattnet;
- Redoxfrontens utbredning;
- Salthaltens inverkan på grundvattnets cirkulation;
- Förvarsdjup;
- Förekomst eller frånvaro av flacka sprickzoner;
- Respektavstånd mellan förvar och sprickzoner;
- Konduktivitetskontrast mellan sprickzoner och bergmassa;
- Regionala gradientens storlek;
- Den av utbyggnaden orsakade störda zonen i berget och dess orientering;
- Olika recipienter för det djupa grundvattnets utflöde i biosfären.

Därutöver har vissa förhållanden diskuterats på ett kvalitativt sätt, t ex betydelsen av variationer i grundvattenkemi och kapseltemperatur för förvarets säkerhet.

2.3 MODELLER OCH DATA

I KBS-3 gjordes ett antal pessimistiska förenklingar där man bortsåg från positiva faktorer om de inte kunde kvantifieras. Sålunda antogs t ex att kapselns inverkan på utläckaget av radioaktiva ämnen helt försvinner när ett första hål penetrerar den och att radionukliderna når biosfären i samma ögonblick de når en större sprickzon. Sådana förenklingar har i möjligaste mån undvikits i SKB 91, men kvarstår i vissa fall där processen är så komplicerad att en detaljerad analys inte syns meningsfull idag. Syftet har varit att i möjligaste mån presentera en realistisk, men inte överoptimistisk, bild av förvarets funktion så att effekten av antagna variationer inte göms bakom överdrivna säkerhetsmarginaler. Figur 2-1 visar schematiskt analysens uppläggning och informationsflödet mellan de olika delanalyserna.



Figur 2-1. Schema över säkerhetsanalysen i SKB 91 och dess informationsflöden.

Eftersom analysen genomförs för en plats där databasen delvis tagits fram för andra syften än för lokalisering av ett slutförvar, kan underlaget ur vissa synpunkter vara bristfälligt. Genom att välja en stokastisk modell för beskrivning av förvarets fjärrområde kan emellertid konsekvensen av olika slumpvisa utfall studeras på basis av statistik från genomförda undersökningar. En sådan situation med begränsad datatillgång är snarlik den som föreligger i ett tidigt skede av en platsundersökning. Även då måste de första analyserna göras på basis av ett fåtal borrhål och resultaten får i första hand ses som möjliga utfall. Med större datamängd tillgänglig förväntas osäkerheten i modelleringen minska. Beräkningarna kan dels belysa skillnaderna mellan olika antaganden om platsens grundvattenförhållanden, dels klargöra vilka fortsatta undersökningar som kan vara väsentliga respektive ointressanta med hänsyn till möjligheterna att anlägga ett slutförvar.

I motsats till analysen av de hydrauliska förhållandena i fjärrområdet utvärderas bränslets upplösning och transporten av radionuklider i närområdet deterministiskt, dels för att inte osäkerheter i beskrivningen av närområdet skall dölja responsen på variationer i fjärrområdet, dels för att parametrarna i närområdet i högre grad än de för fjärrområdet kan kvalitetskontrolleras.

De allmänna förutsättningarna och beräkningsföljden i SKB 91 redovisas nedan, detaljerade uppgifter om indata och modeller ges i kapitel 8.

- Mängden använt kärnbränsle baseras på SKBs Planrapporter och antagandet att de svenska kraftreaktorerna drivs fram till slutet av år 2010;
- Nuklidinnehåll och resteffekt i bränslet vid olika tider beräknas på basis av tidigare driftdata och prognos för tiden fram till avställning;

- Temperaturerna i förvaret beräknas för en förvarsutformning liknande KBS-3;
- Grundvattenrörelserna i området beräknas regionalt och lokalt. Det regionala området ger randvillkor till det lokala området. Modelleringen baseras på topografi, lineamenttolkningar och mätningar av hydraulisk konduktivitet;
- Kapselns funktion baseras på
 - termodynamisk stabilitet i rent vatten, grundvattenomsättningen i förvarsområdet, uppmätta halter av korroderingar i grundvattnet och diffusiv masstransport mellan grundvatten och kapsel,
 - porositeten i en blyfylld kapsel och uppbyggnad av gastryck från det radioaktiva sönderfallet,
 - sannolikheten 1/1 000 att en enskild kapsel deponeras med en initial skada;
- Upplösningen av bränslet beräknas med
 - en tidigaste tidpunkt på 1 000 år för när vattnet kommer i kontakt med bränslet,
 - en ny modell där omvandlingen av bränslematrisen styrs av oxidantproduktion via α -radiolys,
 - pessimistiskt uppskattade spaltinventarier för cesium, klor, jod och kol;
- Nuklidtransporten i närområdet beräknas med
 - en transient modell för beräkning av tidpunkten för första genombrott,
 - en stationär modell för diffusion genom ett kapselhål via buffertmaterialet fram till rörligt grundvatten i en spricka eller i en störd zon kring orten;
- Nuklidtransporten i fjärrområdet beräknas på grundval av strömbanor från olika delar av förvaret, genererade av grundvattenmodellen, samt endimensionell modellering av matrisindiffusion och sorption;
- Spridningen av radioaktiva ämnen i biosfären beräknas för en standardbiosfär med hänsyn till olika transportvägar till människan via brunn, boskap, spannmålsodling och fiske;
- Dosomvandlingsfaktorer baserade på ICRPs rekommendationer.

Betydelsen av att vissa förutsättningar ändras har utvärderats genom variationsanalyser med berörda delmodeller eller med hela modellkedjan.

2.4 REGELSYSTEM OCH ACCEPTANSKRITERIER

2.4.1 Allmänt

Förvaringen av använt kärnbränsle skall genomföras så att den uppfyller kraven på strålskydd och säkerhet enligt strålskyddslagen och kärntekniklagen. Tillståndsgivande myndigheter är statens strålskyddsinstitut, SSI, och statens kärnkraftinspektion, SKI.

Specifika riktlinjer för de långsiktiga aspekterna av förvaringen har inte fastställts i Sverige. Ett pågående samarbete mellan de nordiska myndigheterna för kärnsäkerhet och strålskydd syftar dock till att ta fram rekommendationer. De föreslagna riktlinjerna förväntas bli gemensamma för de nordiska länderna. Ett förslag publicerades 1989 /2-7/.

Dokumentet, som diskuterats både inom Norden och internationellt, syns vara i god överensstämmelse med dagens syn på acceptansfrågor i Europa och med de internationella rekommendationer som diskuteras inom bl a IAEA /2-8/. Eftersom detta nordiska arbete utgör en god återspeglning av dagens svenska myndighetsyn, har redovisningen i föreliggande rapport anpassats till nämnda dokument.

2.4.2 Mål och principer

Här nedan återges dokumentets mål och principer åtföljda av kommentarer om deras tillämplighet på SKB 91.

Mål – Målet för slutförvaringen är att skydda människans hälsa och miljö samt begränsa bördorna för kommande generationer.

Innebörden av detta mål ges i sju principer:

Princip 1 – Hälsorisker och effekter på miljön skall, oavsett tidpunkt, vara låga och inte större än vad som är acceptabelt idag. Acceptansen av ett slutförvar skall baseras på radiologisk påverkan utan hänsyn till nationsgränser.

I SKB 91 används, vid konsekvensberäkningarna för analysens referensfall och vid variationerna, ett antal olika mätetal för förvarets säkerhet. Dessa bibehålls oavsett om variationerna medför att konsekvenserna infaller olika i tiden. Analyserna jämför dessutom belastningar i typbiosfärer, oavsett var dessa finns.

Princip 2 – Bördan på framtida generationer skall begränsas genom att ”vid lämplig tidpunkt” genomföra en slutförvaring som för sin säkerhet inte är beroende av långsiktig institutionell kontroll eller underhållsåtgärder.

SKB 91 analyserar ett passivt flerbarriärssystem, som planeras bli taget i drift från ca år 2020.

Princip 3 – Den individuella stråldosen, förutom dos från osannolika störande händelser, skall vara mindre än 0,1 mSv/år. Därutöver skall sannolikheter och konsekvenser för osannolika störande händelser studeras, diskuteras och presenteras i kvalitativa termer, och där så är möjligt kvantitativt, i förhållande till den risk för dödsfall som motsvaras av dosen 0,1 mSv/år.

SKB 91 redovisar de individdoser som skulle kunna erhållas i referensfallet och valda variationer under antagande av en stiliserad och statisk biosfär.

För tider upp emot några tusental år beräknas individdoser till närboende grupper. För tider efter detta skall dosangivelserna, i överensstämmelse med diskussionen i dokumentet, ses som mätetal på förvarets säkerhetsmässiga funktion. Tidsperspektiven diskuteras närmare i avsnitt 2.4.3.

Princip 4 – Radionukliderna som frigörs ur förvaret skall inte medföra en signifikant ändring i förläggingsområdets radiologiska miljö. Detta innebär att flödet av radionuklider från förvaret till biosfären skall vara låg jämfört med inflödet av naturliga α -emitterande ämnen, eller kvantitativt inte mer än

- a) 10^5 Bq/år av långlivade fissionsprodukter;
- b) 10^4 Bq/år av långlivade aktinider

per ton naturligt uran som använts för att producera avfallet.

För referensfallet beräknas både aktivitetsflöden till biosfären och därav resulterande individdoser. Betydelsen av vissa variationer belyses med hjälp av hur sannolikheten för snabba transportvägar från förvaret upp till biosfären förändras.

Princip 5 – Strålskyddet för ett slutförvar skall optimeras. Vid optimeringen skall stråldoser och risk jämföras och balanseras mot många andra faktorer som kan påverka utfallet.

SKB 91 syftar till att klarlägga den säkerhetsmässiga betydelsen av ett antal parametrar (t ex försvarsdjup, respektavstånd till sprickzoner etc.) som kan väljas mer eller mindre fritt. Detta utgör en del av det underlag som är nödvändigt för att kunna anpassa förvarets utformning till en vald plats. Principen är ej aktuell för SKB 91.

Princip 6 – Att förvaret överensstämmer med strålskyddsbestämmelserna skall visas på ett övertygande sätt genom säkerhetsanalyser baserade på kvalitativa bedömningar och kvantitativa resultat från modeller som validerats så långt som är praktiskt genomförbart.

Den metod för genomförande av säkerhetsanalysen som utvecklats i samband med SKB 91 kommer också att utgöra en grund för hur fortsatta analyser i anslutning till lokalisering och systemutformning kommer att genomföras.

Princip 7 – Ett program för kvalitetskontroll skall etableras för komponenterna i försvarssystemet och för alla verksamheter från det att en plats etablerats, under byggande och drift och fram till försegling av anläggningen, för att uppnå en överensstämmelse med antagna förutsättningar och gällande bestämmelser.

Vid genomförandet av SKB 91 har vissa regler för kvalitetssäkring upprättats för att i första hand underlätta spårbarheten av underlag och av programversioner som utnyttjats. Syftet har varit att pröva sådana rutiner och den praktiska arbetsinsats de kräver inför den kommande starten av lokaliseringsprocessen.

Tekniska kriterier i övrigt

I det föreslagna nordiska dokumentet ges ett antal rekommendationer vad gäller platsens egenskaper samt förvarets och säkerhetsbarriärernas utformning. Syftet med variationerna i SKB 91 är just att belysa det säkerhetsmässiga värdet av många av dessa förhållanden.

2.4.3 Tidsperspektivet och funktionsindex

Som framgått av principerna ovan kan olika måttetal användas för att kvantifiera förvarets funktion ur säkerhetssynpunkt. Valet av ett sådant måttetal eller index för funktionen påverkas av den tidsperiod eller de fenomen som skall behandlas, och av hur resultatet avses bli utnyttjat.

Beräkningsresultaten för referensfallet redovisas i form av en sannolikhetsfördelning av individdos till en jordbrukande grupp människor som antas bo i anslutning till utströmningsområdet för det grundvatten som passerat försvarsområdet (kap. 7). Dessa individdoser betraktas som typiska för en grupp människor som bor i en miljö som kan påverkas av slutförvaret. Härvid har en, i jämförelse med dagens svenska förhållanden, extremt hög grad av lokal självförsörjning förutsatts. Det har vidare antagits att klimatet inte väsentligt avviker från det nuvarande. Dosen bedöms vara ett rimligt måttetal på förvarets funktion under de närmaste årtusendena. Detta måttetal har också använts som jämförelseindex för att visa hur förvarets funktion påverkas över längre tider. Denna redovisning sträcker sig från nutid 1 miljon år framåt i tiden.

För referensfallet och ett antal variationer redovisas de beräknade utsläppen också som utläckage till biosfären uppdelade på de radionuklider som dosmässigt dominerar utsläppen. Även detta gäller tiden fram till 1 miljon år.

Förvarets funktion för tiden efter 1 miljon år diskuteras enbart mot bakgrund av de processer som påverkar förvarets barriärer.

Analyserna i SKB 91 visar att närområdets förmåga att begränsa utsläppen endast i liten omfattning påverkas av vattenflöde och bergkvalitet. Därför kan platsens säkerhetsroll direkt relateras till den omgivande berggrundens barriäreffekt. Dvs platsens roll för säkerheten beror på hur platsspecifika egenskaper påverkar transporttiden mellan förvaret och biosfären. Frekvensen av kanaler med olika vattentransporttider utgör det mest direkta måttet för den säkerhetsmässiga funktionen hos platsen, och används därför som jämförelseindex vid vissa variationer.

2.5 KVALITETSSÄKRING

Arbetet med SKB 91 har varit underkastat en kvalitetssäkringsplan. Syftet har varit, förutom att säkra en hög och dokumenterad kvalitet på analysen, att ge en praktisk prövning av kvalitetssäkringsprocedurer inför kommande funktions- och säkerhetsanalyser i samband med val av utformning och plats för det slutliga förvaret för använt bränsle. Tonvikten har lagts på riktigheten och spårbarheten i data och dokumentation.

SKB 91 har delats upp i ett antal analysområden med avgränsningar och informationsflöden mellan områdena enligt:

- A: Närzonsanalyser;
- B: Analys av radionuklidtransport i närzonen;
- C: Geohydrologiska analyser;
- D: Biosfäranalyser;
- E: Analyser av bränslets sammansättning;
- F: Scenarioanalyser.

För varje analysområde har funnits en ansvarig person utsedd. Detta har också innefattat ansvar för kvalitetsarbetet. Projektledaren har haft det övergripande QA-ansvaret.

3 ANVÄNT KÄRNBRÄNSLE

I detta kapitel presenteras mekanismerna för hur radionuklider kan frigöras från det använda bränslet efter det att bränslematrisen kommit i kontakt med vatten. Beräkningsmodellen beskrivs. Radionuklidinnehåll och bränslets resteffekt redovisas.

3.1 BRÄNSLETS FUNKTION I SLUTFÖRVARET

3.1.1 Allmänt

Det använda bränslet, som utgör det högaktiva avfallet, fungerar också som en teknisk barriär i förvaret på grund av låg löslighet i vatten och på grund av låg korrosionshastighet. Vid genombrott på kapseln kommer utläckaget från förvaret att bland annat begränsas genom den långsamma bränsleupplösningen.

3.1.2 Mekanismer för frigörelse

Frigörelsen av radionuklider från bestrålat bränsle i kontakt med grundvatten är resultatet av två mekanismer:

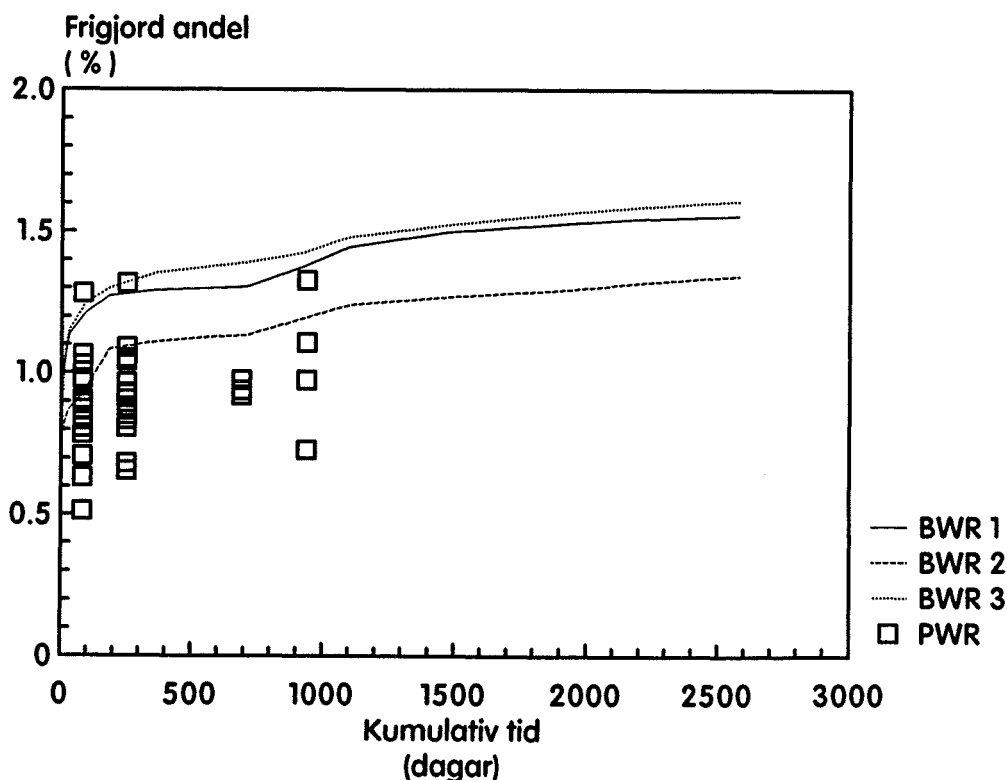
- frigörelse av radionuklider i gapet i bränslestavarna mellan bränslekuts och kapslingsrör och från korngränser i uranoxidbränslet;
- frigörelse av radionuklider på grund av upplösning eller omvandling av uranoxidmatrisen.

Dessa mekanismer beror i sin tur på flera olika faktorer som utbränning, grundvattensammansättning, lokala redoxförhållanden, temperatur osv. För förvar i svensk berggrund har redoxförhållandena den avgjort största inverkan.

Frigörelse från gap och korngränser

Förhållandena under bestrålningen i reaktorn har betydelse för frigörelsen av flyktiga fissionsprodukter under drift, för bränslets mikrostruktur och för segregationen av fissionsprodukter från UO₂-kornen. Flera undersökningar har bekräftat att dessa faktorer har betydelse för hur vissa fissionsprodukter lakas ut vid kontakt med vatten. Av särskild betydelse är frigörelsen av cesium och jod från bränslematrisen till gapet mellan kuts och kapsling och till sprickor i bränslet, då dessa ämnen kan dominera utsläppet i ett tidigt skede efter en kapselskada. Andelen frigjord cesium och jod är jämförbar med fissionsgasfrigörelsen under reaktordriften /3-1, 2/. Denna andel ämnen lakas ut relativt snabbt, när bränslet kommer i kontakt med vatten. Detta illustreras för cesium i Figur 3-1, där man kan se att för både BWR- och PWR-bränsle frigörelsen kan ligga på upp till 1% av cesium-innehållet i typiska fall.

Frigörelsen från korngränserna i bränslet är svårare att uppskatta eftersom korngränsinventariet i bränslet i stort sett är okänt. De försök, som gjorts att bestämma ett eventuellt korngränsinventarium av fissionsprodukter har undantagslöst givit



Figur 3-1. Andel frigjord cesium som funktion av kontakttiden.

negativa resultat, dvs något inventarium har inte entydigt kunnat bestämmas. Auger-analys av intergranulära brottytor har inte visat någon segregation av fissionsprodukter till korngränserna på bränsle med låg fissionsgasfrigörelse, med undantag för metalliska inklusioner innehållande metallerna Mo, Ru, Pd, Tc och Rh, som även kan förekomma i korngränserna /3-3/.

Ett försök att på kemisk väg bestämma korngränsinventarierna av Cs, Tc och Sr i lättvattenreaktorbränsle visade mycket små, om ens något, korngränsinventarium för strontium och teknetium. Som en övre gräns sattes 0,2%, men analysresultaten var nära detektionsgränserna och även negativa värden bestämdes i enstaka fall. Inventariet av cesium skulle kunna vara upp till 1% av totala cesiuminnehållet i bränslet /3-4/. Detta värde är så lågt att det täcks av det i säkerhetsanalysen konservativt satta värdet på omedelbart frigjord cesium.

Experiment utförda inom SKBs forskningsprogram tyder heller inte på att det finns korngränsanrikningar av fissionsprodukter i någon omfattning av betydelse. Nya data visar emellertid att teknetium efter längre kontakt med vatten under oxiderande förhållanden lakar annorlunda än cesium och strontium. Detta kan tyda på att teknetium lakas från andra delar av bränslet eller från separata faser i bränslet. Under reducerande förhållanden saknar detta emellertid betydelse, eftersom frigörelsen av teknetium är löslighetsbegränsad till mycket låga nivåer /3-5/.

Frigörelse på grund av matrisupplösning

Fissionsprodukter och aktinider som frigörs på grund av matrisupplösning utgör den dominerande andelen av bränslets radioaktivitet. Nuklider som ligger inbäddade i bränslekornen är skyddade mot direkt upplösning i grundvatten. Frigörelsen kan ske endast om bränsematrisen löses upp eller omvandlas. I en miljö i vilken UO_2 är termodynamiskt stabil kommer frigörelsen av radionuklider att vara begränsad av mängden upplöst UO_2 . Även under mildt oxiderande förhållanden, där UO_2 oxideras till U_4O_9 eller U_3O_7 kommer mängden upplöst uran att vara begränsande, därför att oxidation till dessa oxider inte leder till att kristallgittret bryts upp.

Om oxidationen går längre, t.ex. till U_3O_8 , UO_3 eller till någon annan U(VI)-förening kan radionukliderna frigöras i takt med matrisomvandlingen, trots att uranhalten i lösning fortfarande kan vara låg.

Faktorer som påverkar matrisupplösningen

Grundvattensammansättning

De viktigaste av de grundvattenkomponenter, som skulle kunna påverka upplösningen av bestrålad UO_2 är karbonat- och fosfatjoner. Fosfathalter av någon betydelse är osannolika i de flesta grundvatten, medan karbonathalter i millimolarområdet är relativt vanligt.

Effekten av karbonathalt på bränsleupplösning under oxiderande förhållanden har studerats i koncentrationsintervallet $1 \cdot 10^{-5}$ M till $3 \cdot 10^{-2}$ M. Fastän halten löst uran ökar med ökad karbonathalt, har det visat sig att frigörelsen av fissionprodukter inte ökar i motsvarande grad /3-1, 6, 7, 8/.

Radiolys

En effekt av joniserande strålning från bränslet är en produktion av oxidanter genom radiolytisk sönderdelning av vatten. Radiolysen producerar ekvivalenta mängder oxiderande och reducerande species, men det är den större reaktiviteten hos de oxiderande species, som befaras kunna ge upphov till lokala oxiderande förhållanden.

Redan efter några hundra år har γ - och β -strålningen avklingat till nivåer, som är försumbara jämförda med α -strålningen /3-9/. α -strålningen kommer att förbli tillräckligt hög för att vara av potentiell betydelse för långa tidsperioder. Emellertid visar nyare studier i Kanada på att det kan finnas ett tröskelvärde på dosraten, under vilket ingen radiolytisk oxidation till UO_2 förekommer /3-10, 11/. För oxidationsgrader under UO_2 förekommer ingen oxidativ upplösning av bränslet. För CANDUTM-bränsle sker detta efter 500 till 1 000 år. För lättvattenreaktorbränsle skulle dosraten komma under tröskelvärdet efter ca 20 000 år /3-9, 12/.

En sammanställning av hela det experimentella underlaget för en elektrokemisk modell för oxidativ upplösning av UO_2 har gjorts av Shoesmith et al. /3-13/.

Redoxpotential

Undersökningar har visat att vid oxidativ upplösning av UO_2 spelar syrekoncentrationen och redoxpotentialen stor roll. Upplösningshastigheten tycks vara proportionell mot syrets partialtryck. Approximativt motsvarar en sänkning i syrekoncentration med en storleksordning också en sänkning i upplösningshastighet med en storleksordning /3-14/. Under reducerande förhållanden, dvs redoxpotentialer under ca -100 mV på väteskalan är UO_2 den stabila fasta fasen. Under mildt reducerande förhållanden kommer därför någon av faserna UO_2 , U_4O_9 eller U_3O_7 att vara stabil /3-15/. Under dessa förhållanden kommer frigörelsen av radionuklider att vara begränsad av uranupplösningen, eftersom dessa uranoxider har samma struktur som UO_2 och någon omlagring av kristallgittret inte äger rum.

Temperatur

Experiment med bränsleupplösning visar att temperaturberoendet är relativt svagt. I temperaturintervallet 25 till 150°C ökar upplösningshastigheten med ungefär en faktor tio /3-16/. För temperaturer upp till 85°C tycks upplösningshastigheten öka med en faktor tre till fem /3-17/. Halterna av aktinider i lösning sjunker emellertid med en till två storleksordningar.

Övriga tekniska barriärer

Några undersökningar har genomförts för att studera inverkan av de tekniska barriärerna på bränsleupplösningen och på beteendet för fissionsprodukter och aktinider i lösning. En studie utförd av SKB visar att närvaron av en utspädd bentonitsuspension inte ökar upplösningshastigheten för bränslet, men att flertalet av aktiniderna och fissionsprodukterna sorberas starkt på bentoniten /3-18/. Liknande observationer har gjorts vid närvaro av järn och järnkorrosionsprodukter /3-19/.

3.1.3 Modell för bränsleupplösning

Allmänt

En bränsleupplösningmodell måste ha en term, som beskriver frigörelsen av aktivitet från spalten mellan bränslekutsar och kapslingsrör (och i sprickor i bränslet), och en term som beskriver frigörelsen på grund av matrisupplösning. Det är också önskvärt att upplösningen av eventuell korngränsaktivitet modelleras. Frigörelsen av spaltaktivitet kan ha en betydande variation, beroende på bränslets bestrålningshistoria. Den sker mycket snabbt och kan betraktas som ögonblicklig jämförd med den mycket långsamma matrisupplösningen. Efter denna fas kan i en andra fas frigörelse av korngränsaktivitet vara dominerande, innan i slutfasen matrisupplösningen tar vid som hastighetsbegränsande process.

Modelleringen av den första fasen är relativt rättfram, om fördelningen av bränsle med olika fissionsgasfrigörelse är känd. Typiska värden ligger på ca 1% av totala inventariet av cesium och jod, men kan i extrema fall vara högre. Utan detaljerad kännedom om bränslet kan man ansätta 5% cesium och 10% jod som konservativa värden för frigjord spaltaktivitet.

Modellering av kinetiken i den andra fasen är avsevärt svårare och kräver ytterligare forskningsarbete, dels för att bestämma korngränsinventariet, och dels för att bestämma dess frigörelsehastighet.

Modelleringen av matrisupplösningen kommer att styras av om närområdesförhållandena är sådana att UO_2 är termodynamiskt stabilt eller inte. Uranoxidens stabilitet under reducerande förhållanden beror till stor del på att den har en extremt låg löslighet över ett brett intervall för temperatur och pH. Om sådana reducerande förhållanden upprätthålls i förvaret att UO_2 är stabilt, kan bränsleupplösningen beskrivas med en mycket enkel modell där frigörelsehastigheten är lika med mättnadskoncentrationen för uran gånger den ekvivalenta volymen grundvatten som per tidsenhet passerar bränslekapseln. Även om modellens enkelhet är tilltalande, kan den bara tillämpas om det kan visas att strålningsfältet vid bränsleytan, framförallt då α -strålningen, inte skapar lokala oxiderande förhållanden, där UO_2 inte längre är stabilt. Om så är fallet, måste en modell för radiolytisk oxidativ upplösning av bränslet tillämpas.

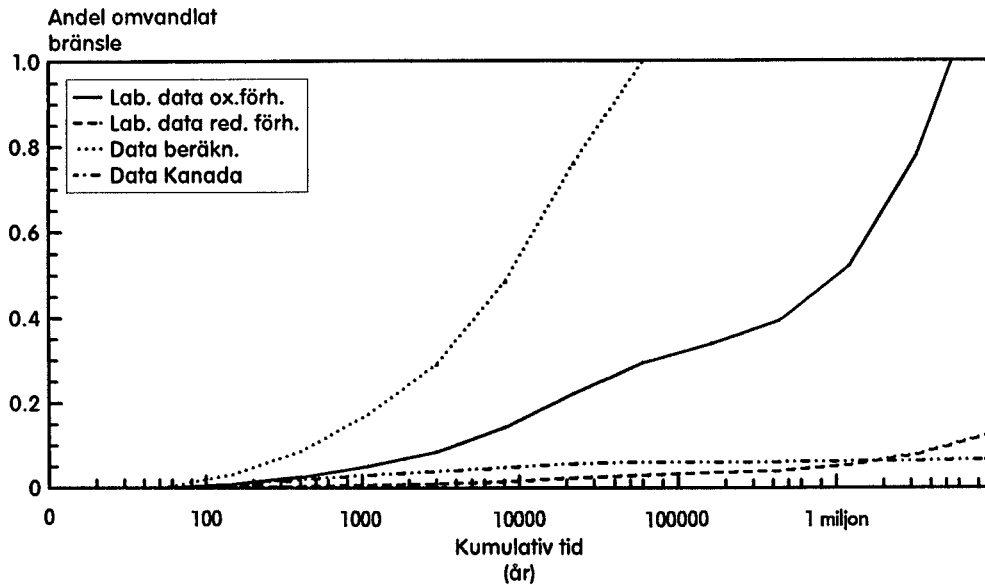
Radiolytisk upplösning av bränsle

Variationen av α -dosrat med tiden för utbränt bränsle kan beräknas noggrant. Svårigheten i modelleringen ligger i att översätta dosrat till oxidationshastigheten för UO_2 . För att göra detta måste några antaganden göras /3-7/.

För det första antas att oxidationshastigheten är proportionell mot dosraten. Det har visats att i ett bestrålat system, som innehåller Fe^{2+} är produktionen av Fe(III) proportionell mot α -dosraten /3-20/. Det kan därför vara rimligt att anta att detta också gäller för UO_2 systemet.

För det andra måste ett värde ansättas på proportionalitetskonstanten. Om radiolys i det heterogena systemet UO_2 - grundvatten är inte så mycket känt, men det är rimligt att anta att reaktionerna med den fasta fasen är långsammare än vad som gäller för det homogena systemet med löst Fe^{2+} . Om data från Fe^{2+} -systemet tillämpas i beräkningarna resulterar detta i radiolytiska oxidationshastigheter som är 3 till 4 gånger högre än vad som uppmätts i laboratoriet i system där luftsyre varit närvarande och 30 till 40 gånger högre än vad som uppmätts i system där man försökt uppnå syrefrihet genom att tillsätta vätgas i närvaro av en palladiumkatalysator. Det är därför rimligt att antaga att beräkningarna ger en pessimistisk övre gräns för inverkan av α -radiolysen på bränsleupplösningshastigheten. Mer realistiska data fås om de experimentellt uppmätta värdena tillämpas för att härleda proportionalitetskonstanten. Sannolikt ger en tillämpning av de bränsleupplösningshastigheter, som mäts i laboratoriet under formellt reducerande förhållanden, den mest realistiska beskrivningen av oxidationsförloppet under förvarsförhållanden och de data, som uppmätts under oxiderande förhållanden är även de att betrakta som pessimistiska. Bränsleomvandlingen som funktion av tiden för olika ingångsdata illustreras i Figur 3-2.

Det förtjänar att påpekas att elektrokemiska experiment med UO_2 och α -källor, som utförts i Kanada, tyder på att det inte föreligger ett linjärt förhållande mellan α -dosrat och oxidationshastigheten för UO_2 /3-21/. För höga dosrater ger modellberäkningar oxidationshastigheter, som är 3 till 4 gånger högre än de experimentella resultaten. För låga dosrater förefaller beräkningarna överskatta oxidationshastigheten med flera storleksordningar. Orsaken till detta är troligen att radiolysmodellen överskattar effekterna av både O_2 och H_2O_2 på oxidationen av UO_2 /3-22/. Ett resultat av en



Figur 3-2. Andel omvandlat bränsle som funktion av tiden. Oxidationen antas starta 40 år efter uttaget ur reaktorn.

beräkning utgående ifrån de kanadensiska experimentella resultaten finns också illustrerat i Figur 3-2. Som framgår av figuren sker initialt en bränsleomvandling, men efter ca 10 000 år har den i det närmaste upphört.

Om det, som tidigare diskuterats, finns ett tröskelvärde under vilket radiolysen inte leder till oxidativ upplösning av bränslet, måste en modell för löslighetsbegränsad upplösning användas. Nuvarande information tyder på att detta skulle kunna bli fallet efter några tiotusental år. Bränsleupplösningshastigheten skulle i så fall vara flera storleksordningar lägre än vad som använts i beräkningarna för SKB 91 för den vattenomsättning som gäller i förvaret.

Jämförelse med naturligt förekommande uraninit

Ett kvalitativt begrepp om graden av pessimism i de olika beräkningsfallen kan fås genom en jämförelse med naturliga uraninitförekomster. Cigar Lake i Kanada är en sådan förekomst, som överlevt i en miljard år i ett öppet vattenmättat system, utan betydande sekundär spridning av ämnena i malmen /3-23/. En tillämpning av beräknade värden för den radiolytiskt inducerade oxidationen, som diskuterats i föregående stycke visar att en total omvandling av malmkroppen skulle ha skett inom ett intervall på 18 miljoner år till 170 miljoner år, beroende på valet av ingångsdata. Om modellen däremot baseras på de kanadensiska experimenten finner man att på en miljard år skulle endast några procent av malmen vara omvandlad. Visserligen kan modellen inte direkt tillämpas på uranmalm, eftersom denna kan avvika betydligt från utbränt kärnbränsle i morfologi m m, men jämförelsen visar ändå att de mer pessimistiska beräkningsfallen måste betraktas som orealistiska.

Diskussion av modellen

Som referensmodell för SKB 91 har det alternativ, som är baserat på laboratoriedata från oxiderande förhållanden valts. Som framgått av föregående diskussioner, måste detta betraktas som ett pessimistiskt val.

Valet av ingångsdata är mest kritiskt för en tidig kapselskada. Den relativt höga radiolysen leder då till initialt förhöjda oxidationshastigheter. Vid kapselgenombrott efter tider längre än en miljon år, vilket är av samma storleksordning som kopparkapselns livstid under normala förhållanden, blir valet av ingångsdata för modellen mindre kritiskt. Givetvis kvarstår de relativa skillnader, som illustreras i Figur 3-2, men den betydligt lägre α -dosraten efter så lång tid leder till betydligt förlängd tid för bränsleupplösningen. Så ger till exempel det mest pessimistiska alternativet, dvs fallet baserat på radiolysberäkningar, en tid på över två miljoner år för fullständig omvandling av bränslet. Motsvarande tid för den i SKB 91 använda modellen är ca 11 miljoner år. Även den måste dock betraktas som pessimistisk då den baserats på laboratoriemätningar under oxiderande förhållanden.

3.2 RADIOAKTIVITET OCH RESTEFFEKT

3.2.1 Allmänt

SKB upprättar årligen en redovisning av erhållen och förväntad produktion av energi och avfall i det svenska kärnkraftsprogrammet. Redovisningen baseras på ett antal grundläggande uppgifter och antaganden vad avser reaktorernas drifttid och tillgänglighet. Uppgifterna om bränslemängder och bränslets utbränning i SKB 91 är hämtade från PLAN 90 /3-24/, eller från underlaget till denna.

Vad gäller bränslets allmänna fysikaliska egenskaper, bränsleelementens utseende och dimensioner etc. hänvisas till PLAN 90 och KBS-3.

3.2.2 Mängder, utbränningar och resteffekt vid deponering

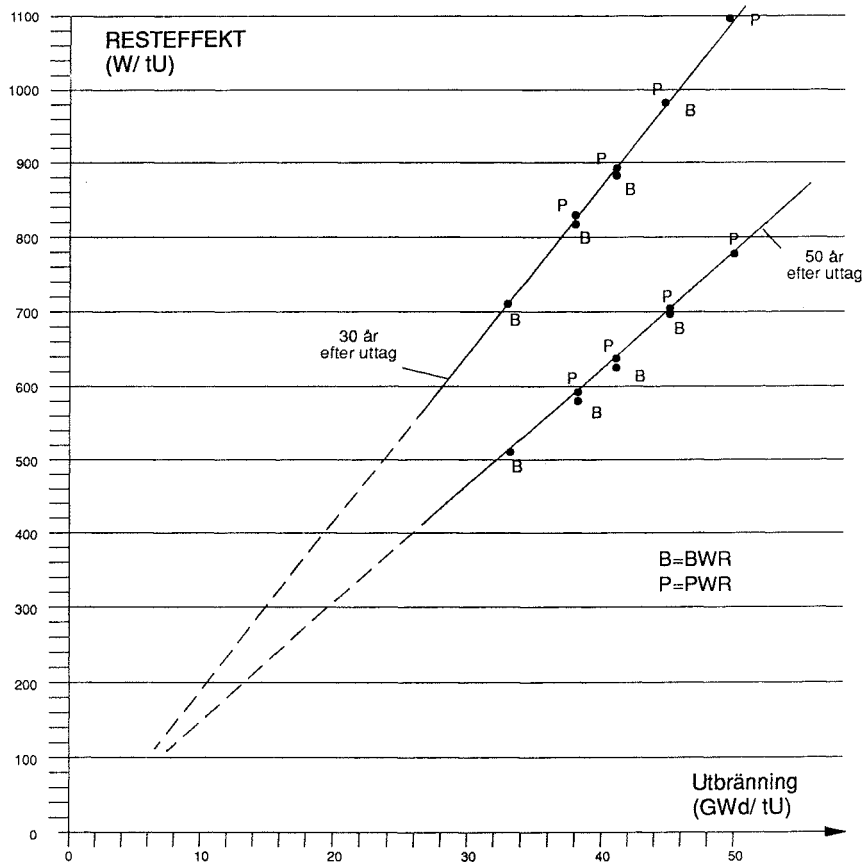
De använda bränsleelementen som deponeras i förvaret kommer att ha olika utformning, utbränning och avklingningstid. För SKB 91 har, i överensstämmelse med underlaget till kostnadsberäkningarna, den totala mängden delats upp i två ungefär lika stora delar

- typiskt bränsle uttaget 1985 och deponerat 2025;
- typiskt bränsle uttaget 2000 och deponerat 2035.

För ”typiskt bränsle uttaget 1985” har utbränningarna valts på grundval av driftdata som för använts för kostnadsberäkningarna. Alla utbränningar anges i Megawattdygn per ton uran:

TYP ¹	UTBRÄNNING	Mängd U per element
BWR1	33 000 MWd/tU	174,9 kg
PWR1	38 000 MWd/tU	419,4 kg

¹Typbeteckningarna används endast för SKB 91.



Figur 3-3. Bränsleelementens resteffekt som funktion av utbränningen för två olika tidsperioder efter uttag ur reaktor.

Beräkningar av resteffekt och radionuklidinnehåll har gjorts för dessa bränsletyper.

För "typiskt bränsle uttaget år 2000" har utbränningen valts så att den överensstämmer med antagandena i kostnadsberäkningarna.

TYP	UTBRÄNNING	Mängd U per element
BWR2	38 000 MWd/tU	177,3 kg
PWR2	41 000 MWd/tU	454,8 kg

Mot bakgrund av att framtida utbränningar kan komma att bli högre har beräkningar genomförts även för ett antal andra utbränningar. Som framgår av Figur 3-3 är resteffekten, under de intressanta tidsperioderna, i stort sett proportionell mot utbränningen. Detsamma gäller för radionuklidinnehållet. Vid ett visst givet kärnkraftprogram uttryckt i total producerad energimängd är den totalt uppkomna mängden utbränt bränsle omvänt proportionell mot bränslets medelutbränning. Förvarets totala resteffekt blir alltså densamma oavsett vilka utbränningar som erhålls i framtiden.

Vid en viss given resteffekt per kapsel vid deponeringstillfället påverkas inte heller förvaransområdets yta och antalet kapslar. Den lättlakade andelen av vissa element kan däremot öka med tilltagande utbränning, se avsnitt 3.1.2.

Kapselns ytterdiameter har som i KBS-3 valts till 800 mm, men godstjockleken har reducerats till 60 mm, se avsnitt 4.1. Detta ger en möjlighet att i ett praktiskt genomförande placera in mer bränsle än de åtta element som förutsattes i KBS-3, upp till maximalt tolv BWR-element, eller att deponera bränsleboxarna tillsammans med BWR-bränslet. Sådana möjligheter kommer att vidare utvärderas i SKBs fortsatta arbete /3-25/.

Med hänsyn till nuvarande och förväntade utbränningsnivåer samt av temperaturhän-syn har en lämplig resteffekt för en kapsel vid deponering satts till 1 050 W. Det har bedömts vara möjligt att kombinera både de hittills uttagna och kommande bränsleelementen med hänsyn till deras utbränningar så att de flesta kapslar hamnar runt 1 050 W \pm 10%. Till exempel:

- 9 BWR1-element, 950 W vid deponering;
- 4 BWR1 + 2 PWR1, 1 014 W vid deponering;
- 8 st BWR2-element, 1 066 W vid deponering;
- 3 BWR2 + 2 PWR2, 1 148 W vid deponering,
etc.

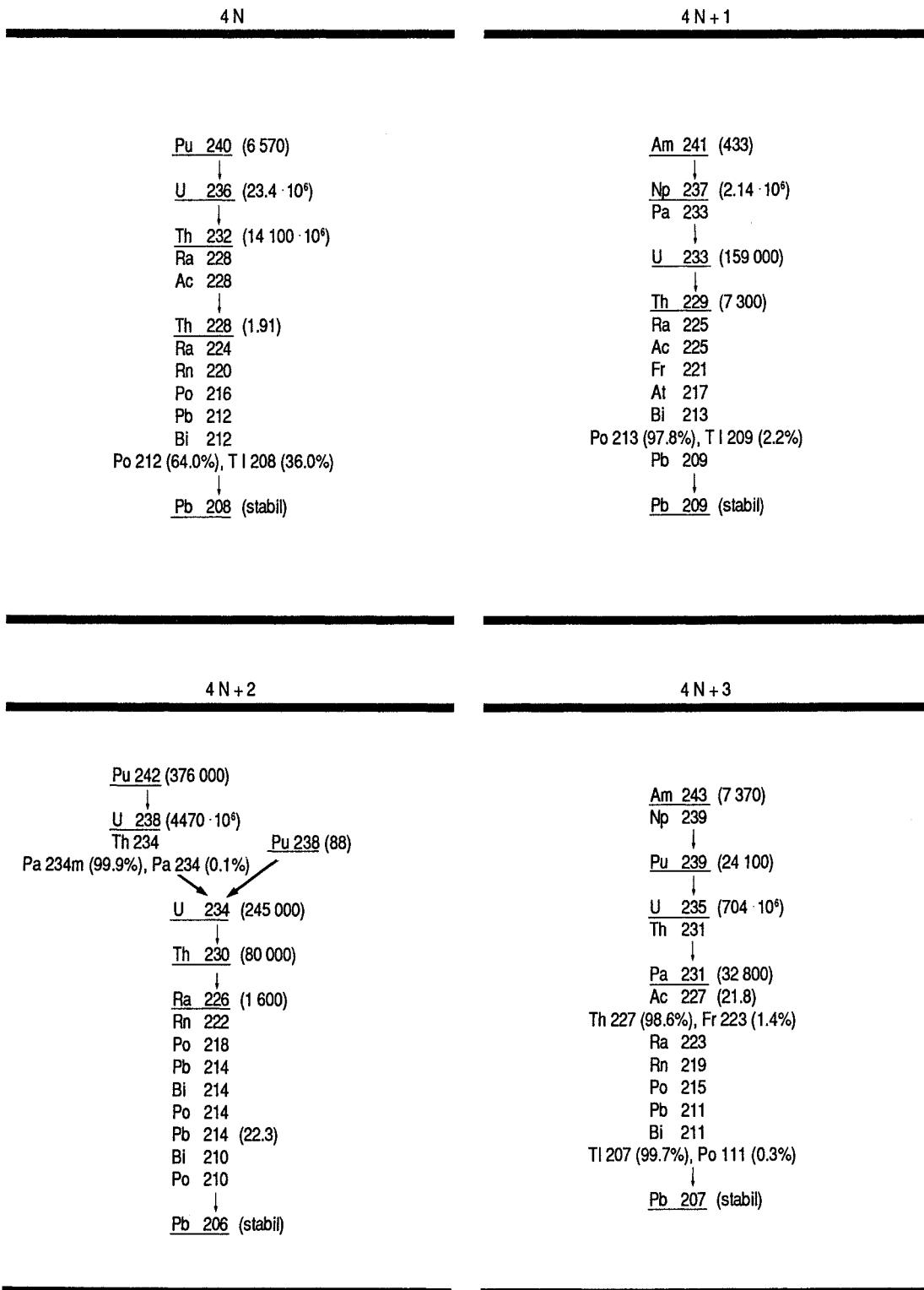
Som referenskapsel har valts en som innehåller 8 st BWR2-element med en utbrän-ning av 38 000 MWd/tU. Det ger kapseln en resteffekt vid deponering av 1 066 W och ett innehåll av 1,4 ton uran.

Den i kostnadsredovisningarna förutsatta mängden använt bränsle motsvarar 7 800 ton uran. Vid en medelresteffekt i kapseln vid deponeringstidpunkten av 1 050 W blir totala antalet kapslar ca 5 300.

3.2.3 Aktivitetsinnehåll och resteffekt

Beräkningarna av nuklidinnehåll och resteffekt i det använda bränslet har gjorts med de välkända datorprogrammen CASMO och ORIGEN2. Detaljer kring beräkningarna finns redovisade i /3-26, 27/. De tunga nuklidernas sönderfallskedjor visas i Figur 3-4.

Nedan redovisas radionuklidinnehåll och resteffekt i det valda referensbränslet vid förslutning och olika tider därefter. Delar utförda i zirkaloy, rostfritt stål och Inconel/Incoloy är inkluderade, men däremot inte de boxar i zirkaloy som omger BWR-elementen. Tabellerna 3-1 till 3-3 redovisar innehållet av viktiga fissionsprodukter, aktinider och aktiveringsprodukter i det använda bränslet som funktion av tiden. Figur 3-5 och 3-6 redovisar resteffektens respektive radionuklidernas avklingning i referenskapseln.



Figur 3-4. De tunga nuklidernas sönderfallskedjor. Halveringstiderna står angivna inom parentes. De är angivna i år. Kortare halveringstider än 20 år har i allmänhet inte tagits med. N är ett heltal. Nuklider i kedjan $4N$ har atomvikter som är jämnt delbara med 4. Alla tunga nuklider finns i dessa sönderfallskedjor. Ingen koppling finns mellan dem.

Tabell 3-1. Klyvningsprodukter (en del kan även förekomma som aktiveringsprodukt) i Bq per ton uran (+X = 10^X, -X = 10^{-X}).

	Halv.tid i år	2050*	10 år	100 år	1 K år	10 K år	100 K år	1 M år	10 M år	100 M år
Se-79	65+3	1,7+10	1,7+10	1,7+10	1,7+10	1,5+10	5,9+09	4,0+05	-	-
Sr-90	28,8	9,1+14	7,1+14	8,4+13	4,2+04	-	-	-	-	-
Zr-93	1,5+6	7,6+10	7,6+10	7,6+10	7,6+10	7,5+10	7,2+10	4,8+10	8,1+08	1,6-09
Tc-99	214+3	5,4+11	5,4+11	5,4+11	5,4+11	5,3+11	3,9+11	2,1+10	4,0-03	-
Pd-107	6,5+6	4,9+09	4,9+09	4,9+09	4,9+09	4,9+09	4,8+09	4,4+09	1,7+09	1,1+05
Sn-126	100+3	3,3+10	3,3+10	3,3+10	3,3+10	3,1+10	1,7+10	3,2+07	2,6-20	-
I-129	15,7+6	1,3+09	1,3+09	1,3+09	1,3+09	1,3+09	1,3+09	1,3+09	8,5+08	1,6+07
Cs-135	2,95+6	1,8+10	1,8+10	1,8+10	1,8+10	1,8+10	1,8+10	1,4+10	9,1+08	1,5-03
Cs-137	30,1	1,4+15	1,1+15	1,3+14	1,3+05	-	-	-	-	-
Sm-151	90	9,2+12	8,5+12	4,3+12	4,2+09	-	-	-	-	-

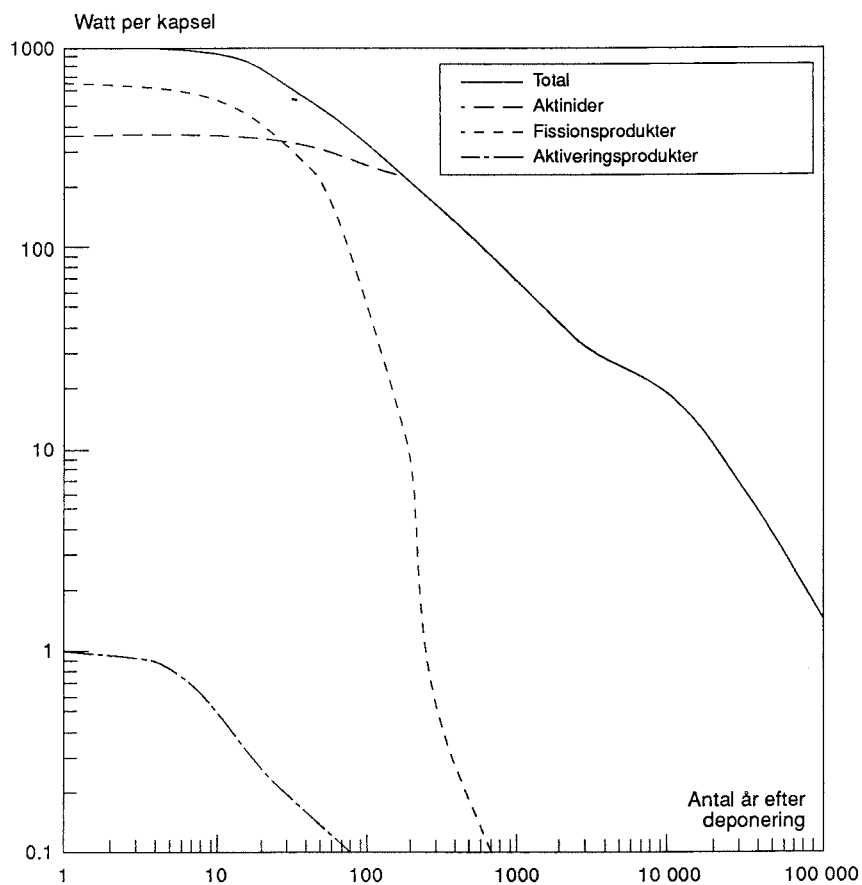
Tabell 3-2. Aktinider och aktiniddöttrar i Bq per ton uran ordnade i sönderfalls-kedjor (+X = 10^X, -X = 10^{-X}).

	Halv.tid i år	2050*	10 år	100 år	1 K år	10 K år	100 K år	1 M år	10 M år	100 M år
Pu-240	6570	2,1+13	2,1+13	2,1+13	1,9+13	7,3+12	5,3+08	2,2+04	2,0+04	9,4+03
U-236	23,4+6	1,1+10	1,1+10	1,1+10	1,1+10	1,4+10	1,6+10	1,6+10	1,2+10	8,5+08
Th-232	14,1+9	2,7+01	3,3+01	7,9+01	5,6+02	6,3+03	7,8+04	8,0+05	7,0+06	2,6+07
Am-241	433	1,4+14	1,4+14	1,3+14	3,1+13	4,5+09	2,9+06	-	-	-
Np-237	2,14+6	1,4+10	1,4+10	1,8+10	3,9+10	4,5+10	4,3+10	3,5+10	1,8+09	4,2-04
U-233	159+3	3,2+06	3,8+06	1,0+07	1,3+08	1,8+09	1,6+10	3,5+10	1,8+09	4,2-04
Th-229	7300	1,8+04	2,1+04	7,9+04	5,4+06	6,3+08	1,4+10	3,5+10	1,8+09	4,2-04
Pu-242	376+3	8,0+10	8,0+10	8,0+10	8,0+10	7,9+10	6,7+10	1,3+10	1,3+03	-
Pu-238	88	8,3+13	7,7+13	3,8+13	3,7+10	9,2-09	-	-	-	-
U-238	4,47+9	1,2+10	1,2+10	1,2+10	1,2+10	1,2+10	1,2+10	1,2+10	1,2+10	1,2+10
U-234	245+3	4,7+10	5,0+10	6,4+10	7,7+10	7,6+10	6,1+10	1,7+10	1,2+10	1,2+10
Th-230	80+3	2,0+07	2,4+07	7,1+07	6,8+08	6,6+09	4,0+10	1,7+10	1,2+10	1,2+10
Ra-226	1600	2,1+05	3,1+05	2,1+06	1,3+08	5,1+09	4,0+10	1,7+10	1,2+10	1,2+10
Pb-210	22,3	8,0+04	1,3+05	1,3+06	1,3+08	5,1+09	4,0+10	1,7+10	1,2+10	1,2+10
Am-243	7370	9,2+11	9,2+11	9,1+11	8,4+11	3,6+11	7,7+07	7,1+03	4,8+03	8,7+01
Pu-239	24,1+3	1,1+13	1,1+13	1,1+13	1,1+13	8,3+12	6,3+11	7,1+03	4,8+03	8,7+01
U-235	704+6	5,3+08	5,3+08	5,3+08	5,4+08	6,3+08	8,9+08	9,1+08	9,1+08	8,3+08
Pa-231	32,8+3	1,3+06	1,4+06	2,4+06	1,3+07	1,1+08	7,4+08	9,1+08	9,1+08	8,3+08

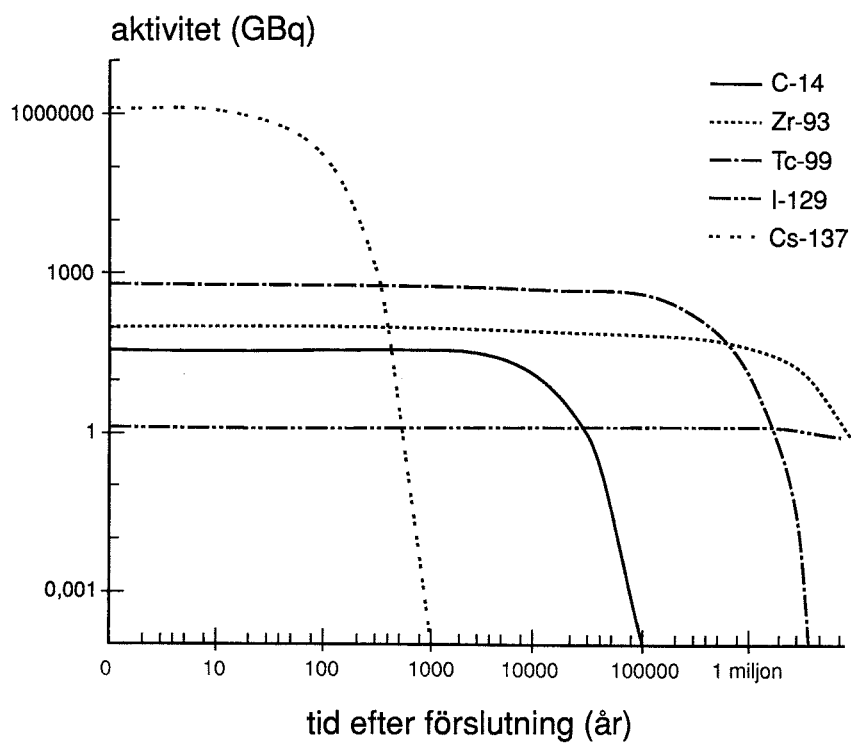
Tabell 3-3. Aktiveringsprodukter från konstruktionsmaterial samt föroreningar i bränslet (någon kan även förekomma som klyvningsprodukt) i Bq per ton uran (+X = 10^X, -X = 10^{-X}).

	Halv.tid i år	2050*	10 år	100 år	1 K år	10 K år	100 K år	1 M år	10 M år	100 M år
C-14	5730	3,9+10	3,9+10	3,8+10	3,4+10	1,2+10	2,2+05	-	-	-
Cl-36	300+3	1,1+09	1,1+09	1,1+09	1,1+09	1,1+09	8,6+08	1,1+08	1,1-01	-
Ni-59	80+3	1,1+11	1,1+11	1,1+11	1,1+11	9,8+10	4,5+10	1,9+07	-	-
Ni-63	100	1,2+13	1,1+13	5,5+12	6,2+09	-	-	-	-	-
Nb-94	20+3	4,7+09	4,7+09	4,7+09	4,6+09	3,4+09	1,6+08	7,0-06	-	-

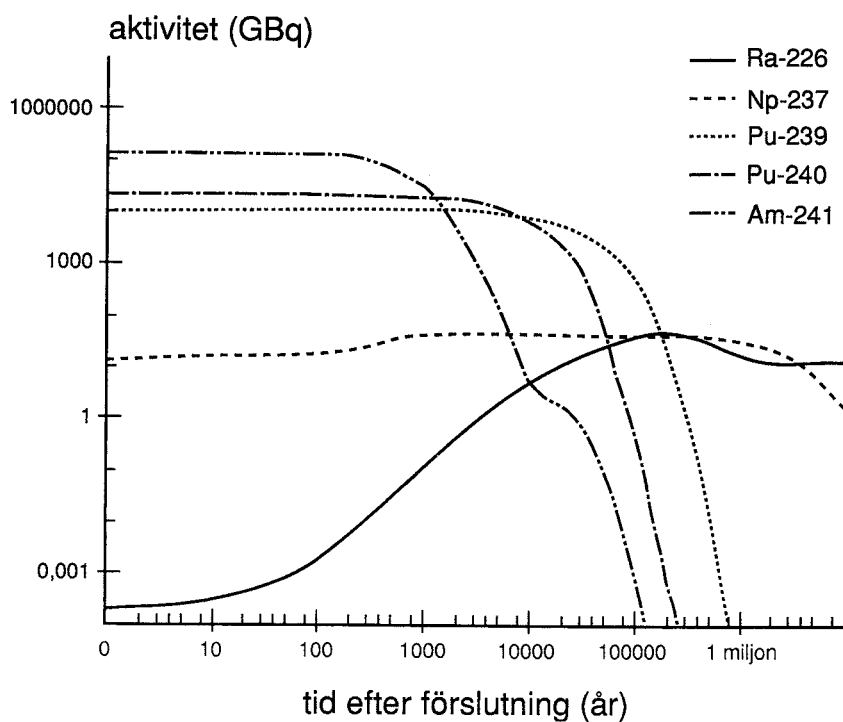
*2050 anger den tidpunkt vid vilken förvaret antas förseglas.



Figur 3-5. Resteffekt i referenskapseln som funktion av tiden efter deponering.



Figur 3-6 a. Innehåll av viktigare fissions- och aktiveringsprodukter i ett ton referensbränsle som funktion av tiden efter förslutning.



Figur 3-6 b. Innehåll av viktigare aktinider i ett ton referensbränsle som funktion av tiden efter förslutning.

4 TEKNISKA BARRIÄRER

I detta kapitel presenteras materialval och utformning för de tekniska barriärerna – kapsel och lerbuffert. Barriärernas beständighet diskuteras.

4.1 KAPSEL

4.1.1 Kapselns roll

Före deponeringen kommer det utbrända kärnbränslet att kapslas in. Kapseln skall tjäna dels som skydd under hanteringen i förvaret och dels, vilket är dess viktigaste funktion, som barriär mot utsläpp av radionuklider från kärnbränslet. Med hänsyn till att både bränslets resteffekt och dess förmåga att radiolytiskt sönderdela vatten sjunker med tiden samtidigt som radionuklidinnehållet minskar, är kapselns funktion viktigast i ett tidigt skede. Ju längre kapselns isolerande funktion varar, desto lägre blir dock kraven på förvarets övriga barriärer.

4.1.2 Utformning och alternativ

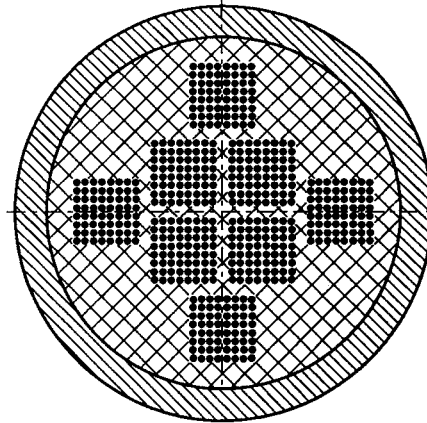
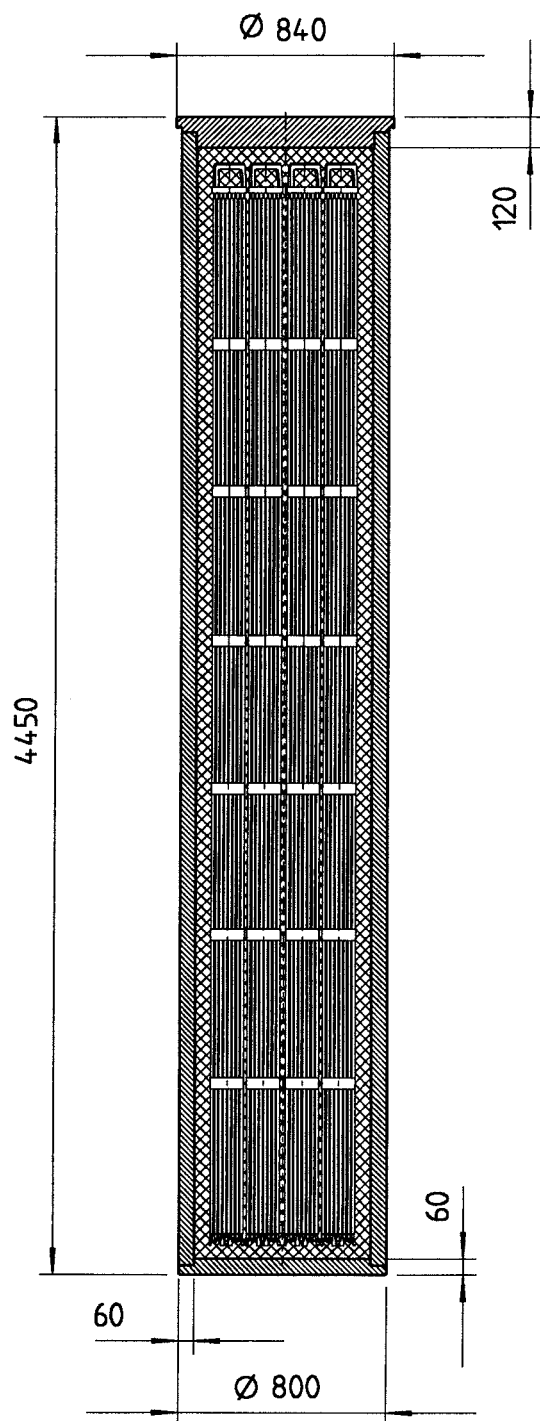
Material

För att en hög korrosionsbeständighet för kapseln i den förväntade förvarsmiljön skall erhållas tillverkas kapseln av koppar. Det finns flera olika kopparkvaliteter, som ger en hög korrosionsbeständighet, t ex syrefri ren koppar, syrefri koppar legerad med 0,15% silver och syrefri koppar med små tillsatser av t ex fosfor eller magnesium. Den fosforhaltiga kopparn och den rena kopparn har samma hårdighet mot spänningskorrosion /4-1/, men den rena kopparn har något bättre svetsbarhet /4-2/. Däremot har kryptester visat att vid förhöjda temperaturer ($> 200^{\circ}\text{C}$), har ren koppar lägre kryptilitet än de övriga kopparkvaliteterna /4-3/. Det slutgiltiga valet av kopparkvalitet kommer att bero på en sammanvägning av de olika materialens mekaniska egenskaper.

Dimensioner

Utformningen av kapseln är baserad på KBS-3 kapseln. Denna kapsel är en tjockväggig kopparkapsel, som får sin mekaniska hållfasthet ökad genom blyfyllning. Alternativa utformningar har inte diskuterats inom SKB 91 eftersom dessa behandlas i ett separat projekt, PASS, Projekt Alternativa Slutförvarssystem.

Utifrån KBS-3 kapseln har vissa modifieringar gjorts. Referenskapseln finns illustrerad i Figur 4-1. För att inte göra onödiga avvikelser från närområdesgeometrin i KBS-3 har kapselns yttre dimensioner bibehållits. Det yttre höljet av koppar har emellertid minskats i tjocklek från 100 mm till 60 mm.



Sektion av kapsel

Kapselns yta (m ²)	11,18
Beräknad vikt (kg)	
Kapsel	5370
Bränsleelement	2100
Blyfyllning	14630
<hr/>	
Totalt	22100

Figur 4-1. Referenskapsel för SKB 91.

Tillverkning

Det yttre kopparhöljet kan tillverkas på flera sätt /4-4/. Utöver den metod som beskrevs i KBS-3, det vill säga tillverkning av en smidd och svarvad kapsel, kan även andra metoder komma i fråga, som varmpressning av hel kapsel eller rör för kapselns mantel, eller valsning och formning av kopparplåt. Den första metoden har fördelen att endast en svets vid locket krävs för förslutning av kapseln. Det andra metoderna kräver fler svetsar, dels vid botten och dels vid locket, och i fallet valsning och formning också en svets längs manteln. Dessa extra svetsar görs emellertid innan bränsle placeras i kapseln, vilket underlättar såväl svetsning som efterföljande kvalitetskontroll. På grund av kapselns godstjocklek förefaller elektronstrålesvetsning vara den mest lämpade förslutningstekniken, men friktionssvetsning kan komma att bli alternativ metod.

Kvalitetskontroll

Det finns två praktiskt tillämpbara metoder för kvalitetskontroll av svetsarna i kopparkapseln: ultraljudsprovning och radiografi. För de tillverkningsmetoder som kräver fler svetsfogar kan radiografi vara väl lämpad för kontroll av dessa. Radiografi är en känslig metod, som gör det möjligt att detektera flera slags defekter, med undantag för sprickor vinkelräta mot undersökningsriktningen. Eftersom samtliga svetsar förutses utföras med elektronstrålesvets, som ger en smal fog, kommer metoden att vara mycket avslöjande om undersökningen sker i elektronstrålens riktning. För svetsfogen i locket är ultraljudsprovning mest lämpad /4-5/.

4.1.3 Kemisk påverkan

Kapselns kemiska stabilitet utvärderades i samband med analysen för KBS-3 /4-6/. Trots omfattande forskning har inga nya fakta framkommit, som skulle föranleda en omvärdering av den bedömning av korrosionsangreppen som då gjordes. Emellertid har mer realistiska antaganden gjorts vid korrosionsutvärderingen för SKB 91.

I KBS-3 antogs en gropfrättningsfaktor (kvoten mellan frätgropsdjup och medelavfrätningen) på 5, som mest realistisk. Den nya bedömningen är dels baserad på en mindre pessimistisk utvärdering av det underlag, som samlades in för KBS-3 och dels på en analys av samma underlag, som gjorts av AECL, Kanada, med hjälp av extremvärdesstatistik. Underlaget till KBS-3 visar att det troligaste värdet på gropfrättningsfaktorn är 2, även om det finns viss sannolikhet för större gropfrätning. Den kanadensiska analysen visar att det är mycket låg sannolikhet för att djupa frätgropar (gropfrättningsfaktor > 2) bildas på koppar /4-7/.

I KBS-3 antogs, efter att reducerande förhållanden etablerats i förvaret, att sulfid i buffertmassan orsakar korrosion på kopparn och att detta förråd av sulfid töms under loppet av 1 000 år. Efter denna period domineras kopparkorrosionen av korrodanter, som transporteras till kapseln genom grundvattnet. Eftersom lösligheten för sulfid i bentonitporvattnet är begränsad och transporten till kapseln av löst sulfid sker med diffusion kommer emellertid detta att ta betydligt längre tid. Beräkningar visar att det kommer att mer 100 000 år att tömma bentoniten på sulfid. Under denna tid kan ingen korrosion orsakad av sulfider i grundvattnet ske, eftersom sulfidhalten i bentonitporvattnet är högre än i det omgivande grundvattnet /4-8/. Med hänsyn tagen till detta och till förväntade grundvattenflöden i förvaret kommer inga korrosionsgenombrott att ske på kapseln vid en gropfrättningsfaktor på två förrän efter mer än 100 miljoner

år. Slutsatsen av korrosionsbedömningen måste därför bli att det är mycket osannolikt att korrosion skulle begränsa kapselns livslängd på ett avgörande sätt.

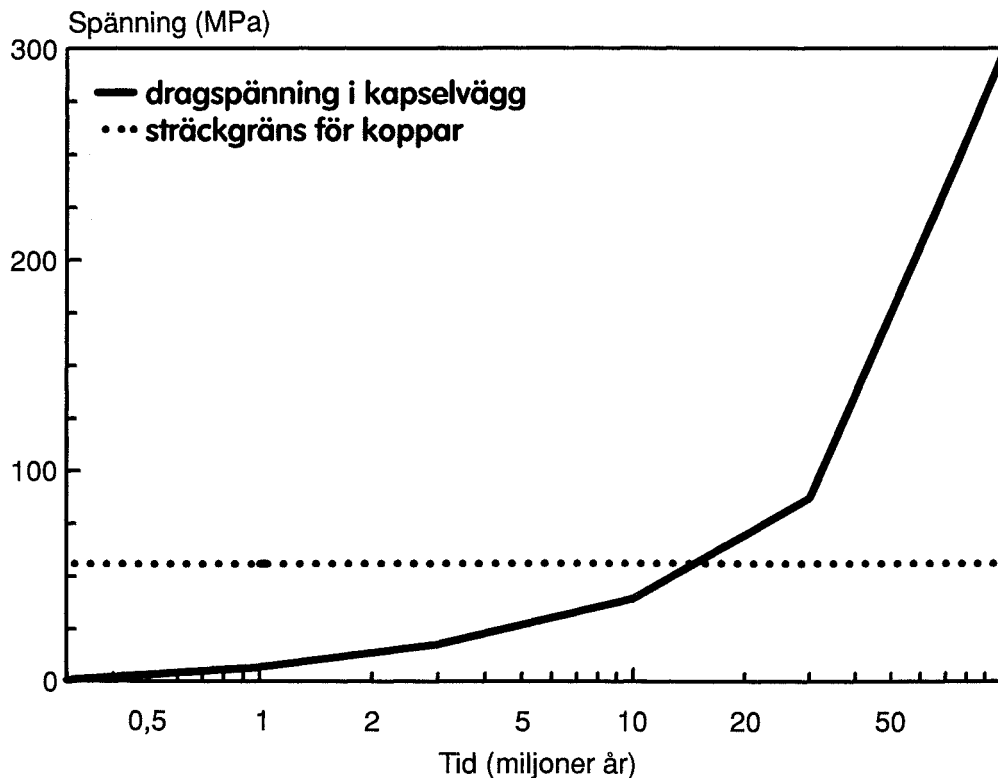
4.1.4 Mekanisk påverkan

Kapselns integritet kan skadas av yttre påverkan. I förvaret kommer kapseln att utsättas för ett yttre isostatiskt tryck på sammanlagt 16 MPa. Detta tryck är sammanlagt av det hydrostatiska trycket på 600 m djup (6 MPa) och av bentonitens svälltryck på maximalt 10 MPa. För att motstå detta tryck är kapseln fylld med bly. Emellertid kan inte 100% fyllning av kapseln garanteras, bl a på grund av skillnaderna i längdvidgningskoefficient mellan bly och koppar. Den resulterande porositeten i blyet på ca. 2% kan komma att reduceras genom krypdeformation av det yttre kopparhöljet, som därigenom kan få en kryptöjning på upp till några få procent. Med möjligt undantag för kopparkvaliteter, där låg krypduktilitet påvisats vid förhöjda temperaturer ($> 200^{\circ}\text{C}$) /4-3/, är kryptöjningar i den storleken inget hot mot kapselns isolerande förmåga.

En berggrörelse i meterskala tvärs över en kapsel skulle kunna skada kapseln. Valet av förvarsplats förutsätter emellertid att den skyddas av tydliga regionala svaghetszoner där eventuella storskaliga berggrörelser i första hand utlöses (se avsnitt 5.2.1). Samtidigt väljs deponeringshålens lägen på sådant sätt att sprickzoner och områden med olämpliga bergspänningar undviks för att ytterligare nedbringa risken för större lokala rörelser över kapselpositionerna (se avsnitt 6.3.3). Tillsammans med bentonitbufferens förmåga till plastisk deformation innebär detta att berggrörelser över en kapselposition av sådan storlek att kapseln skulle bli skadad bedöms så osannolika att de inte är av någon betydelse för valet av förläggningsplats annat än på de sätt som ovan indikerats.

Utöver yttre mekanisk belastning kommer kapseln att utsättas för inre tryck på grund av bildning av helium genom α -sönderfall. Om den bildade heliumgasen frigörs ur bränslematrisen kan den ansamlas i tomvolymen inuti kapseln. Den resulterande tryckuppbyggnaden finns illustrerad i Figur 4-2. Tidpunkten vid vilken heliumuppbyggnaden resulterar i kapselbrott beror på kopparmaterialets krypduktilitet. Som framgår av figuren, som gäller för en helt stel kapsel, kommer detta sannolikt inte att ske förrän om flera miljoner år, men troligen långt innan korrosionen lett till kapselgenombrott. Den inre tryckuppbyggnaden är alltså den mest sannolika livslängdsbegränsande processen för kapseln i förvaret.

I det korta tidsperspektivet är därför initial kapselskada den enda realistiska mekanismen för grundvattnet att komma i kontakt med bränslet i förvaret. Med ett rigoröst genomfört kvalitetskontrollprogram är sannolikheten mycket låg för att defekta kapslar skulle deponeras. Extremfallet för initial kapselskada bedöms vara en kapsel där förslutningen med elektronstrålesvetsning misslyckats t ex på grund av driftsproblem med svetsutrustningen. Defekten antas uppstå vid ett momentant avbrott i svetsningen och resultera i ett ca 5 mm^2 stort hål genom kopparhöljet. En utredning av korrosionseffekterna vid ett litet hål i kapseln har visat att det inte finns någon process som skulle leda till att korrosionen i hålet skulle vara större än korrosion på andra delar av kapseln /4-9/.



Figur 4-2. Beräknad tryckuppbyggnad i referenskapseln som funktion av tiden.

4.2 BUFFERT

4.2.1 Buffertens roll

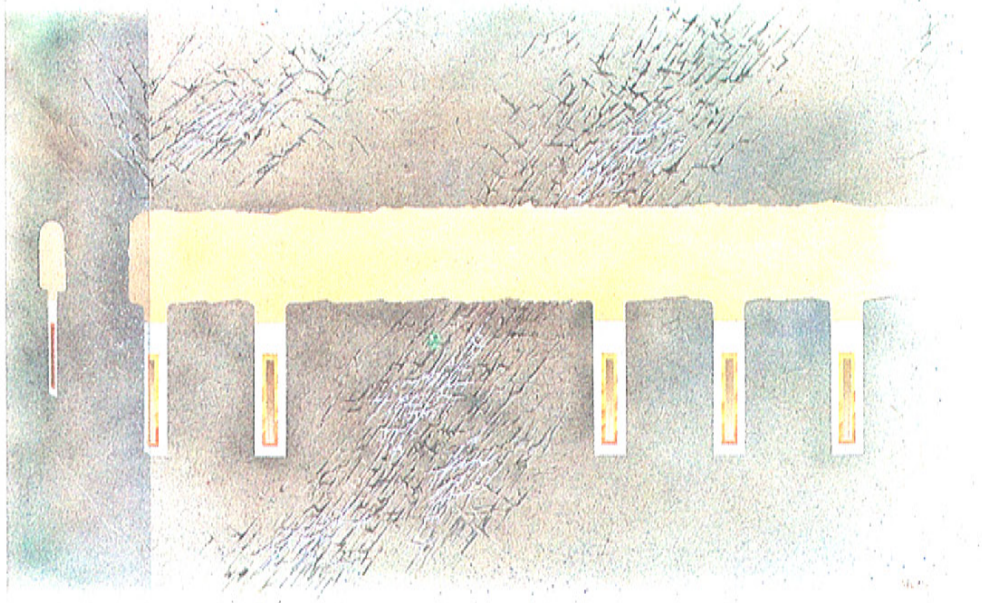
Buffertmaterialet omger kapseln i deponeringshålet. Vid förslutningen av förvaret återfylls ovanförliggande förvaringsorter, se Figur 4-3.

Buffertmaterialets uppgift är att i samverkan med berget utgöra en skyddszon med lämplig miljö kring kapseln.

Väsentliga egenskaper för buffertmaterialet är

- låg hydraulisk konduktivitet;
- god bärighet, så att kapseln hålls i läge i deponeringshålet;
- lämplig plasticitet för att förhindra skadlig påverkan på kapseln vid eventuell bergdeformation;
- god värmeledningsförmåga, så att den värme som bränslet avger överförs till berget utan att kapseln eller buffertmaterialet får för hög temperatur;
- långtidsstabilitet så att materialet bibehåller sina egenskaper.

Vid vattenuptagning sväller bentonit med hög densitet och dess plasticitet ökar. Förhindras svällningen mekaniskt uppstår ett högt svälltryck. Detta leder till självläkning och homogenisering samt förhindrar att vattenförande passager kan bestå i materialet. Mikrostrukturen i bentonit med hög densitet karakteriseras av att en endast mindre del av porsystemet är kontinuerligt öppet med rörligt vatten.



Figur 4-3. Slutförvar enligt KBS-3 metoden medger goda möjligheter för anpassningen till växlande bergförhållanden.

4.2.2 Buffertmaterial

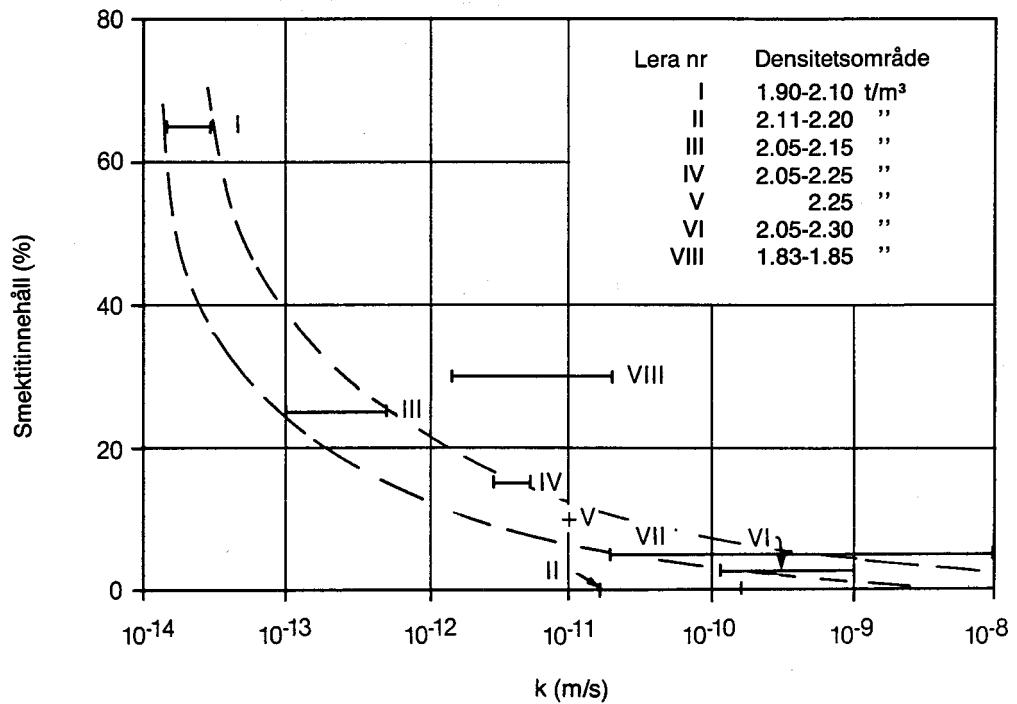
Buffertmaterialet utgörs av kompakt bentonit som anbringas i form av högkompakterade block. Bentonitkvaliteten kan väljas med olika krav på renhet. Naturliga natriumbentoniter finns i bl a USA. I SKB 91 har MX-80 Volclay valts som referensbentonit /4-10/. I SFR används bentonit från Sardinien. Den var ursprungligen en kalciumbentonit som sodabehandlats till natriumbentonit, sk aktiverad bentonit.

Bentonitens densitet i deponeringshålet kan väljas vid deponeringen genom att utnyttja materialets svällande förmåga i vatten och lämna mer eller mindre utrymme i deponeringshålet med öppna spalter eller lösare fyllning. Vid vattenuptagningen homogeniseras materialet till den densitet som motsvarar svälltryck och deformerbarheten i omgivningen, dvs huvudsakligen ovanförliggande fyllning.

Högre densitet och högre smektitnehåll i leran ger lägre permeabilitet och bättre isolering genom mindre diffusivitet, se Figur 4-4 /4-11/. I SKB 91 har buffertmaterialets densitet ansatts till $2,0 \text{ ton/m}^3$ vid vattenmättnad. Materialet har ett smektitnehåll av 65-80% och den hydrauliska konduktiviteten har därför ansatts till 10^{-13} m/s . Under dessa förhållande styrs transporten genom bufferten av de olika ämnens diffusivitet och deras sorption (se avsnitt 8.3.3).

Lägre densitet ger bufferten större plasticitet och därmed kapseln ett bättre skydd mot eventuella deformationer i berget.

Av praktiska skäl är maximala densiteten ca $2,2 \text{ ton/m}^3$. Goda plastiska förhållanden fås med ca $1,9 \text{ ton/m}^3$, som också är fullt tillräcklig för att bära kapseln /4-12/.



Figur 4-4. Hydraulisk konduktivitet/smektitinnehåll för åtta leror. Smektitinnehåll är här procentandel av den totala mängden. Bredden på det i figuren markerade området representerar spridningen för hydraulisk konduktivitet hos smektitleror med en densitet på minst 2,0 t/m³ vid vattenmättnad.

Potentiellt rörliga zoner i berget förutsätts kunna undvikas som lägen för deponeringshål genom att dessa identifieras före eller efter utförandet av förvaringsorterna.

Värmeledningsförmågan för högkompakterad bentonit är ca 1 W/m °C. I deponeringshållet kommer – innan vattenmättnad skett – denna att bli lägre, 0,75 W/m °C på grund av fuktmigration.

Bentonitens egenskaper påverkas ej under 70°C. Därutöver har i laboriemiljö förändringar kunnat observeras under speciella förhållanden vid drygt 100°C i Finnsjönsmiljö. Dessa kan dock i inget fall tolkas som att bentonitbuffertens egenskaper skulle äventyras. I intervallet drygt 100°C till ca 130°C är kunskaperna om bentonitdegradering alltför osäkra för att en exakt temperaturangivelse skall kunna kopplas till kinetiken i degraderingen. En försiktig bedömning, som kan göras, är att ca 130°C under några tusen år ej påverkar bentonitbuffertens önskvärda långtidsfunktion. Den kritiska faktorn är tillgången på kalium och vid Finnsjön har en i sammanhanget låg halt (6,5 mg/l) uppmätts i grundvattnet. Degraderingsprocessen består i att montmorillonit omvandlas till illit, som har något högre hydraulisk konduktivitet och ingen svällande förmåga.

Över 130°C kan andra mineralomvandlingar ske med allvarliga försämringar av egenskaperna som följd. I laboriet är emellertid reaktionerna mycket långsamma även vid en temperatur på 200°C. Processen är att montmorillonit löses upp och beidellit (en aluminiumrik smektitlera) nybildas. Denna har liksom montmorillonit goda buffertegenskaper. Däremot förbrukas ej upplöst kisel i denna process utan fälls

ut i kallare delar av bufferten och ger upphov till cementering. Utan djupare kunskaper om denna processkinetik betraktas därför idag 130°C som en övre gräns för bentonitens stabilitet, även vid obetydlig kaliumtillgång.

Bentonitens goda långtidsstabilitet styrks av undersökningar på bentonit från ca 500 m djup i Hamra på Gotland. Denna bentonit är ca 450 miljoner år gammal och har under minst tio miljoner år varit uppvärmd till en temperatur av 110°C till 120°C utan tecken på cementering eller avsevärt försämrade, isolerande egenskaper.

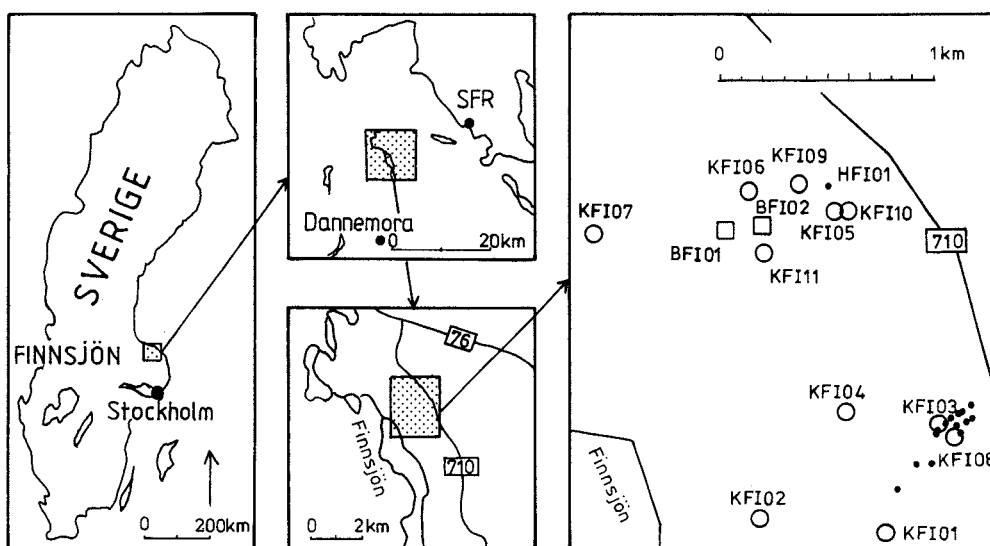
Varierad sprickighet längs deponeringshålen påverkar bufferten endast om sprickvidder väsentligt större än 0,1 mm förekommer rikligt. Bentonit kan då svälla ut i sprickorna. Motsvarande gäller i gränsen mot återfyllningen, som kan bestå av 10% bentonit med ballast i lämplig gradering för packning.

5 BERGGRUNDEN VID FINNSJÖN

Kapitlet beskriver de geologiska, geohydrologiska och kemiska förhållandena i det område vid Finnsjön som valts som beräkningsexempel för säkerhetsanalysen. Allmängiltigheten och långtidsstabiliteten diskuteras för förhållanden som kan ha säkerhetsbetydelse.

Finnsjöområdet är beläget i Norduppland 140 km norr om Stockholm, se Figur 5-1. Området undersöktes under åren 1977-1978 som en del av KBS-projektet i syfte att visa på ur geologisk synpunkt tänkbara platser för slutlig förvaring av radioaktivt avfall /5-1, 5-2/. Under denna period utfördes bland annat ett omfattande mätprogram i sju kärnborrhål ner till ca 700 m djup. Området användes därefter för olika forskningsändamål fram till 1983 /5-3/, /5-4/.

Under 1985 startade en detaljerad studie av en flack sprickzon, Zon 2, i den norra delen av området. Syftet var att erhålla en detaljerad kunskap om sprickzonens betydelse för transport av grundvatten och i grundvattnet lösta ämnen. Sprickzonsprojektet har bland annat inkluderat borring av sex nya hål samt detaljerade borrhålsmätningar och spårförsök mellan borrhål. Sprickzonsprojektet är avslutat och en sammanfattning och redovisning av huvudresultat ges i /5-5/. Under de senaste åren har området även utnyttjats för att utprova nya borrhålsinstrument, samt för diverse forskningsprojekt som exempelvis studier av nedfall från Tjernobyl /5-6/. Fram till idag har undersökningarna inkluderat 11 kärnborrhål, med ett djup av mellan 200 – 700 m, samt 19 hammarborrhål, 100 – 460 m djupa. Lägena för dessa borrhål anges i Figur 5-1.



Figur 5-1. Orienteringskarta utvisande Finnsjöområdets läge i olika skalor. Den detaljerade skalan visar även samtliga borrhålslägen.

5.1 REGIONAL BESKRIVNING

Norduppland är en utpräglad flack region med stora områden där höjdskillnaderna understiger 10 m. Jordtäcket är i allmänhet tunt och det finns stora hållrika områden. Jordarterna består huvudsakligen av morän och lera, ofta överlagrade av myrar.

5.1.1 Geologisk utveckling

Nordupplands berggrund består av bergarter som bildades för 2 200 – 1 700 miljoner år sedan /5-7/. De äldsta bergarterna är av vulkaniskt eller sedimentärt ursprung. Genom omvandling djupt nere i jordskorpan är de idag hårda kristallina bergarter. Omvandlingen skedde under en period av bergskedjebildning, den sk svekokarelska orogenesisen för 1 850 miljoner år sedan, då en serie magmatiska bergarter, från gabbro till granit, trängde in i den dåvarande berggrunden. I denna serie ingår även den granodiorit som utgör huvudbergarten i Finnsjöområdet.

Under denna period skedde en omfattande deformation av berggrunden som resulterade i en regional nordvästlig förskiffring och bildandet av regionala skjuvzoner /5-7/. I slutfasen av bergskedjebildningen trängde diabaser in och bildade uthålliga nordliga och östliga gångar. De yngsta bergarterna i Norduppland är de sk yngre graniterna med tillhörande pegmatiter och apliter. Dessa bergarter trängde in i berggrunden för 1 700 miljoner år sedan. De bergskedjebildande processerna hade då upphört. Från denna tid och fram tills idag har urberget huvudsakligen uppträtt som ett sprött kristallint medium.

Under perioden 1 700 – 600 miljoner år eroderades bergskedjan ner till en flack urbergssyta, det sk subkambriska peneplanet, på vilken kambro-siluriska sedimentbergarter avlagrades. Dessa bergarter är nu bortroderade och den urbergssyta som vi ser idag sammanfaller i stort med peneplanet.

Skandinavium och den Baltiska skölden har varit en sammanhängande enhet med hela Nordeuropa i mer än 900 miljoner år och påverkats av de plattetektoniska rörelserna. För ca 570 miljoner år sedan låg området exempelvis på södra halvklotet med rörelseriktning mot sydpolen. För 400 miljoner år sedan låg området vid ekvatorn. Även andra kontinenter rörde sig och i detta tidsskede kolliderade Nordeuropa med Nordamerika och Grönland varvid vår fjällkedja tog form. /5-16/

För 750 000 år sedan började en period med upprepade istider /5-8/. Hur många dessa har varit och deras utbredning är inte fastlagt, men det är troligt att Skandinavien har varit täckt av betydligt fler än de fyra inlandsisar som tidigare har antagits. Den senaste istiden började för 100 000 år sedan. Vid dess maximala utbredning för 18 000 år sedan täckte inlandsisen hela Skandinavien och norra Tyskland. Uppskattningsvis var istäcket då mellan 2 000 – 2 500 m tjockt över Norduppland. Tyngden av ismassorna medförde i sin tur att berggrunden pressades ner ca 500 m /5-9/. Avsmältningen av istäcket gick relativt snabbt och för 10 000 år sedan drog sig inlandsisen tillbaka från Norduppland. På grund av den tidigare nedpressningen var denna region då täckt av hav. Omväxlande havsvatten och sötvatten har därefter täckt regionen fram till för 5 000 – 3 000 år sedan, då landhöjningen medförde att Finnsjöområdet återigen blev land. Den nuvarande landhöjningen är 5,5 – 6,0 mm/år /5-10/.

5.1.2 Grundvattenförhållanden

Det förhållandet att Norduppland i geologiskt sen tid har varit täckt av hav är en av förklaringarna till varför salt grundvatten ofta påträffas i bergborrade brunnar /5-11/. En genomgång av Finnsjöområdet brunnar och deras salthalter har gjorts i /5-12/. Där diskuteras även nuvarande praxis vid brunnborrning och utspädningsförhållanden i brunnar. Även i Dannemora Gruva och i SFR (slutförvar för låg- och medelaktivt avfall) förekommer grundvatten med en salthalt som överstiger den man har i Östersjön utanför Norduppland /5-13/. Den rikliga förekomsten av salt grundvatten tyder på att det finns många områden där grundvattenrörelserna är så små, och som är så isolerade att sötvatten ännu inte har hunnit med att byta ut det salta grundvatten som blev kvar sedan området blivit land.

5.1.3 Stabilitet i regional skala

Den Baltiska skölden är ett område på jordklotet med låg seismisk aktivitet. Seismiska störningar överskrider sällan magnituden $ML=4$ på Richterskalan. FOAs regionala seismiska stationsnät i mellersta och södra Sverige visar att epicentra för jordskalv i stationsnätets område är koncentrerade till regionen väster om den sk Protoginizonen. Denna zon utgör en nord-sydlig gräns i den centrala delen av södra Sverige som skiljer de svekokareliska bergarterna i öster från de senare bildade västsvenska gnejserna i väster. Vid Upplandskusten uppträder således jordskalv mycket sällan /5-14/.

I den mån jordskalv förekommer i Sverige är de vanligast på 10-20 km djup och rörelserna sker oftast som sidoförkastningar (strike-slip faulting) i vertikala svaghetsplan /5-14/. Rörelsebeloppen är vanligen betydligt mindre än en millimeter och begränsade till områden inom en radie av 100 m från jordskalvscentrum.

Utifrån det seismiska stationsnätet har en generell bild över den maximala horisontalspänningen (kompression) beräknats med hjälp av spänningsutlösningar i samband med registrerade jordskalv /5-14/. En nordvästlig huvudspänningsriktning har därvid erhållits vilket sammanfaller med den generella bild i norra Europa som erhållits med hjälp av bergspänningsmätningar i borrhål. Resultatet stöder uppfattningen att spänningar i norra Europas krusta huvudsakligen beror på platttektoniska rörelser. Studier av plattrörelser visar att några väsentliga förändringar i den platttektoniska regim som nu råder, med kompression från mittatlantiska ryggen, inte kan förväntas under åtminstone de närmaste 100 000 åren /5-15/.

Under årmiljonernas lopp har emellertid de platttektoniska krafterna varierat i storlek och riktning beroende på vår kontinents varierande läge i förhållande till spridningscentra. Utöver dessa krafter har sedimentära avlagringar och återkommande nedisningar belastat berggrunden vertikalt. Sammantaget har dessa laster resulterat i ett nätverk av sprickor och sprickzoner som i Finnsjöområdet, ser ungefär likadant ut i olika upplösningsskalor /5-17/.

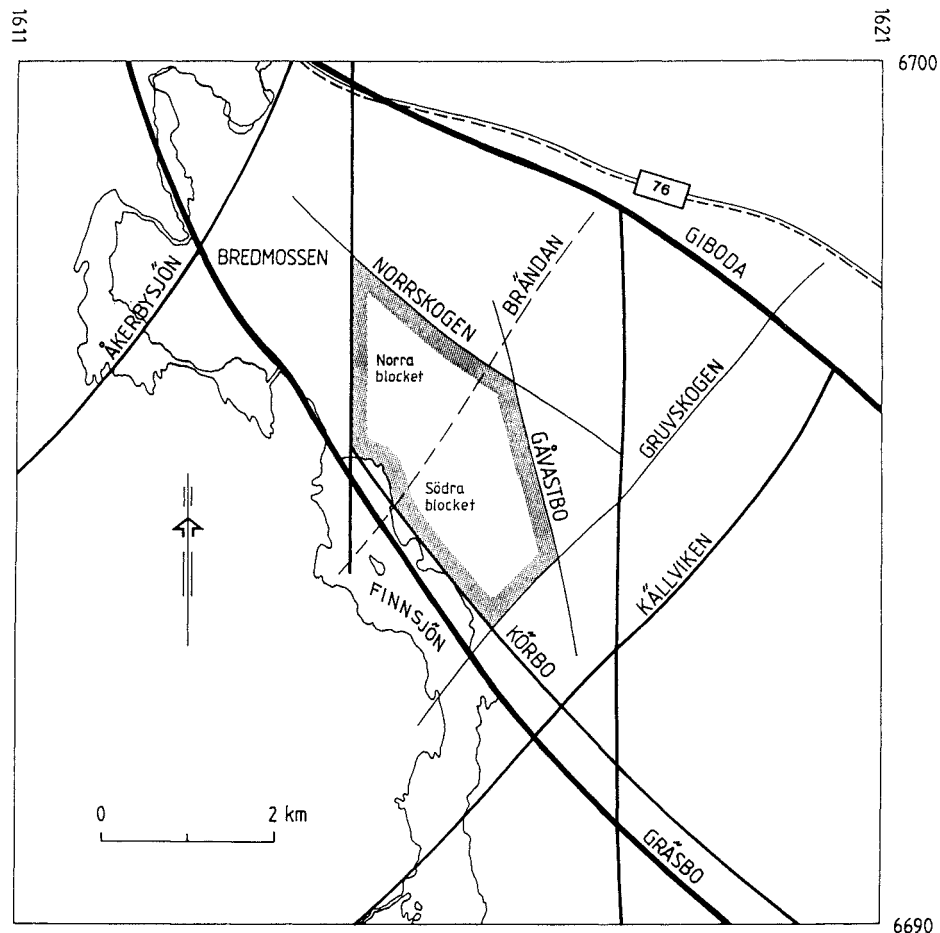
När det gäller berggrundens stabilitet är de aseismiska rörelserna, dvs rörelser som ej ger upphov till jordbävningar, troligtvis av större betydelse än de seismiskt utlösta /5-14/. Geodetiska mätningar i Finland och Estland tyder på horisontella rörelser i storleksordningen några millimeter per år i storskaliga geologiska svaghetsstrukturer /5-18/. I Sverige kan man för närvarande ej dra sådana slutsatser utifrån det geodetiska stationsnätet.

Sammanfattningsvis kan följande antas beträffande berggrundens stabilitet i Nord-uppland. Pågående aseismiska rörelser kan förekomma i de stora svaghetszonerna med regional utsträckning. Dagens spänningsförhållanden förväntas dock inte utlösa rörelser i mindre sprickzoner eller sprickor. Framtida förhållanden som kan utlösa rörelser även i dessa mindre strukturer är stora vertikala laster från inlandsisar.

5.2 FÖRLÄGGNINGSPLATSEN

5.2.1 Topografiska förhållanden

Finnsjönområdet, som typområde, definieras av ett 6 km² stort bergblock som är avgränsat av sprickzoner av regional utsträckning, se Figur 5-2. De regionala sprickzonerna utgör svaga partier i berggrunden och skyddar bergblocket mot externa berggrörelser. Bergblocket är ett av flera topografiskt likartade block i Norduppland som höjer sig något över omgivande lerslätter. Den maximala höjdskillnaden mellan den högsta punkten inom Finnsjöblocket och omgivningen är 15 m. I allmänhet är höjdskillnaden mindre, 5-10 m.



Figur 5-2. Finnsjöblocket (rastrerat område). Brändanzonen (Zon 1) delar upp detta bergblock i det norra och det södra blocket. /5-7/.

5.2.2 Jord och bergarter

Finnsjöområdet karaktäriseras av hållrik mark omväxlande med myrar. Jordtäckningen är tunn, ofta mindre än en meter, och består huvudsakligen av morän. Utanför områdets begränsning i öster finns lerlager med en mäktighet av 2-5 m.

Berggrunden består av en grå medelkornig granodiorit med en nordvästlig och brantstående förskifring /5-7/. Sporadiskt förekommer decimeterbredda gångar av diabas, aplit och pegmatit. Karaktäristiskt är rödfärgning av berggrunden kring sprickor vilket tolkats som en hydrotermal omvandling. Vanligtvis når denna omvandling någon centimeter från sprickan, men i samband med sprickzoner kan berggrunden vara rödfärgad på flera meters avstånd från sprickzonen.

Temperaturen i berget ökar mot djupet med $1,3^{\circ}\text{C}/100\text{ m}$ /5-7/. På 600 m är temperaturen $13,2^{\circ}\text{C}$.

5.2.3 Sprickzoner

Figur 5-2, visar en tolkning av förekomsten av regionala sprickzoner kring Finnsjöområdet. Sprickzonerna "Gräsbo" och "Giboda" är här tolkade som brantstående regionala skjuvzoner. Bredd, stupning och karaktär på dessa zoner är inte kända men eftersom dessa zoner är tolkade som besläktade med Singözonen vid SFR /5-7/ kan även egenskaperna preliminärt antas vara likartade, dvs zoner antas vara brantstående, 100 m breda och vattenförande.

En av dessa regionala sprickzoner, Gräsbo, är belägen i anslutning till Finnsjöblockets sydvästra begränsning. Denna sprickzon kan topografiskt följas mer än 50 km. Övriga begränsande sprickzoner bedöms vara av en lägre dignitet även om borrhål endast finns genom Gåvastbo (Zon 3) och Norrskogen (Zon 5). Resultaten från dessa borrhål tyder på bredder av 50 m respektive 5 m /5-7/.

En sammanställning av tolkade sprickzoner inom och i anslutning till Finnsjöområdet presenteras i Tabell 5-1 samt i Figur 5-3. Av totalt 14 tolkade sprickzoner har 8 undersökts med borrhål. För sprickzoner som inte har undersökts med borrhål har antagna geometriska och hydrauliska data baserats på lineamenttolkningar, ytobservationer och jämförelser med andra likartade sprickzoner där borrhålsresultat finns tillgängliga.

De flesta sprickzoner har en nordvästlig orientering med en stupning av 60 grader mot sydväst. Dessa sprickzoner är relativt smala och bedöms ha liten inverkan på områdets geohydrologiska förhållanden. Detta gäller dock inte för den 5 km långa och 20 m breda Zon 1 (Brändanzonen). Denna nordöstliga och brantstående sprickzon delar in Finnsjöområdet i två mindre block; det norra och det södra blocket, se Figur 5-2. Det finns flera indikationer som tyder på att dessa båda block har förskjutits flera hundra meter relativt varandra utefter Zon 1 /5-7/. Bland annat saknas helt den flacka Zon 2 i det södra blocket. I borrhåll karaktäriseras Zon 1 av hög sprickfrekvens med riklig förekomst av hematit och bergbeck.

Tabell 5-1. Geometriska data för tolkade sprickzoner /5-7/. Med ”Borrhål” menas hur många borrhål som penetrerar zonen.

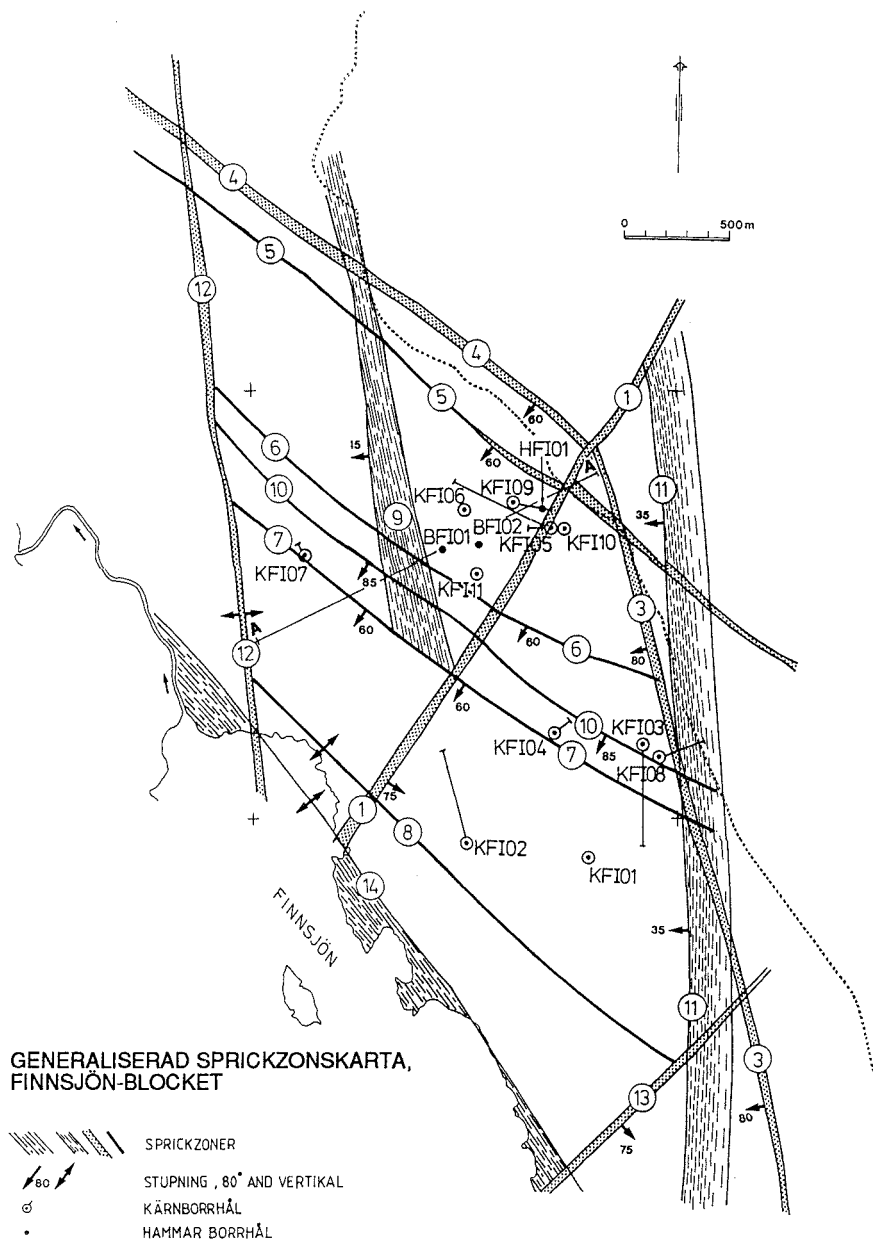
Zon	Strykning	Stupning	Längd (km)	Bredd (m)	Borrhål
1	N30E	75SE	5	20	2
2	N28W	16SW	1,5	100	9
3	N15W	80W	5	50	1
4	N50W	65SW	1	10	-
5	N50W	60SW	5	5	3
6	N55-65W	60SW	2	5	1
7	N55W	60SW	2	5	-
8	N50W	90	3	5	-
9	N10W	15W	2	50	1
10	NW	85SW	2,5	5	1
11	N5W	35W	2	100	4
12	N-S	90	6	25	-
13	N30E	75SE	7	20	-
14	NW	90	50	100	-

Förutom ovannämnda brantstående sprickzoner finns det tre tolkade flacka sprickzoner, zonerna 2, 9 och 11, med en subhorisontell till flack stupning. Utav dessa sprickzoner är Zon 2 väl belagd, medan det finns osäkerheter vad beträffar existens, storlek och betydelse för de övriga flacka zonerna. Som framgår av avsnitt 5.3 är Zon 2 av stor betydelse för de geohydrologiska och vattenkemiska förhållandena. Därför beskrivs denna zon mer utförligt nedan.

Zon 2 bildades ursprungligen för mer än 1 700 miljoner år sedan på ett djup av ca 10 km /5-20/. Sprickmineralogiska studier visar att Zon 2 har reaktiverats vid ett flertal tillfällen under årmiljonernas lopp. Bland annat förekommer rikligt med sprickor som är läkta med flera olika slags sprickmineral avsatta under olika tryck- och temperaturförhållanden /5-21/.

Överytan på Zon 2 har lokaliserats i nio borrhål från 105 m till 295 m under markytan. Samtliga dessa borrhål ligger i det norra blocket. Inget utgående av sprickzonen i markytan har identifierats. På grund av en allmänt högre grad av tektonisering i bergblocket under zonen är det svårare att entydigt bestämma dess underyta, men i allmänhet verkar zonen vara omkring 100 m. Zon 2's strykning är nord-nordvästlig med en stupning av 16 grader mot sydväst.

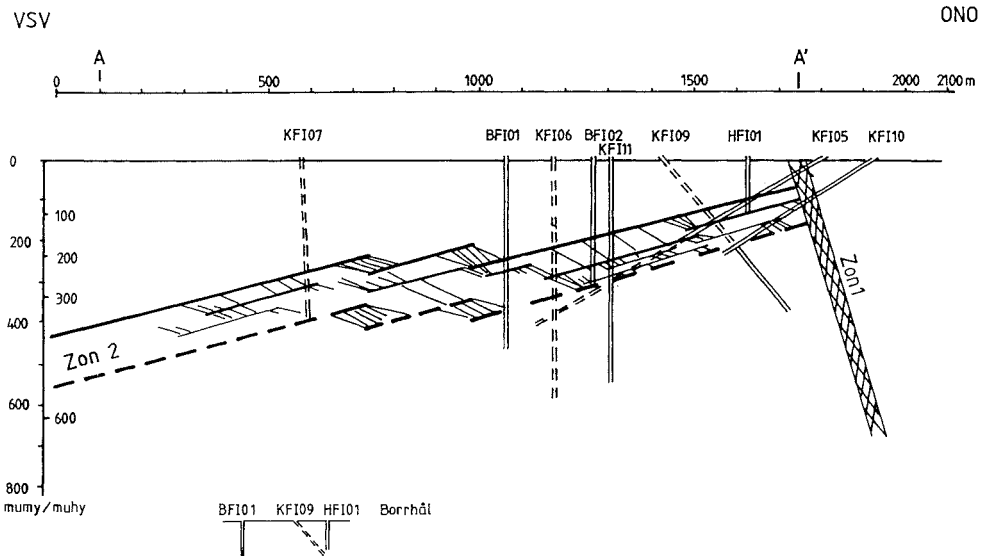
Inom ett område av 500 x 500 m har Zon 2 undersökts med 8 borrhål. Zonen uppträder här som en kontinuerlig plant lutande skiva, se Figur 5-4. Den plana utsträckningen av Zon 2 inom detta område tyder på att inga större vertikala förkastningsrörelser har skett sedan Zon 2 bildades. Utanför detta område förekommer Zon 2 i borrhål KFi 07. På detta avstånd kan zonen dock inte följas som ett kontinuerligt plan. Möjligen kan mindre förkastningar ha förskjutit Zon 2, men även andra förklaringar är möjliga /5-7/. Mot söder utgör Zon 1 (Brändanzonen) gränsen för Zon 2's utsträckning.



Figur 5-3. Tolkade sprickzoner inom Finnsjönområdet /5-7/. A-A' betecknar läge av profilen i Figur 5-4.

5.2.4 Spricksystem

Sprickmätningar i det norra blocket visar att det finns två brantstående sprickgrupper; nordostsprickor och nordvästsprickor /5-19/. En tredje sprickgrupp består av subhorisontella sprickor med vanligtvis en svag lutning åt sydväst. Sprickmineralogiska studier visar att de allra flesta av dessa sprickor har bildats tidigt i den geologiska historien och har senare reaktiverats vid ett flertal tillfällen /5-20/. Exempelvis är det vanligt med sprickmineralet prenit i nordostsprickor, vilket på andra ställen i Uppland har åldersbestämts till 1 250 – 1 100 milj. år /5-21/. Den andra brantstående sprickgruppen, nordvästsprickor, är förmodligen äldre /5-19/.



Figur 5-4. Schematisk illustration av Zon 2 /5-7/. Profilens läge framgår av Figur 5-3. Heldragna borrhål betecknar borrhål framför profilen medan streckade borrhål betecknar borrhål bakom profilen.

Sprickfrekvens mätt på hållar utspridda över hela Finnsjöblocket är 2,9 sprickor/m /5-22/. Sprickfrekvens beräknad från borrkärnor över Zon 2 är 3,5 sprickor/m medan motsvarande värde under Zon 2 är 2,7 sprickor/m /5-23/.

5.2.5 Egenskapernas allmängiltighet

Förekomsten av sprickzoner i Finnsjöblocket har tolkats från topografiska kartor och flygbilder, ytobservationer av hållar samt från borrkärnor. Dessa observationer har tolkats och redovisats i en konceptuell modell /5-7/. För att få en uppfattning om hur allmängiltiga dessa data och tolkningar är för regionen, är det intressant att jämföra med förhållandena i SFR och, i viss mån, med Dannemora järnmalmsgruva, se Figur 5-1. Dessa båda dessa undermarksanläggningar ligger inom samma tektoniska region som Finnsjöområdet och kan därför, åtminstone delvis, antas ha påverkats av likartade tektoniska krafter.

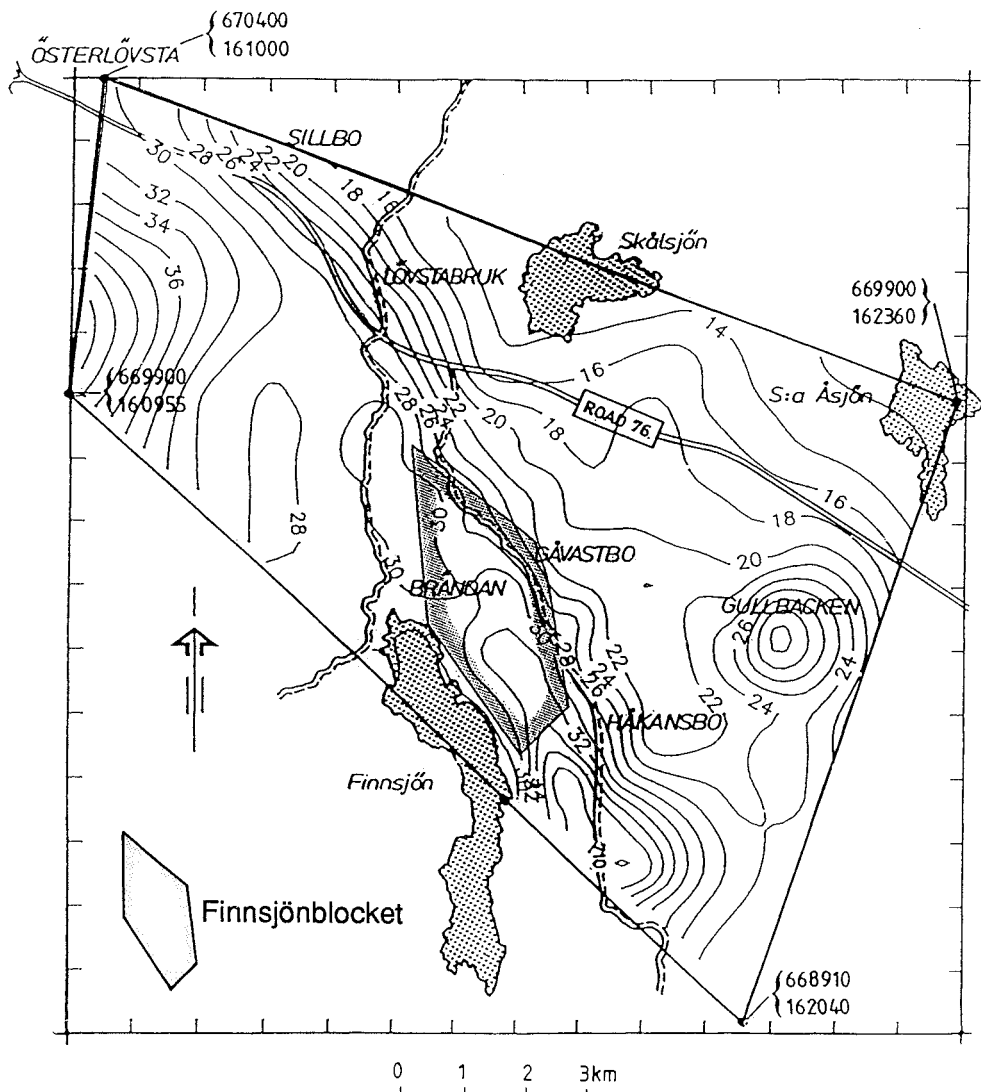
Vad som främst är slående är förekomsten av betydande flacka sprickzoner i alla tre områdena /5-5/, /5-24/, /5-25/. Hur ofta dessa sprickzoner förekommer mot djupet är okänt, men tills vidare finns det ingen anledning att anta att dessa skulle förekomma med en väsentligt annorlunda frekvens jämfört med brantstående zoner. Under SFR-anläggningen, på ett djup av 100-160 m från havsytan, finns en starkt vattengenomsläpplig subhorisontell sprickzon. Bredden på denna zon varierar mellan 5-20 m /5-24/. Inom Dannemora gruva är bergblock ovanför subhorisontella förkastningar vanligen förskjutna åt söder relativt det undre bergblocket /5-25/. Även vid jämförelser mellan Finnsjöområdet och SFR av sprickfrekvens, sprickorienteringar /5-7/ och bergspänningsförhållanden /5-26/ är förhållandena likartade. I båda områdena har den maximala horisontella spänningen en NV-SO-orientering.

Jämförelser kan även göras med andra av SKB undersökta områden, de sk typområdena. Finnsjöområdet har då en högre sprickfrekvens jämfört med övriga områden. Även om flacka zoner har påträffats i några av de andra typområdena är mäktigheten och den vattenförande förmågan väsentligt större för Zon 2. Däremot är det ingen väsentlig skillnad i medelavstånd mellan brantstående regionala och lokala sprickzoner.

5.3 HYDROLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

5.3.1 Grundvattenyta och hydrometeorologi

Finnsjöområdet utgör ett bergblock med nord-sydlig utsträckning som höjer sig 5-10 m över omgivande lågområden. Grundvattenytan ligger 3-7 m under markytan i bergblocket /5-28/. Grundvattenytans läge inom och utanför Finnsjöområdet redovisas i Figur 5-5.



Figur 5-5. Grundvattenytans läge i semi-regional skala /5-28/. Höjdkurvor är i meter över havet.

Ytvattendelaren ligger i områdets västra och södra del. Detta medför att huvuddelen av det ytliga grundvattnet inom Finnsjöområdet avrinner mot lerområdena i öster. Ytvatten från Finnsjön och lerområdet öster om Finnsjöområdet avvattnas först mot norr och därefter mot öster via Forsmarksån.

Grundvattenytans gradient inom Finnsjöområdet är i storleksordningen 0,3%. Genom att Finnsjöns sjöyta ligger omkring 5 meter över lerslätten i öster finns det emellertid även en östligt riktad regional hydraulisk gradient av storleksordningen 0,2% som kan verka på djupare liggande grundvatten inom Finnsjöområdet. Sett över ett längre avstånd (10-tals km) är 0,3% ett maximalt värde för den regionala hydrauliska gradienten.

Medelnederbörden för Norduppland är 670 mm/år /5-4/. Den potentiella och den verkliga avdunstningen är beräknad till 540 mm/år respektive 430 mm/år. Avrinningen är 240 mm/år.

5.3.2 Berggrundens hydrauliska egenskaper

Den hydrauliska konduktiviteten, vattengenomsläppligheten, har bestämts med vatteninjektionstester i samtliga kärnborrhål. Sektionslängden har varit 3 m för de flesta borrhålen men även 2 och 20 m mätsektioner har använts. Ett exempel på resultat från vatteninjektionstester redovisas i Figur 5-6. I det norra blocket, i och över Zon 2, har det även gjorts omfattande mellanhålstester med pumpning i ett borrhål och mätningar av hydrauliska störningar i andra borrhål. Dessa tester har gett data rörande den hydrauliska konduktiviteten i en större skala, men även data rörande hydrauliska samband, hydraulisk anisotropi och magasinskoefficient.

Ett flertal spår försök har utförts för att studera grundvattentransport i Zon 2, då den hydrauliska gradienten har ökats genom pumpning i ett borrhål. Dessutom finns, från två borrhål, data rörande det naturliga grundvattenflödet i och omkring Zon 2 /5-29/. Sammantaget finns det därför en stor mängd data i det norra blocket som tillsammans ger en god förståelse av de geohydrologiska förhållandena i detta block. Motsvarande dataunderlag saknas för det södra blocket.

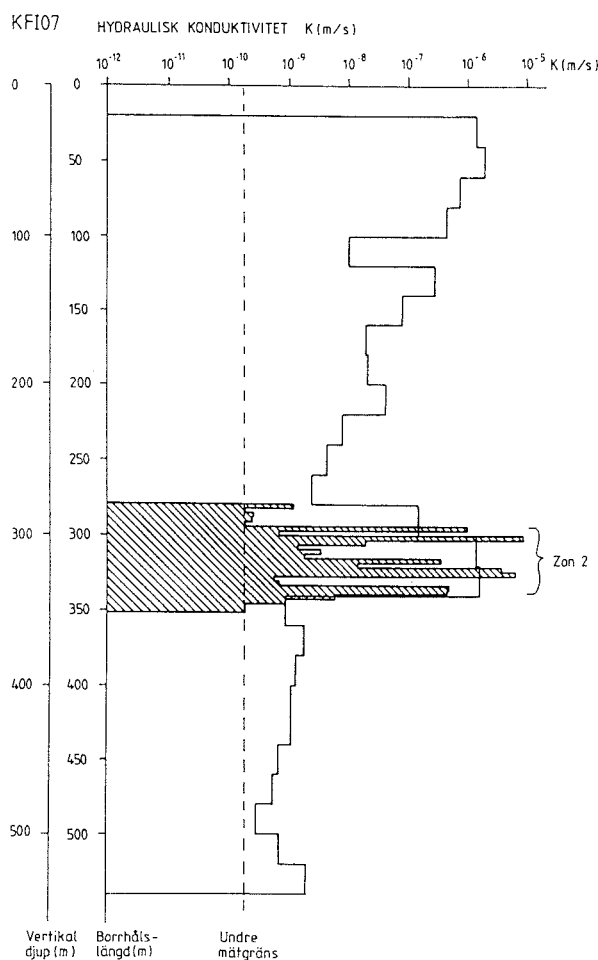
Resultatet från vatteninjektionstesterna i 2-3 m sektioner ger en översiktlig uppfattning om hur den hydrauliska konduktiviteten varierar mot djupet inom bergmassan, dvs exkluderande sprickzoner. Beräkningar har utförts både för det norra och det södra Finnsjöblocket /5-28/. Resultatet visar att medelkonduktiviteten för bergmassan avtar på ett likartat sätt för de båda blocken, se avsnitt 5.3.4. På 100 – 200 m djup är det geometriska medelvärdet 10^{-8} m/s, medan motsvarande värde på 500 – 600 m djup är 10^{-9} m/s. Eventuellt kan dessa medelvärden vara påverkade av en relativt hög mätgräns, mellan 2 och $8 \cdot 10^{-10}$ m/s.

Som tidigare nämnts finns det borrhål genom 8 av de 14 tolkade sprickzonerna. Resultat från vatteninjektionstester av dessa sprickzoner redovisas i Tabell 5-2. Av tabellen framgår att den hydrauliska konduktiviteten för de flesta sprickzoner ligger inom intervallet 10^{-5} – 10^{-7} m/s. Undantag är Zon 2 som har partier med högre konduktiviteter och Zonerna 6, 9 och 10 som är relativt täta.

Tabell 5-2. Transmissivitet och konduktivitet för sprickzoner samt konduktivitetens variation beräknade från enhålstester. För Zon 2 finns även angivet motsvarande värden från provpumpningar, (P). Efter /5-28/.

Sprickzon	Antal borrhål	Bredd (m)	T-värde (m ² /s)	K-värde (m/s)	K-intervall (m/s)	Sektionslängd (m)
1	1	20	$2 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-10} - 5 \cdot 10^{-5}$	2
2	8*	100	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-10} - 1 \cdot 10^{-3}$	2
2	8*	100	$3 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-5} - 4 \cdot 10^{-5}$	(P)
3	1	50	$1 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-10} - 9 \cdot 10^{-6}$	3
5	3	5	$4 \cdot 10^{-5}$	$8 \cdot 10^{-6}$	$8 \cdot 10^{-9} - 1 \cdot 10^{-5}$	2
6	1	5	$3 \cdot 10^{-8}$	$6 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-9} - 7 \cdot 10^{-9}$	3
9	1	50	$3 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-10} - 2 \cdot 10^{-6}$	3
10	1	5	$3 \cdot 10^{-8}$	$6 \cdot 10^{-9}$	$3 \cdot 10^{-9} - 6 \cdot 10^{-9}$	3
11	4	100	$2 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-10} - 9 \cdot 10^{-5}$	3

*ej medräknat borrhål HFi 01.



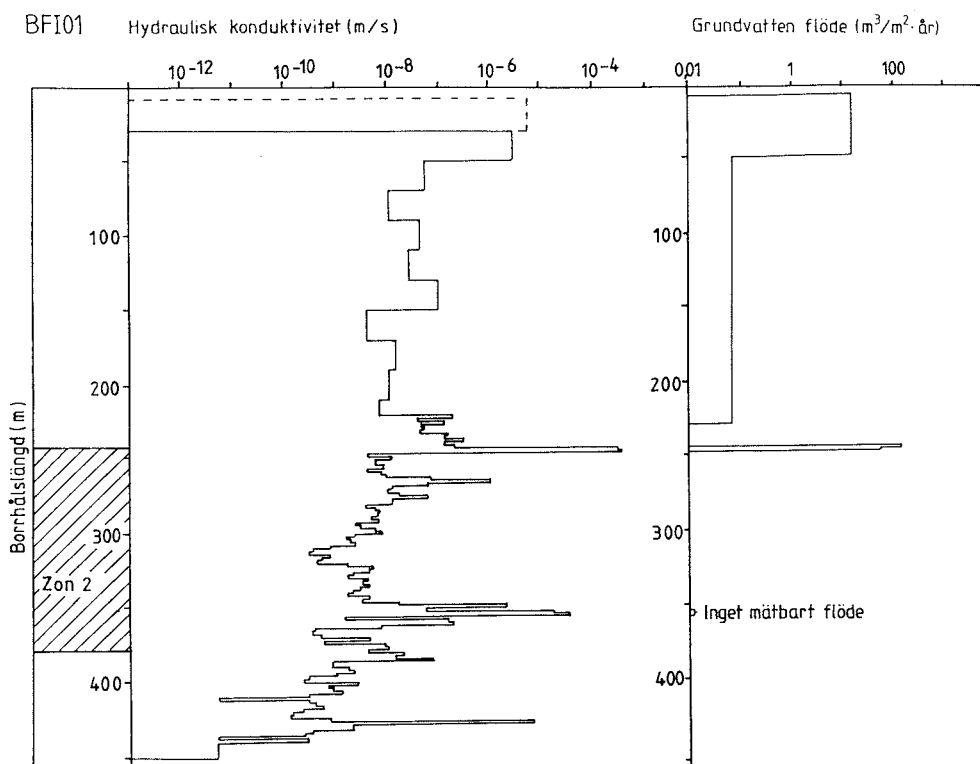
Figur 5-6. Exempel på resultat från vatteninjektionstester, borrhål KFi 07 i det norra blocket /5-32/. Mätningarna visar ett tydligt djupavtagande i den hydrauliska konduktiviteten som dock avbryts av Zon 2.

5.3.3 Hydrauliska förhållanden i och omkring Zon 2

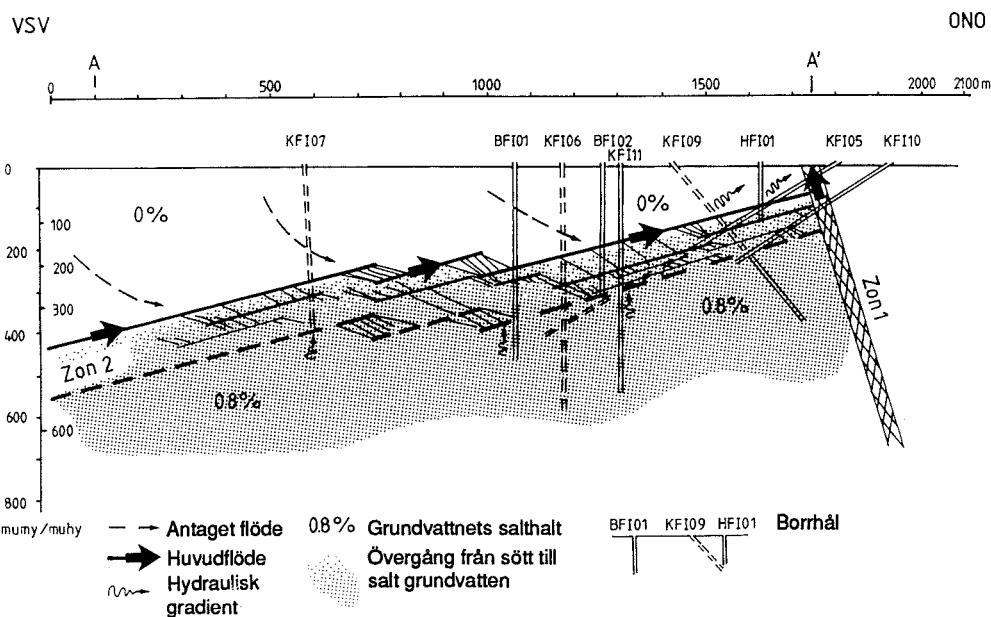
I den allra översta delen av Zon 2 uppvisar samtliga borrhål ett parti med mycket hög konduktivitet. Varför detta parti är så vattengenomsläppligt och så uthålligt är oklart. En förklaring kan vara reaktivering under den senaste istiden på grund av höga vattentryck /5-30/, /5-31/. Längre ner i Zon 2 visar borrhålsmätningarna att det finns ytterligare ett eller flera högkonduktiva partier. Den hydrauliska konduktiviteten för de vattengenomsläppliga partierna i Zon 2 ligger mellan $10^{-4} - 10^{-5}$ m/s, baserat på vatteninjektionstester med 2 m mätsektioner. Mellan dessa partier är konduktiviteten låg, mellan $10^{-8} - 10^{-10}$ m/s.

Vatteninjektionstester med extremt korta mätsektioner, 0,11 m, visar att den "hydrauliska bredden" på de vattengenomsläppliga partierna i Zon 2 endast är 0,4 m vardera /5-27/. Eftersom den totala bredden på Zon 2 är betydligt större är hydraulisk transmissivitet ett bättre mått än konduktivitet på Zon 2's vattengenomsläppliga förmåga. För de vattengenomsläppliga partierna varierar transmissiviteten mellan $1 \cdot 10^{-3}$ och $5 \cdot 10^{-4}$ m²/s medan värdet för hela Zon 2 varierar mellan 2 och $3 \cdot 10^{-3}$ m²/s för olika borrhål /5-27/.

Direkta mätningar av det naturliga grundvattenflödet har även gjorts med en sk utspädningssond /5-32/. Resultatet av dessa mätningar i borrhål BFi 01 redovisas i Figur 5-7, tillsammans med mätningar av den hydrauliska konduktiviteten. Som framgår av figuren motsvaras höga konduktivitetsvärden av höga flöden ner till



Figur 5-7. Mätningar i borrhål BFi 01 av den hydrauliska konduktiviteten i 2 och 20 m sektioner (vänster) samt mätningar av det naturliga grundvattenflödet (höger) /5-33/.



Figur 5-8. Schematisk framställning av grundvattenrörelser i och omkring Zon 2 /4-7/.

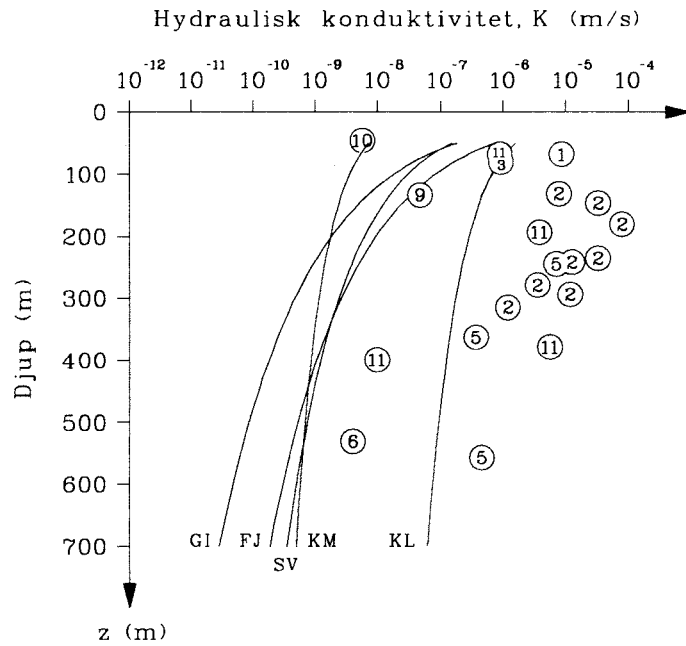
överytan av Zon 2. Ner till detta djup finns därför en hydraulisk gradient som kan "driva" grundvattnet. Det höga naturliga grundvattenflödet i den övre delen av Zon 2 visar även att detta parti måste ha kontakt med andra sprickzoner som kan tillföra och dränera zonen på grundvatten. Längre ner i Zon 2 finns ett annat högkonduktivt parti. Detta parti motsvaras dock inte av något mätbart grundvattenflöde. Förmodligen beror detta på att en drivande hydraulisk gradient saknas. En trolig förklaring är att det överliggande högkonduktiva partiet av Zon 2 fungerar som en "hydraulisk barriär", dvs det kortsluter den topografiskt betingade hydrauliska gradienten. Även förekomsten av relik salt grundvatten under Zon 2 tyder på stagnanta förhållanden, se vidare avsnitt 5.4.

Det naturliga flödet i den övre delen av Zon 2, över en tvärsnitt av 1 000 m beräknat från ovannämnda utspädningssondmätningar, uppgår till storleksordningen 150 000 – 370 000 m³ per år /5-33/. Liknande flöden erhålles även vid beräkningar baserade på resultat från hydrauliska mellanhåltester och piezometriska mätningar. Dessa höga naturliga flöden kan inte förklaras med enbart lokal infiltration genom den överliggande berggrunden utan huvuddelen av grundvattnet måste infiltreras och dräneras genom sprickzoner utanför Finnsjönblocket. Förmodligen sker infiltration under Finnsjön, via den regionala sprickzonen 14, se Figur 5-3, medan dränering sker via ett flertal regionala sprickzoner (1, 5, 11) strax utanför Finnsjönblockets nordöstra rand.

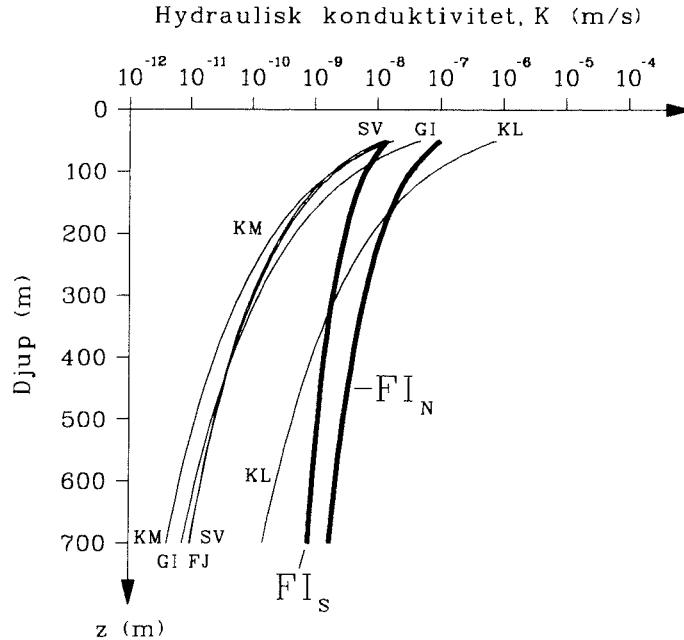
En schematisk sammanfattning av de hydrauliska förhållandena i och omkring Zon 2 presenteras i Figur 5-8.

5.3.4 Egenskapernas allmängiltighet

I jämförelse med andra av SKB undersökta typområden har Finnsjöområdet en låg hydraulisk gradient och en relativt hög hydraulisk konduktivitet. Det sistnämnda



Figur 5-9. Hydraulisk konduktivitet för Finnsjöområdet sprickzoner (numrerade ringar). Som jämförelse redovisas även regressionskurvor för sprickzoner i andra undersökningsområden. FJ = Fjällveden, GI = Gideå, KL = Klipperås, KM = Kamlunge, SV = Svartboberget /5-28/, /5-29/.



Figur 5-10. Regressionskurva baserad på geometriska medelvärden på hydraulisk konduktivitet i bergmassan (exkluderande tolkade sprickzoner) FI_N för det norra och FI_S för det södra blocket i Finnsjöområdet, samt motsvarande kurvor för andra områden /5-28/, /5-29/. Baserat på resultat från vatteninjektionstester med 20 och 25 m mätsektioner.

gäller både för sprickzoner och för bergmassan i stort. Den låga hydrauliska gradienten beror på den flacka topografin omkring Finnsjöområdet. Gradienten i detta område är 0,3% eller lägre, medan motsvarande värde för Kamlunge är 10% och för Klipperås 0,4%.

En jämförelse mellan sprickzoners hydrauliska konduktiviteter i Finnsjöområdet och i de typområden som undersöktes i samband med KBS-3 redovisas i Figur 5-9. Även om dessa regressions samband skall ses som grova generaliseringar framstår Finnsjöområdets sprickzoner som mera vattengenomsläppliga jämfört med övriga områden. Motsvarande jämförelse för den resterande bergmassans hydrauliska konduktivitet redovisas i Figur 5-10. Även vad beträffar bergmassan framstår Finnsjöområdet som mera vattengenomsläppligt.

Den verkligt stora skillnaden mellan Finnsjöområdet och de övriga områdena är emellertid närvaron av Zon 2. Genom dess flacka lutning och ovanligt höga vattengenomsläpplighet påverkar den starkt de geohydrologiska förhållandena i den underliggande berggrunden. Direkta mätningar tyder på inga eller mycket låga grundvattenflöden. Även om liknande hydrauliska effekter av flacka sprickzoner har beräknats för andra områden /5-34/, har hittills ingen flack zon identifierats vid SKB's platsundersökningar som motsvarar Zon 2's mäktighet och vattengenomsläpplighet.

Sammantaget utgör Finnsjöområdet ett område med låg hydraulisk gradient men med relativt höga värden för den hydrauliska konduktiviteten, både för sprickzoner och bergmassan. Även om dessa förhållanden och egenskaper bör vägas in vid en jämförelse/överföring av resultaten från SKB 91 till andra områden är det speciellt inverkan av den flacka sprickzonen som gör de geohydrologiska förhållandena i Finnsjöområdet speciella.

5.4 KEMISKA FÖRHÅLLANDEN

5.4.1 Grundvattenprovtagning och geokemiska undersökningar

De grundvattenkemiska förhållandena i Finnsjöområdet har undersökts vid ett flertal tillfällen sedan 1977 i sammanlagt 12 borrhål. Provtagningsnivåer har varierat mellan 100 – 700 m. Resultaten har sammanställts i /5-28/, /5-35/, /5-36/, /5-37/. De geokemiska undersökningarna inkluderar även kartläggning och analyser av sprickmineralens förekomst och betydelse för vattensammansättningen /5-39/.

Metodik för provtagning och analys av borrhålsvatten har utvecklats avsevärt sedan undersökningarna inleddes i Finnsjön. Bland annat togs ett mobilt laboratorium i bruk 1984. Därmed blev det möjligt att analysera de känsligaste komponenterna omedelbart och att utföra provtagningen under väl kontrollerade förhållanden. Samtidigt togs en utrustning i bruk för mätning av pH och Eh direkt i borrhål. Dessa förbättringar gör att de säkraste analyserna på det djupa grundvattnet är från de senast provtagna borrhålen, främst KFi 09 och BFi 01.

5.4.2 Bergets mineral

Granodioriten som dominerar Finnsjöområdet består av huvudmineralen kvarts (25-31%), plagioklas (30-34%), kalifältspat (mikroklin) (14-21%), hornblände (9-12%) och biotit (7-11%).

Kalcit är det vanligast förekommande sprickmineralet. En del sprickor är fyllda med ren kalcit medan de flesta kalcitläkta sprickor även innehåller andra mineral som prehnit, laumontit och klorit. En del av kalcitläkningarna är mycket gamla och sannolikt av hydrotermalt ursprung, medan andra kan vara sena utfällningar, t ex efter den senaste istiden. Även prehnit är ett vanligt sprickmineral. Liksom kalcit förekommer det i åtminstone två olika generationer. Andra vanligt förekommande sprickmineral är laumontit, pyrit och kvarts. Samtliga dessa är bildade under hydrotermala förhållanden.

5.4.3 Grundvattenkemi

Grovt kan man dela upp grundvattnet i Finnsjöområdet i sött och salt. Sött grundvatten har påträffats i de ytliga delarna av alla borrhål och även på stora djup i borrhålen KFi 01 och KFi 02, söder om Zon 1, se Figur 5-2. Dessa vatten uppvisar också, baserat på tritiumdata, en kortare uppehållstid och en större andel nybildat grundvatten än övriga. I bergblocket norr om Zon 1 har salt grundvatten påträffats i samtliga borrhål vid Zon 2's överyta. Beroende på var borrhålen är placerade har Zon 2, och därmed det salta grundvattnet, påträffats på djup varierande mellan 100 – 300 m. Salt grundvatten har även påträffats i borrhålet (KFi 08) som har borrats genom Finnsjöblockets östra begränsning.

Ett urval med typiska vattensammansättningar på olika provtagningsdjup redovisas i Tabell 5-3. Data i tabellen är hämtade från vissa provtagningar i borrhålen KFi 09 och BFi 01 som gjordes med det mobila fältlaboratoriet /5-37/.

Ur tabellen framgår att kloridhalterna ökar mot djupet i de båda borrhålen. De djupaste provtagningssektionerna uppvisar kloridhalter på 5 200 respektive 5 500 mg/l. Detta är i samklang med äldre provtagningar av borrhålen KFi 05, KFi 06 och KFi 08 med kloridhalter på mellan 2 500 och 5 900 milligram per liter. Baserat på kol-14 och tritium data uppvisar samtliga dessa salta grundvatten en mycket lång uppehållstid och en låg andel nybildat grundvatten.

Man kan även se att natrium- och kalciumhalterna följer kloridhalten. Vid högre kloridhalter ökar andelen av kalcium över natrium. Även magnesiumhalten och sulfathalten ökar med ökande kloridhalt, men mycket långsammare. De relativa halterna magnesium och sulfat är betydligt lägre än i havsvatten. Kaliumhalten och kiselhalten är konstanta och vätekarbonathalten sjunker med ökande kloridhalt. Sulfidhalten varierar mellan <0,01 mg/l och 0,44 mg/l och är oberoende av de övriga parametrarna. Förmodligen beror detta på lokala förhållanden.

Halterna av tvåvärt och av totalt järn är lika, dvs tvåvärt järn förekommer inte. Halterna varierar mellan 0,3 till 9 mg/l. Manganhalterna följer i viss mån järnhalterna och varierar mellan 0,2 och 0,8 mg/l. Uranhalten varierar mellan 1,6 och 13 µg/l.

pH-värdet varierar inom ett mycket snävt intervall, från 6,9 till 7,7.

De uppmätta Eh-värdena varierar inom ett intervall från +40 mV till -320 mV. De låga Eh-värdena, förekomsten av sulfid, de låga uranhalterna och det faktum att allt löst järn förekommer i tvåvärd form visar att grundvattnet under ca 100 m är syrefritt och även reducerande.

Halten av organiskt material, TOC, ligger mellan 1 och 18 mg/l. Den höga halten påträffas i de ytnära nivåerna medan de låga halterna påträffas mot djupet.

Halten av partikelbundet material har analyserats i BFi 01 på 234 meters nivå och KFi 09 på 182 och 360 m. Medianvärdet är 80 µg/l.

Tabell 5-3. Sammansättning hos grundvatten från två borrhål i Finnsjönområdet. Det skuggade fältet markerar vald grundvattensammansättning för referensfallet i SKB 91.

BORRHÅL		KFi 09	KFi 09	KFi 09	KFi 09	BFi 01	BFi 01	BFi 01	BFi 01	BFi 01
Nivå	(m)	94-99	114-119	182-187	360-365	71-85	169-191	234-247	284-294	439-459
pH		7,3	7,5	7,4	7,6	6,9	7,7	7,7	***	***
Eh	(mV)	-245	-300	-212	-	+40	-320	-270	***	***
Alkalinitet	(mg/l vätekarbonat)	285	116	160	32	220	200	260	***	***
Kalcium	(mg/l)	115	-	700	1700	76	270	320	1500	1600
Magnesium	(mg/l)	16	-	91	84	6,3	36	40	126	140
Natrium	(mg/l)	415	-	960	1500	23	610	650	1600	1700
Kalium	(mg/l)	5,8	-	15	7,4	3,2	6,5	8,7	15	13
Järn(II)	(mg/l)	0,56	0,36	1,07	0,34	8,86	0,50	0,87	***	***
Järn(Tot)	(mg/l)	0,56	0,35	1,08	0,35	9,01	0,51	0,90	***	***
Mangan	(mg/l)	0,19	0,45	0,82	0,36	0,50	0,37	0,42	***	***
Sulfid	(mg/l)	0,22	-	0,44	0,03	<0,01	0,01	<0,01	***	***
Sulfat	(mg/l)	175	-	210	340	8,3	150	140	380	380
Klorid	(mg/l)	680	2100	2800	5200	61	1300	1500	5200	5500
Bromid	(mg/l)	2,0	-	14	27	0,3	4,5	7,0	26	29
Jodid	(mg/l)	0,01	-	0,03	0,07	<0,002	0,02	0,04	0,07	0,12
Kisel	(mg/l)	7,6	1,8	4,6	7,6	6,2	8,3	7,5	5,5	5,4
TOC	(mg/l)	18	-	7,5	1,0	16	12	6,9	***	***
Ammonium	(mg/l)	-	-	1,1	-	0,15	0,34	0,63	0,46	0,35
Nitrat	(µg/l)	20	-	19	10	6	<5	5	<5	<5
Fosfat	(µg/l)	1	2	3	4	1	1	<2	<5	<5
Uran	(µg/l)	2,1	-	1,6	8,2	4,6	13	3,9	***	***

***Värdena på dessa parametrar är påverkade av den använda borrhåstekniken (tryckluft) och redovisas ej.
- Har ej analyserats.

5.4.4 Kemisk inverkan på radionuklidtransport

Transporten av upplösta radionuklider påverkas i hög grad av deras kemiska egenskaper. Sorption av lösta radionuklider på mineralytor i berget hejdar eller i varje fall fördröjer uttransporten. Det bidrar till att radionukliderna hinner avklinga i berget.

Lösta radionuklider sorberas inte enbart på ytorna i de sprickor där grundvattnet flödar. Genom att diffundera in i bergmatrisens förbundna system av mikrosprickor med nära nog stagnant vatten så undandras radionukliden vattenflödet och den tillgängliga sorptionsytan ökar betydligt. Diffusionen in i mikrosprickorna och sorptionen där ger det dominerande bidraget till radionuklidretentionen.

Sorptionen innefattar en rad olika mekanismer. En del är delvis irreversibla. Styrkan i sorptionen är starkt beroende av radionuklidjonernas laddning, hydrolys och eventuella komplex med starka komplexbildare. Därför är det väsentligt att känna till grundvattnets pH, redoxförhållanden och innehåll av komplexbildare. Humus- och fulvosyror som förekommer i grundvattnet bildar relativt starka komplex med en del radioaktiva ämnen, t ex Am^+ .

Jonbyte är en viktig sorptionsmekanism för t ex Cs^+ och Sr^{2+} . Därför är även vattnets salthalt av stor betydelse.

De mineral som utgör själva substratet för sorptionen har olika kapacitet att ta upp radionuklider och olika mekanismer för sorption förekommer. Vissa mineral är t ex goda jonbytare medan andra inte är det osv. Det finns emellertid även gemensamma sorptionsmekanismer. De flesta mineral exponerar en oxid/hydroxydyta mot lösningen som ger dem ytkomplexeringsegenskaper. För att enkelt kvantifiera sorptionen så att den kan användas för transportmodellering används sk fördelningskoefficienter, K_d . De bestäms experimentellt i laboratorium. Man använder mineral och vattensammansättningar som är typiska för förvarsplatsen och provar sedan att variera de parametrar som är betydelsefulla t ex pH, jonstyrka, koncentration av radionuklider etc. De K_d -värden som sedan skall användas i säkerhetsanalysen väljs så att inte fördröjningen i radionuklidtransporten överskattas /5-49/. Komplexbildning med humus- och fulvosyror kan sänka sorptionen för en del av radionukliderna. Sänkningens storlek beror på hur radionukliden uppträder som löst jon och halten humusämnen i grundvattnet (som är mindre än 500 mg/m^3). De valda K_d -värdena är kompenserade för detta /5-49/.

Såväl i Sverige som i flera andra länder pågår en utveckling av mer detaljerade modeller för sorption som bättre tar hänsyn till de fysikaliska och kemiska förlopp som är involverade. Det har inte varit praktiskt möjligt att utnyttja de här resultaten i SKB 91 men utvecklingen på området har gett en bättre förståelse för sorptionsmekanismerna och hur de påverkas /5-43/.

In situ-försök genomförs för att pröva modellerna för radionuklidtransport. Försök med sorberande radionuklider visar att de parametrar som väljs inte leder till överskattning av retardation på grund av sorption. Även då snabba flöden och högkonduktiva zoner eller mycket korta migrationsavstånd utnyttjas i försöken är det svårt att få igenom ämnen som är mer sorberande än t ex Sr^{2+} . Även om försöken pågår i månader och år händer det att Cs^+ och liknande ämnen aldrig kommer fram /5-38, 5-39, 5-40/.

In situ-försök med teknetium som genomförts i Finnsjön visar att teknetium sorberas kraftigt /5-40, 5-41/. Det bekräftar att teknetium reduceras från lågsorberande perteknetat till högsorberande teknetium(IV). Det har även visats med laboratorieexperiment /5-41, 5-42/. Här spelar in situ-försöket en viktig roll eftersom det av praktiska

skäl är svårt att fullständigt simulera naturliga reducerande förhållanden på laboratoriet.

Förekomsten av ett förbundet system av mikrosprickor i granitiskt berg har också bekräftats med försök in situ /5-43/.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att laboratorieförsök och in situ-försök visar att sorptionen av radionuklider på mineralytor och diffusion in i bergets mikrosprickor är robusta retardationsmekanismer som inte påverkas nämnvärt av förändringar i de yttre förhållandena.

Sorberande radionuklider skulle i princip kunna transporteras med vattnet om de fastnade på kolloidala partiklar i grundvattnet. Halten kolloider i grundvattnet är mindre än 0,4 mg/l. De består av oorganiska partiklar, t ex kalcit, järnhydroxid, lera etc. och kan givetvis sorbera radionuklider. Är upptaget av radionuklider på kolloidala partiklar reversibelt så spelar det ingen roll för transporten. Någonstans i strömbanan lämnas nukliden över till berget. Skulle däremot nukliden fastna irreversibelt är det en helt annorlunda situation. I så fall kommer nukliden att transporteras med partikeln och i sämsta fall inte att fördröjas alls genom sorption i berget. Laboratorieförsök bekräftar att radionuklider verkligen kan bilda kolloider. Till stor del är sorptionen på mineralkolloiderna reversibel. Styrkan i sorptionen svarar ungefär mot uppmätta K_d för motsvarande mineral och ämnen /5-45/.

Kolloidtransport har observerats i in situ-försök. I spår-försök med relativt snabba flöden förekommer att en liten fraktion av en sorberande radionuklid ibland uppträder som kolloid och tar sig fram med liten eller ingen fördröjning /5-39/. Samma sak har observerats i laboratorieförsök som simulerar transport i en spricka /5-51/. Undersökningar av naturliga analogier visar också med all önskvärd tydlighet att starkt sorberande ämnen som t ex torium och sällsynta jordartsmetaller binds till partiklar i grundvatten /5-50/. Men man kan också konstatera i samma undersökningar att dessa aggregat inte spelar någon roll för transporten i långsamma flöden. Längre bort i strömbanan är halten partiklar obetydlig och den lilla mängd partikelbundet ämne som återstår har förändrats i sammansättning och är snarast i jämvikt med grundvattnet.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att radionuklider i grundvattnet kan förekomma som kolloider och det kan inte helt uteslutas att en liten andel binds irreversibelt till mobila naturliga kolloidala partiklar. Emellertid visar beräkningar att även för ett sådant extremt fall är konsekvenserna utan betydelse för säkerheten. Utvärderingen är sammanfattad i /5-50/. I KBS-3 behandlades kolloidtransporten som ett särskilt fall. Det har inte ansetts nödvändigt i SKB 91.

Noggranna analyser av grundvattnet visar att det existerar bakterier även på stort djup. Alla arter har inte identifierats men metanbakterier och sulfatreducerande bakterier har påträffats /5-46/. Miljön är fattig på näringsämnen. De ämnen som kan tänkas ingå i ämnesomsättningen för mikroorganismerna är bl a metan, väte, organiskt material, karbonat, sulfat, etc. Laboratorieförsök visar att bakterier kan ta upp radionuklider. I princip skulle radionuklider kunna följa med bakterier på samma sätt som med andra kolloidala partiklar i grundvattnet. Halterna av mikrober är emellertid mycket låga (mindre än 50 mg/m^3). Betydelsen av bakterietransport för säkerheten har analyserats på samma sätt som för oorganiska kolloider /5-50/. Slutsatserna är desamma – det saknar betydelse för säkerheten.

Det har hävdats att spårmängder av metaller kan transporteras med gasbubblor i berget. Slutsatsen bygger på analyser av jordgas ovanför relativt djupt belägna

malmkroppar. Gasen har innehållit spår av metall från malmen. Men halten metall i gasen jämfört med mängden metall i malmen visar att det är ytterst små mängder som skulle kunna frigöras och transporteras till biosfären på det här viset. Dessutom saknas förutsättningarna för gasinducerad transport helt i djupförvaret. För att det skall kunna bildas gasbubblor måste vattnet vara mättat med gas vid de tryck som råder på förvarsdjup. Grundvattnet på de här djupen är kraftigt undermättat med avseende på lösta gaser, se Tabell 5-4.

Tabell 5-4. Löst gas i grundvatten från Äspö. Gasen består till mer än 90% av kväve och uttrycks i ml gas vid NTP per liter vatten. Kvoten anger uppmätt gashalt genom beräknad löslig halt vid gällande hydrostatiskt tryck. Gasbildningsdjupet är det djup vid vilket den uppmätta lösta mängden gas övergår i en separat gasfas.

Provtagningsdjup/m	Gashalt ml/l	Tryck bar	Löslighet ml/l	Kvot	Gasbildn. djup/m
130	20	13	200	1/10	13
200	34	20	300	1/9	23
200	39	20	300	1/8	26
290	53	29	400	1/8	35
680	72	68	1000	1/14	50

Sprickzoner av den dignitet som krävs för att föra upp vatten från så stora djup kommer inte att tillåtas skära förvaret. Därför bedöms sannolikheten för att gastransport väsentligt skulle förändra de i referensfallet redovisade transportvägarna vara utomordentligt liten.

5.4.5 De kemiska egenskapernas allmängiltighet

Finnsjöområdet granodiorit samt dess sprickmineral representerar kemiska förhållanden som är vanligt förekommande i svensk berggrund. Även grundvattensammansättningen och redoxförhållanden i Finnsjöområdet uppvisar stora likheter med söta och salta grundvatten från andra av SKB undersökta områden /5-48/, /5-49/. Vad som skiljer grundvattnet i Finnsjöområdet från övriga områden är främst högre karbonathalter i det övre söta grundvattnet och avsaknad av låga järnhalter i det djupa salta grundvattnet. Det förstnämnda beror förmodligen på att lersedimenten i området har tagit upp kalcium i utbyte mot natrium, vilket i sin tur medför att mer kalcit kunnat lösas. Detta gör att karbonathalten kommit upp till en högre nivå än vad som vore fallet om koldioxidrikt vatten löst kalcit till mättnad och inget annat inträffat.

Det saknas data som visar på låga järnhalter, under 0,1 mg/l, vid provtagning av djupa grundvatten i Finnsjöområdet. I andra områden är det vanligt med järnhalter under 0,1 mg/l på större djup, såg under 500 m. Om så är fallet även i Finnsjön kan inte bekräftas eftersom samtliga tillförlitliga data kommer från djupintervallet 100-400 m.

Järnhalterna i SFR ligger på samma nivå som de i Finnsjön. Alla data i SFR kommer också från ett relativt litet djup, maximalt 150 m.

Halten av organiskt och partikulärt material är av samma storleksordning som på andra undersökta platser.

5.4.6 Kemisk stabilitet

För många ämnen förutses inga väsentliga framtida förändringar beroende på att halterna är styrda av löslighetsbegränsningar. Exempel på ämnen vars halter är begränsade pga låg löslighet och reaktioner med berget är kalcium, kalium, magnesium och karbonat. Vattnets pH är framförallt styrt och buffrat av systemet kalcium-vätekarbonat-koldioxid. Även sulfathalten hålls nere genom bildning av fasta sulfater eller biologiska processer.

Den nuvarande fördelningen av sött och salt grundvatten i Finnsjöområdet beror till stor del på existensen av Zon 2. Över zonen är vattnet sött medan det under zonen är salt. Det salta vattnet som finns under zonen kommer emellertid att ersättas av sött vatten allt eftersom uttvättningen via nederbörden fortgår. Karaktären på vattnet kommer då att bli den samma som hos det söta vattnet ovanför zonen. Hastigheten på uttvättningen är svår att bedöma. Den kan vara mycket låg och bunden till uttvättning av andra, omgränsande, grundvattenflödessystem. Man kan dock jämföra med situationen på Äspö där sötvatten hunnit tränga ned till ungefär 50 meters djup under de 3 000 år som gått sedan Äspö steg upp ur havet /5-48/. Som nämns i avsnitt 5.1.2 torrlades Finnsjöområdet för 3 000 – 5 000 år sedan. Efter nästa istid kommer havsvatten troligen åter att infiltrera berggrunden och processerna att upprepas.

Under avsmältningen av en inlandsis kan, som tidigare nämnts, grundvattenflödet i berget öka. Den biologiska aktiviteten i markytan är låg under en nedisning. Därför kan syrerikt smältvatten med låg halt av koldioxid och lösta salter tränga djupt ned i berget i hydrauliskt konduktiva zoner. Syret kan orsaka oxidativ vittring av redoxkänsliga mineral i berget, men dels hämmas denna process av att koldioxidhalten samtidigt är låg, dels är avsmältningsskedet på en bestämd plats relativt kortvarigt. Den totala ökningen av vittringen blir därför liten eller obetydlig.

Under en glaciationscykel kan man även tänka sig att permafrost kan komma att frysa ut salt ur grundvattnet så att salthalten i det underliggande grundvattnet successivt ökar.

6 FÖRVARETS UTFORMNING

I detta kapitel redovisas förvarets layout och hur denna utformats efter förhållandena i Finnsjön. Metoderna för förvarets utbyggnad och tillslutning kommenteras. Förhållanden som kan påverka säkerheten diskuteras.

6.1 ALLMÄNT

Det djupförvar för använt kärnbränsle, som antas vara placerad i berggrunden vid Finnsjön, skall kunna ta emot 7 800 ton använt kärnbränsle från de svenska reaktorerna. Bränslet har lagrats 40 år i CLAB och därefter inkapslats i korrosionsbeständiga cylindriska kapslar.

Förvaret kan inplaceras på många olika sätt i Finnsjöområdet. I det södra blocket, i det norra eller fördelas mellan de båda. Det kan också läggas i ett plan eller flera. En förläggning i norra blocket har valts då datatillgången där är bättre. Förvaret har dessutom placerats under den flacka sprickzonen, vilket är gynnsamt. Eftersom tillräckligt utrymme finns mellan de större vertikala sprickzonerna har förvaret antagits bli utfört i ett plan /6-1/. Kommunikationsvägarna till ytan utgörs av vertikala schakt.

Förvaret har utformats efter samma principer som i KBS-3-studien, dvs i form av ett antal parallella orter med separata deponeringshål för varje kapsel.

I SKB 91 behandlas enbart den del av förvaret där det använda bränslet deponeras.

6.2 ANPASSNING AV FÖRVARET TILL FINNSJÖN-OMRÅDET

6.2.1 Underjordsdelar

Förvaret har förutsatts bli anpassat till förväntad bränslemängd och existerande geologiska förhållanden enligt följande:

- Antalet kapslar som skall deponeras är 5 300. För att möjliggöra en anpassning av deponeringshålens lägen så att även mindre sprickzoner kan undvikas bedöms en 10%-ig utökning av deponeringsorternas längd vara lämplig. Förvaret omfattar således 5 830 kapselpositioner;
- Minimiavstånden mellan deponeringsorter och mellan kapselpositioner bestäms dels av den maximalt tillåtliga temperaturen, dels av praktiska byggnadsmässiga hänsyn. Temperaturberäkningar visar att även en mycket tät inplacering kan accepteras /6-2/. Med hänsyn till praktisk byggbarhet har centrumavståndet mellan kapselpositioner valts till 6,0 m och centrumavståndet mellan deponeringsorter till 25 m;
- Ett respektavstånd på 100 m till större, brantstående sprickzoner, såsom zonerna 1,4 och 12 /6-3/ har valts för analysens referensfall;

- Förvaret har placerats på 600 m djup för att möjliggöra ett respektavstånd av minst 100 m till den flacka Zon 2. Av dräneringsskäl byggs deponeringsorterna med en svag (1:100) stigning ut från centralorten;
- Kommunikationsschakt etc. placeras utanför det bergblock som utnyttjas för deponeringen;
- Det har bedömts lämpligt att orientera deponeringsorterna så att de avviker med minst 75° från stupnings- och strykningsriktningarna för de dominerande sprickorna, för att begränsa de hydrauliska störningar som åstadkoms av orten och risken för bergutfall vid utbyggnaden /6-11/;
- I syfte att kunna utvärdera betydelsen av orternas orientering i förhållande till den hydrauliska gradienten, har två ortgeometrier lagts in i området, se Figur 6-1. Figur 6-1a där orterna ligger vinkelrätt mot gradienten utgör referensfallet.

6.2.2 Schakt och ovanjordsanläggningar

Ovanjordsanläggningarnas inplacering i förhållande till underjordsdelarna styrs främst av praktiska skäl. Samtliga schakt utom ett ventilationsschakt har placerats inom samma inhägnade område, vilket har placerats relativt oberoende av underjordsdelen.

Ovanjordsanläggningarnas placering för de båda alternativa ortriktningarna framgår av Figur 6-1. För att nedbringa sannolikheten för att direkta strömningsvägar finns eller skapas mellan deponeringsdel och markyta, har inplaceringen gjorts så att schakten separeras från deponeringsdelen av sprickzon 1 och 4. Detta innebär dock att centralorten måste göras längre och att ortens störda zon behöver separeras hydrauliskt från sprickzonerna genom pluggning.

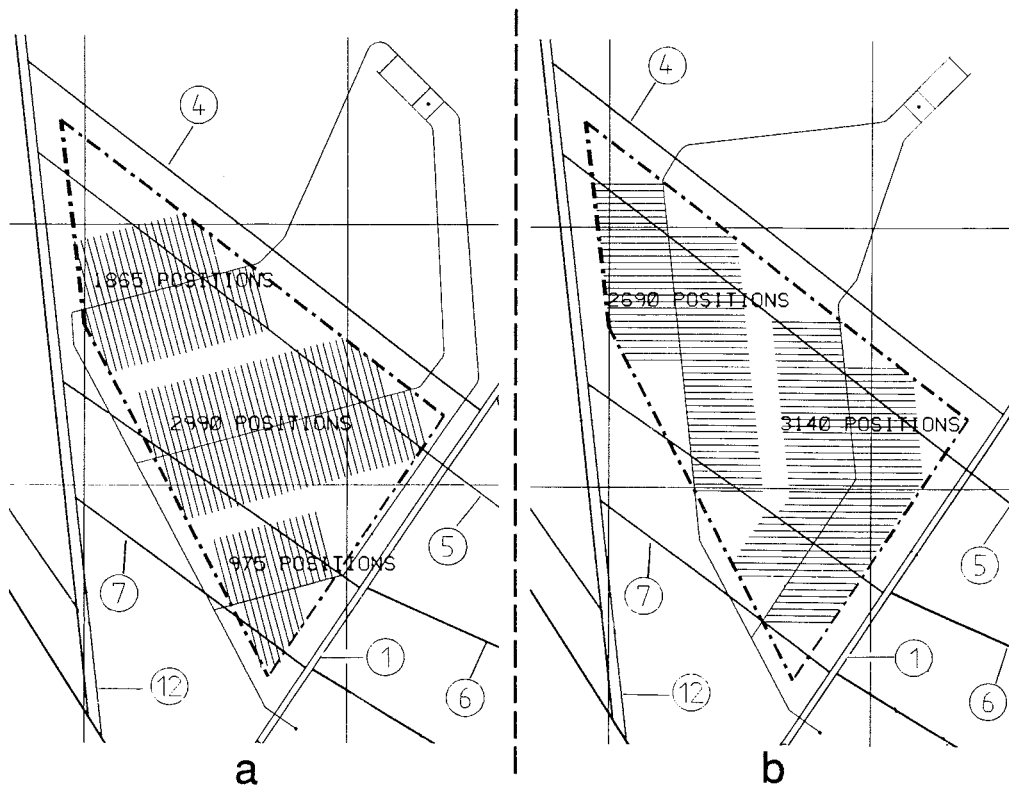
Balansen mellan fördelar och nackdelar enligt ovan är platsspecifik och måste specialgranskas för varje enskild plats.

6.3 FÖRVARSANLÄGGNINGENS UTBYGGNAD

6.3.1 Tillfart via schakt eller ramp

All kommunikation och transport mellan markytan och förvaret sker i vertikala schakt. Tre serviceschakt, centralschaktet, kapselschaktet och bergschaktet, samt ett evakueringsschakt ingår i anläggningen.

Alternativa utformningar för kommunikation är schakt i lutning ca 50 à 60° från horisontalplanet eller ramper i lutning 1:4 eller flackare. Fördelen med lutande schakt eller ramp är att transporterna i central-, kapsel- och bergschakten kan kombineras. Dock krävs en vertikal kanal för ventilation, som också kan utnyttjas för personaltransporter. Evakueringsschaktet erfordras oberoende av utformningen av den centrala kommunikationen (två olika utrymningsvägar).



Figur 6-1 a. Orternas orientering i referensfallet visas i Figur a ovan. Ortriktningarna ligger här vinkelrätt mot den hydrauliska gradienten.

Figur 6-1 b. I en beräkningsvariation enligt Figur b har ortriktningarna lagts i samma riktning som den hydrauliska gradienten.

6.3.2 Sprängning/borrning

Utbyggnaden av förvaret har förutsatts ske huvudsakligen genom konventionell borrning/sprängning. Genom tätbörning i ytterkonturen av schakt och orter och användning av särskilda sprängämnen begränsas störningar i omgivande berg.

De vertikala deponeringshålen har förutsatts bli borrade till full area med speciella borraggregat.

6.3.3 Val av deponeringspositioner

Förvarets utformning förutsatts komma att grundas på omfattande undersökningar i såväl borrhål som observationsschakt. Trots detta bedöms det som viktigt att en viss flexibilitet bibehålls även under utförandeskedet, så att utformningen kan anpassas till de bergförhållanden som successivt påträffas under byggandet.

Deponeringspositionerna väljs efter följande principer. Centrumavståndet mellan deponeringshålen skall vara minst 6 m. Valet bör baseras på den hydrauliska regimen runt deponeringshålet och den sprickstruktur berget har, vilken kan påverka vattenföring och rörelsebenägenhet. Positioner för deponeringshål där förhållandena syns olämpliga förkastas.

För den långsiktiga säkerheten kan relativt sett stora vattenflöden i närberget tolereras, men i praktiken kan det vara svårt att applicera buffertmaterialet med bibehållen kvalitet vid större vatteninflöde.

6.3.4 Tätning/injektering

Under utsprängningen av förvarets orter förutses pilothål bli borrade från fronten för att ge information om bergbeskaffenheten längre fram. Vid indikation på större vattenflöden förinjekteras berget. Tätning/metoder har utvecklats inom bl a Stripa-projektet, som leder till sänkningar av bergets hydrauliska konduktivitet /6-4/. Härigenom kan inflödet sänkas till en acceptabel nivå under utbyggnad och deponering.

I det fall en sprickzon genomkorsas av orten kan ett visst utrymme lämnas på båda sidor där inga kapslar deponeras. Sannolikt avgör risken för förskjutningar längs sprickplanet, snarare än sprickzonens hydrauliska konduktivitet, om deponeringspositioner skall förkastas. Metoder finns för att täta av även starkt vattenförande zoner, så att deponeringen kan genomföras på normalt sätt.

6.3.5 Pluggning

Normalt återfylls deponeringsorter och schakt med en blandning av bentonit och sand. Vid passage av zoner med stor hydraulisk konduktivitet byggs proppar av typ såsom framgår av Figur 6-2. Också tillfartsorter och utsprängningar i centralområdet återfylls på samma sätt. I schakten upptas på lämpliga nivåer slitsar i det omgivande berget. Dessa fylls ut med kompakterad bentonit, så att den vertikala transporten i den störda zonen bryts, se Figur 6-2.

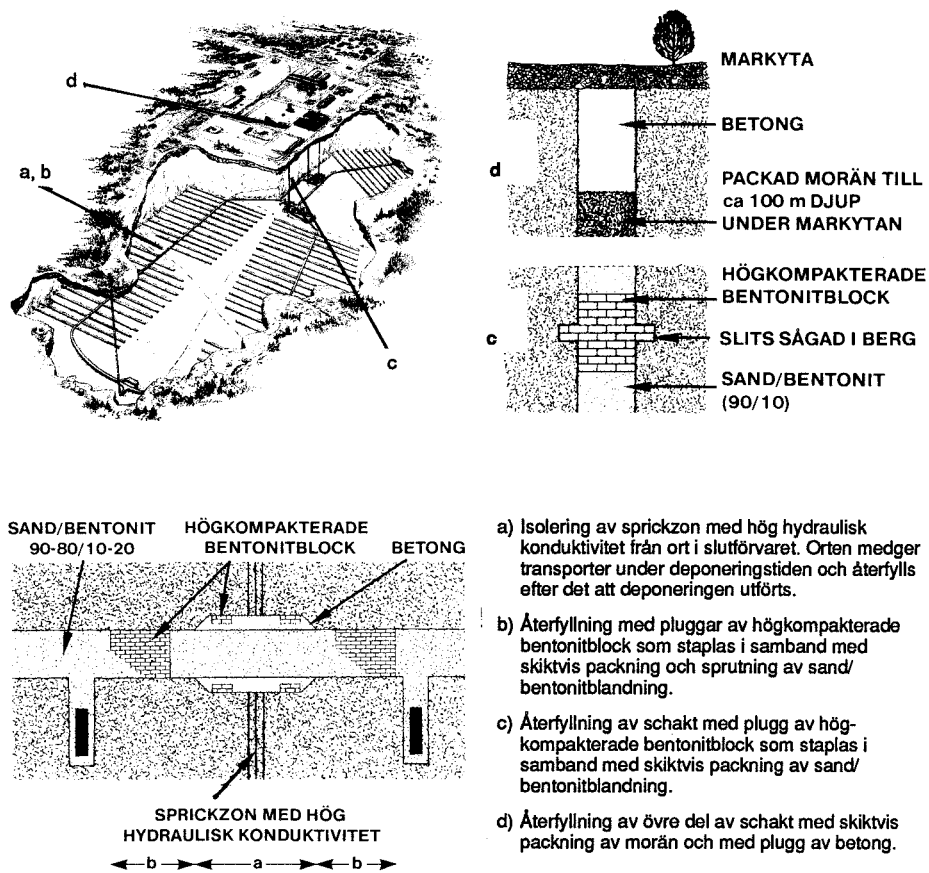
6.3.6 Återfyllning

Vid utförande av orter, hål och schakt uppstår förändringar i omgivande bergs spricksystem till följd av sprängning och spänningsomlagringar. En lång tids öppethållande kan medföra ökad uppluckring och temperaturpåverkan kan förstärka dessa effekter /6-11/. Tätheten kan ökas i vissa utrymmen eller delar av dessa genom tätpluggar. Sålunda användes redan vid undersökningen för SFR pluggning med högkompakterad bentonit vid igensättningen av delar av hål borrade från ovanförliggande sjö, ytligare och djupare delar fylldes med cement. Det svällande materialet skall hållas instängt för att dess egenskaper skall bevaras.

Återfyllningsmaterialets uppgift är att utgöra en tätning av orter och schakt samt att vara ett mothåll mot buffertmaterialet i deponeringshål och ett stöd för berget.

Väsentliga egenskaper för återfyllningsmaterialet är

- låg hydraulisk konduktivitet;
- låg kompressibilitet;
- långtidsstabilitet så att materialet bibehåller sina egenskaper utan att menligt påverka miljön i deponeringshålen.



- a) Isolering av sprickzon med hög hydraulisk konduktivitet från ort i slutförvaret. Orten medger transporter under deponeringstiden och återfylls efter det att deponeringen utförts.
- b) Återfyllning med pluggar av högkompakterade bentonitblock som staplas i samband med skiktvis packning och sprutning av sand/bentonitblandning.
- c) Återfyllning av schakt med plugg av högkompakterade bentonitblock som staplas i samband med skiktvis packning av sand/bentonitblandning.
- d) Återfyllning av övre del av schakt med skiktvis packning av morän och med plugg av betong.

Figur 6-2. Uppbyggnad av proppar med högkompakterad bentonit i orter och schakt.

Naturliga vattenförande zoner som berör systemet av förvaringsorter kan kommunicera med den störda zon som utbildas runt orter och schakt och orsakar flöde i en uthållig sådan zon. Åtgärder för att hindra sådan kommunikation är punktvisa pluggningar och tätningar, varvid eftersträvas att moderera detta "kortslutna" flöde i avfallskapslarnas närhet genom omfördelning till vattenvägar på större avstånd. Härför fordras god information om systemet för vattenvägar i berget.

6.4 SÄKERHETSRELEVANTA FAKTORER

6.4.1 Temperaturer

Bränslet i kapslarna avger värme, vilket leder till en temperaturstegring i förvaret. En förhöjd temperatur i förhållande till omgivande bergmassor ger upphov till ändringar i spänningsfältet i berget samt kan påverka bergets grundvattenrörelser och bentonitens egenskaper. För att begränsa sådana effekter, och för att förhindra att bentoniten snabbt torkar ut vid deponeringen, har temperaturen begränsats till väl under 100°C.

Valda avstånd mellan orter och mellan kapselhål innebär att temperaturen inte når högre än till ca 70°C. Detta temperaturmaximum för kontaktytan mellan kapsel och buffert uppnås ca 10 år efter deponering och har en varaktighet av något tiotal år /6-2/, dvs en något lägre temperaturbelastning än den som beräknades för KBS-3.

Termiskt inducerade berg rörelser i deponeringshål eller ortväggar är vid dessa temperaturer så små att de kan försummas i jämförelse med det utrymme för rörelser bentonitens plasticitet lämnar /6-5, 6/. Vattenrörelserna kring förvaret påverkas inte heller nämnvärt av en så begränsad temperaturökning /6-7/.

Vad gäller temperaturens effekt på bentonitens plasticitet och svällningsförmåga har illiticeringsprocessen visat sig vara starkt temperaturberoende. För att nämnvärda andelar av bentoniten skall omvandlas till illit med de kaliumhalten som uppmätts i grundvatten i svenskt urberg (Finnsjön har i sammanhanget en relativt hög halt) krävs temperaturer som under 1 000-tals år hålls högre än 100°C /6-4/.

6.4.2 Bergspänningar

Bergspänningarna är i normalfallet måttliga (vertikalspänning ca 16 MPa och en horisontalspänning mellan 17 och 27 MPa /6-3/) på 600 m djup i Finnsjön och innebär inte någon risk för överlastning av intakt berg. Sprickzoner och deras egenskaper kan dock variera, vilket gör att de största och minsta bergspänningarnas riktningar, snarare än storlekar, har betydelse. Orter parallella med huvudspänningsriktningen ger mindre omlagring av spänningssituationen runt orten (vertikal- och horisontalspänningarna ungefär lika stora). En cirkulär ort skulle komma nära en ideal utformning. I det fall orten ligger vinkelrät mot maximala spänningsriktningen utbildas en stående ellipsoidisk tryckspänningssituation och därmed en ellipsoidisk form på den störda zonen runt orten (större störd zon).

Deponeringsorterna påverkar ej spänningsfältet för intilliggande orter när centrumavståndet är 25 m.

6.4.3 Sprickriktningar

Ortdrivningens påverkan på närområdet är starkt beroende av förekommande sprickgeometrier och sprickriktningar. Vissa typer av spricksystem har undersökts i Stripa-projektet /6-8, 9/.

Vinkelrät korsande sprickor påverkas minst. Därför vore det mest strategiskt att korsas de starkt vattenförande sprickorna vinkelrät och följa strykningen för mindre vattenförande sprickor. I praktiken måste kompromisser göras, vilka baseras på en bedömning av för- och nackdelar för den långsiktiga funktionen. Kunskaperna om berget på 600 m djup i Finnsjön är ej så detaljerade att det verkliga utfallet kan diskuteras. Sådana kunskaper kräver undersökningar på förvarsnivån. I säkerhetsanalysen förutsätts att starkt vattenförande sprickzoner, som korsas, korsas vinkelrätt.

Kraftiga, vattenförande zoner undviks helt. Respektavståndet till dessa är 100 m.

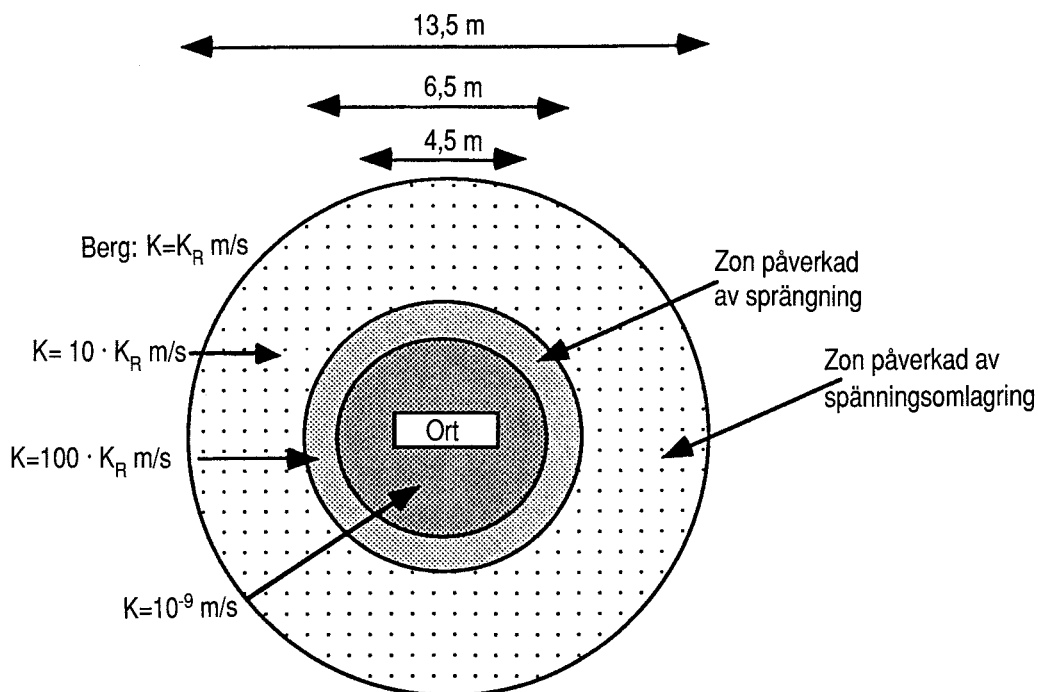
6.4.4 Störd zon

En störd zon med högre hydraulisk konduktivitet (efter vattenfyllning av djupförvarer) kan förutsättas utbildas runt alla utsprängda öppningar vid tillredningen. Tillgänglig information om störd zon och dess effekt ur säkerhetssynpunkt har samlats i /6-10/.

Zonens egenskaper beror dels på bergets elastiska egenskaper och förekommande sprickgeometrier, dels på den tillredningsmetod som används. Fullortsborrning öppnar endast marginella sprickor i berget mycket nära öppningen medan sprängningen öppnar sprickor längre in i berget.

Ligger orten parallellt med den horisontella huvudspänningsriktningen i Finnsjön blir zonens tvärsnitt cirkulärt, men ligger orten vinkelrät mot huvudspänningsriktningen från den formen av en stående ellips. En konceptualisering av den störda zonen runt en ort med en diameter på 4,5 m, belägen på 500 à 600 m djup, skisseras i /6-11/. Två modeller presenteras, ett standardfall och ett konservativt fall. Endast standardfallet visas här, se Figur 6-3. Det förutsättes att ortens riktning avviker mer än 15° från brant stående, större spricksystem. Vertikalspänningen och horisontalspänningen är ungefär lika stora i planet som skär orten vinkelrät. (I Finnsjön motsvarar detta fallet med orter parallella med horisontella huvudspänningsriktningen.) Den störda zonen sträcker sig ca en ortdiameter ut från ortväggen. Den hydrauliska konduktiviteten antas öka från K_R i det jungfruliga berget till högst $100 K_R$ m/s i en 1 m bred zon närmast orten. Runt denna utbildas en 3,5 m bred zon med en konduktivitet på upp till $10 K_R$ m/s.

Deponeringshålen borras, med måttlig diameter, varvid zonens utbredning blir begränsad och den hydrauliska konduktivitetshöjningen liten.



Figur 6-3. Konceptualisering av den störda zonen runt en ort med en diameter på 4,5 m belägen på 500 à 600 m djup. K_R betecknar det ostörda bergets hydrauliska konduktivitet.

6.4.5 Tätning av sprickor

Förinjekteringen under tillredning av förvaret tätar av vattenförande sprickor och reducerar vatteninflödet till orten. I den fullortsborrade tunneln "Ormen" (3,5 m diameter) under centrala Stockholm har man haft kravet att komma ner till ett inflöde på 2 l/min och 100 m tunnellängd, vilket uppnåts.

I Stripa har ett försök gjorts med tätning av en sprickzon från en redan utsprängd ort med speciell cement /6-12/. Resultatet visade att det är möjligt att sänka den hydrauliska konduktiviteten, från 10^{-8} m/s till 10^{-9} m/s, i den injekterade zonen. Penetreringen uppmättes till några meters djup i 50 – 100 µm vida sprickor och ca 0,1 m i 20 µm vida sprickor. Genom mätningar konstaterades också att vattnet tog andra vägar runt det tätade området, vilket också ofta befunnits vara fallet vid efterinjektering i undermarksanläggningar.

Sålunda finns metoder för att under driftskedet (deponeringsfasen) sänka eventuellt förekommande vatteninflöden om deponeringen så kräver.

Den bestående effekten beror på ett antal faktorer såsom cementens stabilitet på sikt, applicering vid för- eller efterinjektering samt eventuella rörelser och förskjutningar i berget under temperaturpulsens och i långtidsperspektivet.

Cementens stabilitet har teoretiskt analyserats i /6-13/ med resultat som visar att kemisk degradering tar tiotusentals till miljontals år.

Mängden injekteringsmaterial kan endast bestämmas teoretiskt idag. Den övre gränsen bestäms av bergets porositet, som hos granit normalt är ca 0,5%. I sprickzoner kan porositeten utgöra upp till 2% av volymen.

6.4.6 Referensbeskrivning av närområdet

Förvarsutformning

Det använda bränslet kommer att kapslas in i blyfyllda kopparkapslar. Kapslarna deponeras i borrade hål i ortens botten och omges av block av högkompakterad bentonit. Centrumavståndet mellan deponeringshålen är 6 meter. Förvarsorterna återfylls med en blandning av packad kvartssand och bentonit.

Temperatur

Den högsta tillåtna temperaturen på kapselytan i ett förvar av KBS-3 typ har satts till 100°C. En högre temperatur medför flera komplikationer:

- Det finns risk för termiskt inducerad grundvattenströmning kring förvaret;
- Risken för berg rörelser kring deponeringshålen ökar;
- Bentonitens långtidsegenskaper äventyras;
- Termodynamiska data för de i bränslet ingående nukliderna är bristfälliga.

Beräkningar har gjorts för att visa att maxtemperaturen ligger under 100°C för alla tider /6-2/. Dessa visar att temperaturen på kapselytan för det valda referensbränslet når ca 70°C efter 10 år och sedan sjunker. Denna temperaturhöjning påverkar inte nämnvärt vattenströmningen i förvaret /6-7/.

Berget

I/6-11/ redovisas en starkt schabloniserad och förenklad modell av diskontinuiteterna i ostört granitiskt berg. Modellen är baserad på omfattande kartläggning, kompilering och statistisk bearbetning av bergstrukturer i alla skalor i kristallint berg, framförallt från Finnsjöområdet, SFR och Stripa, samt teoretiska och experimentella studier av sprickutveckling. Spricksystemen delas in i första till sjunde ordningens diskontinuiteter beroende på storlek, se Tabell 6-1. Uppdelningen är att betrakta som relativt godtycklig. I själva verket är gränserna mellan ordningarna flytande.

Tabell 6-1. Sprickzoner och sprickor i ostört granitiskt berg.

	Typiskt avstånd m	Typisk hydraulisk konduktivitet m/s
1:a ordningen	3000	10 ⁻⁶
2:a ordningen	500	10 ⁻⁷
3:e ordningen	50	10 ⁻⁸
4:e ordningen	5	10 ⁻¹¹
5:e ordningen	0,5	0
6:e ordningen	0,05	10 ⁻¹¹
7:e ordningen	Olika	10 ⁻¹³

5:e ordningens sprickor leder inget vatten i ostört berg, men sprängningen av förvarsorter och borrhölen av deponeringshål medför att de öppnas och vidgas. Förutsättningarna för berget i närområdet för SKB 91 har valts på basis av modellen i /6-11/ och beskrivningen av den störda zonen i avsnitt 6.4.4.

Bergets hydrauliska egenskaper har modellerats på basis av erhållna resultat från fältmätningarna.

Orter

- Förvaret ligger på ett respektavstånd av 100 m från stora spricksystem;
- Orterna ligger med större vinkel än 75° från stupningen och strykningen av 5:e ordningens sprickor;
- Den sprängskadade zonen runt orterna sträcker sig 1 meter ut från ortperiferin och har en faktor 100 högre hydraulisk konduktivitet än det ostörda berget i axiell led.

Deponeringshål

- Alla deponeringshål genomkorsas av sprickor av 4:e och 5:e ordningen. Detta ger ett sprickavstånd på 0,5 m för referensfallet;
- På grundval av områdets gradienter och bergets egenskaper beräknas vattenomsättningen vid de olika kapselpositionerna i förvaret.

7 BIOSFÄREN

Detta kapitel redovisar dagens förhållanden i biosfären kring Finnsjön, och diskuterar vilka förändringar som kan förväntas med tiden. De biosfärsförhållanden som valts för säkerhetsanalysen redovisas och motiveras. Ett framtida glaciationsscenario beskrivs och diskuteras.

7.1 DAGENS FÖRHÅLLANDEN VID FINNSJÖN

Området vid Finnsjön kan karaktäriseras som ett flackt skogsekosystem, hållrikt och med mycket myrmark. Grundvattnet strömmar från förvaret mot nordöst, se den utvikbara kartan längst bak i denna rapport. Utströmningsområden förekommer omkring 500 – 1 000 m nordöst om förvaret och utgörs av två kärrområden, ca 1 km² och 0,3 km² stora. Dessa dräneras av bäckar som rinner mot norr och mynnar i Skålsjön ca 4 km nordöst om Finnsjöblocket. Kärrområden förekommer även sporadiskt mellan Finnsjöblocket och två större sjöar, norra och södra Åsjön, ca 7 km nordöst om förvarsområdet. Ett bäcksystem dränerar dessa kärrområden mot södra Åsjön /7-1/.

Grundvatten från förvarsområdet kommer att transporteras olika långt i bergmassan, mot ovan beskrivna utströmningsområden, beroende på genomsläppligheten i bergmassa och sprickzoner och homogeniteten i sprickzonerna.

Om den regionala zonen Imundbo, se den utvikbara kartan längst bak i rapporten, har en hög hydraulisk uthållighet och genomsläpplighet, så bör den utgöra en barriär för grundvattenströmningen från förvarsområdet. Detta innebär att grundvattnet strömmar ut i kärrområdena någon kilometer nordöst om Finnsjöblocket eller i Imundbo-zonen. Om däremot Imundbo-zonen antas vara inhomogen kan vissa strömbanor från förvaret tänkas ha utströmningsområden öster om Imundbo-zonen. Kärrområdena utgör en plats där ackumulation av vissa radionuklider kan uppkomma /7-2/.

7.2 FRAMTIDA FÖRHÅLLANDEN VID FINNSJÖN

Troligen kommer Finnsjöområdet inte att förändras väsentligt under de närmaste 1 000 åren. Jordtäcket är tunt och består mest av morän, Finnsjön och Skålsjön är djupa och kommer ej att förändras radikalt. Jordbruk kan komma att bedrivas men troligen endast i begränsad omfattning.

Utvecklingen för längre tid framöver är ännu svårare att förutsäga, alla möjliga scenarier är tänkbara. På lång sikt – flera tusen år – kan man vänta sig stora klimatförändringar. Ett troligt scenario för en kommande istid presenteras i avsnitt 7.5. Dess betydelse för säkerheten hos ett slutförvar diskuteras i avsnitt 9.2.

Biosfären skulle också kunna påverkas av försurning från förbränning av fossila bränslen. Effekterna har studerats i /7-3/. Försurad nederbörd neutraliseras i första hand i jordskiktet där karbonatsystemet buffrar pH till 6,2. Om karbonatsystemet förbrukas kommer vittringsreaktioner i berget att buffra pH till 5,0 – 6,2. Följaktligen

kommer grundvattenförsurningen att i stort följa vittringsfronten. Studien har koncentrerats på den ökande erosionen av berggrunden.

Effekterna är beroende av hur snabbt de fossila bränslena förbrukas, och eventuella restriktioner för utsläpp av förbränningsprodukter. I arbetet har förutsatts att jordens reserver kommer att förbrukas under de närmaste 300 åren. Effekterna av detta har extrapolerats 60 000 år framåt. Tre olika utvecklingar har beaktats; milda, måttliga respektive kraftiga restriktioner för utsläpp av framför allt svaveldioxid.

I de två fall där måttliga eller kraftiga utsläpps begränsningar vidtas erhålls en ökad vittringshastighet av 1-2% under de närmaste 500 åren. Detta kommer inte att kunna spåras, ej heller att påverka ett slutförvar som ligger flera hundra meter ner i berget.

Det tredje fallet med inga eller milda restriktioner kan resultera i så stark försurning och omfattande skogsdöd att det är tveksamt om Skandinavien skulle kunna betraktas som beboeligt. Vittringen skulle då under 60 000 år kunna nå ner till ca 150 m djup. Även betydelsen av denna ökade vittring är dock betydelselös.

Försurning av en storlek som människan kan acceptera påverkar således inte utsläppen av radionuklider från ett djupt liggande förvar.

7.3 BIOSFÄRSMODELL I SKB 91

För att kunna jämföra utsläpp av radionuklider från olika variationer i när- och fjärrzonsmodelleringen adderas de olika radionukliderna viktade med hänsyn till deras farlighet. Med hjälp av en standardbiosfär kan man beräkna dosfaktorer för olika nuklider och använda dessa för viktningen /7-4/.

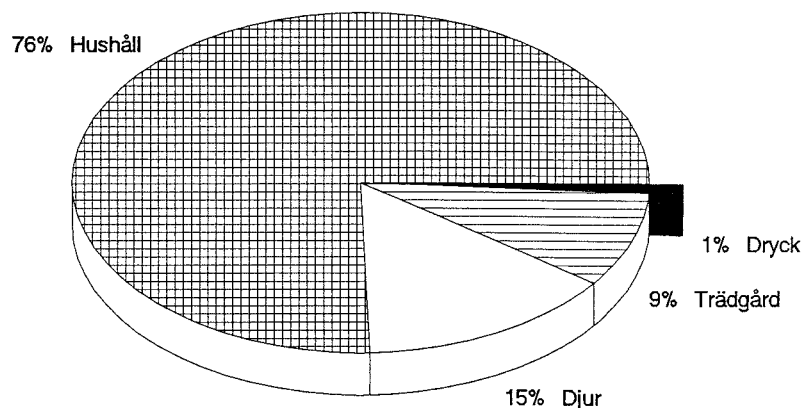
7.3.1 Recipienter

Recipienter för djupt grundvatten aktuella för Finnsjöområdet är mindre vattendrag, sjö och hav. Referensfallet är mera konservativt och beaktar bara brunn och sjö /7-5, 6/. Variationer har genomförts med enbart hav /7-7/ och med enbart brunn som recipient.

Brunnar

Brunnar, och speciellt en borrhålsbrunn, utgör en kortslutning mellan geosfär och biosfär. Vattentransporttiden kan förkortas i övre delen av geosfären, och utspädningen kan bli väsentligt mindre än i stora vattenvolymer som sjöar, vattendrag eller ytliga grundvattenmagasin. Vatten från brunnen används normalt bara till en liten del som dricksvatten, det mesta går till hushållsvatten (tvätt m m) och i förekommande fall till bevattning /7-8/, se Figur 7-1.

Dos till människa från radionuklider i en brunn beror både på hur brunns vatten används och hur mycket vatten som hämtas från brunnen. En brunn som ger mycket vatten kan tänkas dra till sig mer vatten från förvarsområdet och därmed mer radionuklider för den händelse någon kapsel läcker. I normala fall används endast en liten del av vattenuttaget till dricksvatten, denna del är antagligen mindre för brunnar med



Figur 7-1. Användningsmönster för brunnsvatten, totalt 1 600 m³/år.

stort vattenuttag än för små brunnar. Vattenuttaget kan variera från någon m³/år till flera tusen m³/år. En bergborrad brunn kan bedömas ha en brukstid av 50-200 år. Under århundraden framöver kan antas att brunnar vid olika tidpunkter kommer att ligga på flera olika ställen i närheten av förvaret.

I referensfallet har antagits att 1% av de radionuklider som når biosfären kommer upp via brunnsvatten. Resten antas komma till en sjö. Detta bedöms som ett pessimistiskt men inte orimligt antagande.

Det är svårt att otvetydigt bevisa att inte en större andel än 1% av de radionuklider som når biosfären kan komma upp via brunnsvatten. En variation har därför gjorts med antagandet att 100% av nukliderna når biosfären på detta sätt.

Vattendrag

I vattendrag som diken, bäckar, åar och floder kommer det grundvatten som återförs till biosfären att blandas med en stor mängd ytvatten. Detta innebär att eventuellt medföljande radionuklider kommer att spädas ut kraftigt. De exponeringsvägar som är viktiga är i huvudsak samma som för en brunn men bevattning får en relativt större betydelse /7-8/. Muddring av vattendrag utgör en viktig länk mellan grundvatten och jordbruksmark. Fisk och skaldjur samt bad är också möjliga exponeringsvägar.

Sjöar

I sjöar blir utspädningen ännu kraftigare. Fisk och skaldjur, övriga vattenkulturer, samt bad har större betydelse än för vattendragen. Extern exponering på stränder är en ytterligare exponeringsväg.

Uppodling av torrlagda sjöars bottensediment efter landhöjning, eutrofiering eller uttorkning har utretts /7-9, 10/ varvid denna utveckling befunnits kunna ge upp till 10 gånger större dos än om sjön ej torrläggs.

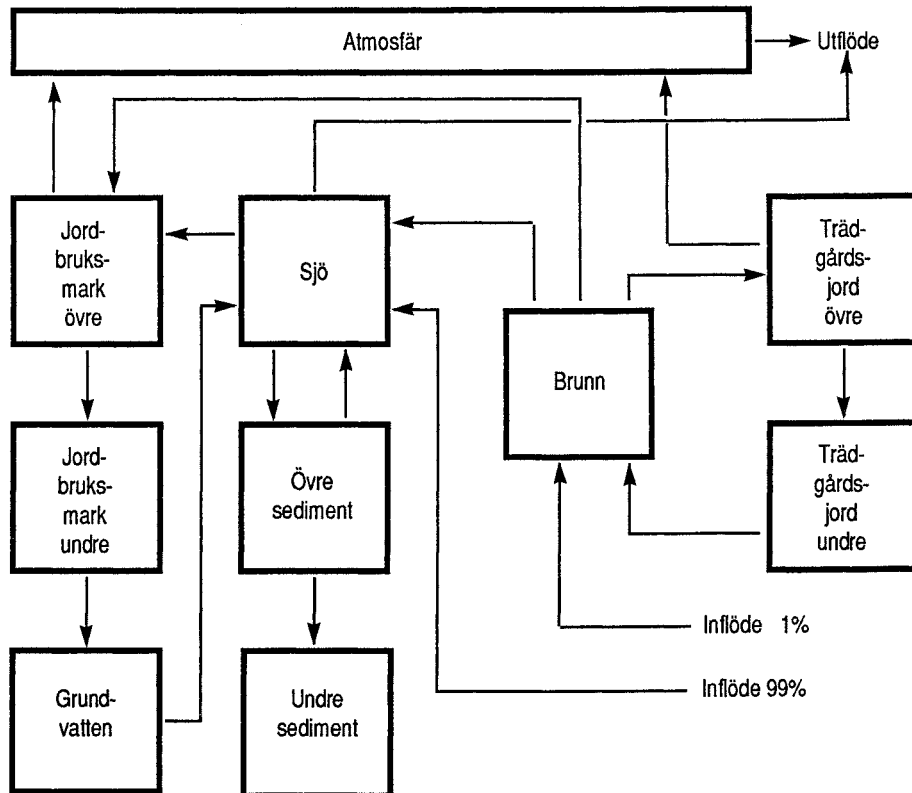
Hav

Om radionukliderna når biosfären via världshaven eller Östersjön erhålls en så stor utspädning att doserna till kritisk grupp blir endast några promille av doserna från inlandsutsläpp. Dos erhålls främst från fisk. En variation antar att alla radionuklider som når biosfären kommer upp med grundvattnet till Östersjön /7-7/.

7.3.2 Spridningsmodell

För referensfallet används följande i tiden konstanta modell för beräkningen av biosfärsspridning och doser till människa, se Figur 7-2 /7-5/.

- Recipienter för de radionuklider som med grundvattnet når biosfären är
 - en bergborrad brunn – 1% av nukliderna – och
 - en sjö – resten av nukliderna;
- Ett mindre lantbruk representerar ”kritisk grupp” med 25 personer, 8 djur, 0,1 ha trädgård och 13 ha åker. Stor andel lokal produktion av livsmedel förutsättes. Valet av data för konsumtion, bevattning, djurhållning m m baseras på dagens förhållanden;
- Vatten från brunnen används till dricksvatten, hushållsvatten, djur och trädgårdsbevattning (se Tabell 7-1). Årliga uttaget är 1 600 m³ per år;
- Bevattning av åkrar sker med sjövattnet;
- Beräkningarna görs för en period på 500 år /7-8,11/;
- Dosberäkningarna tar hänsyn till intag av vatten, mjölk, grönsaker, spannmål och fisk samt exponering från jord (damm till lunga) och mark, se Figur 7-3 /7-5/. Dagens konsumtionsmönster används;

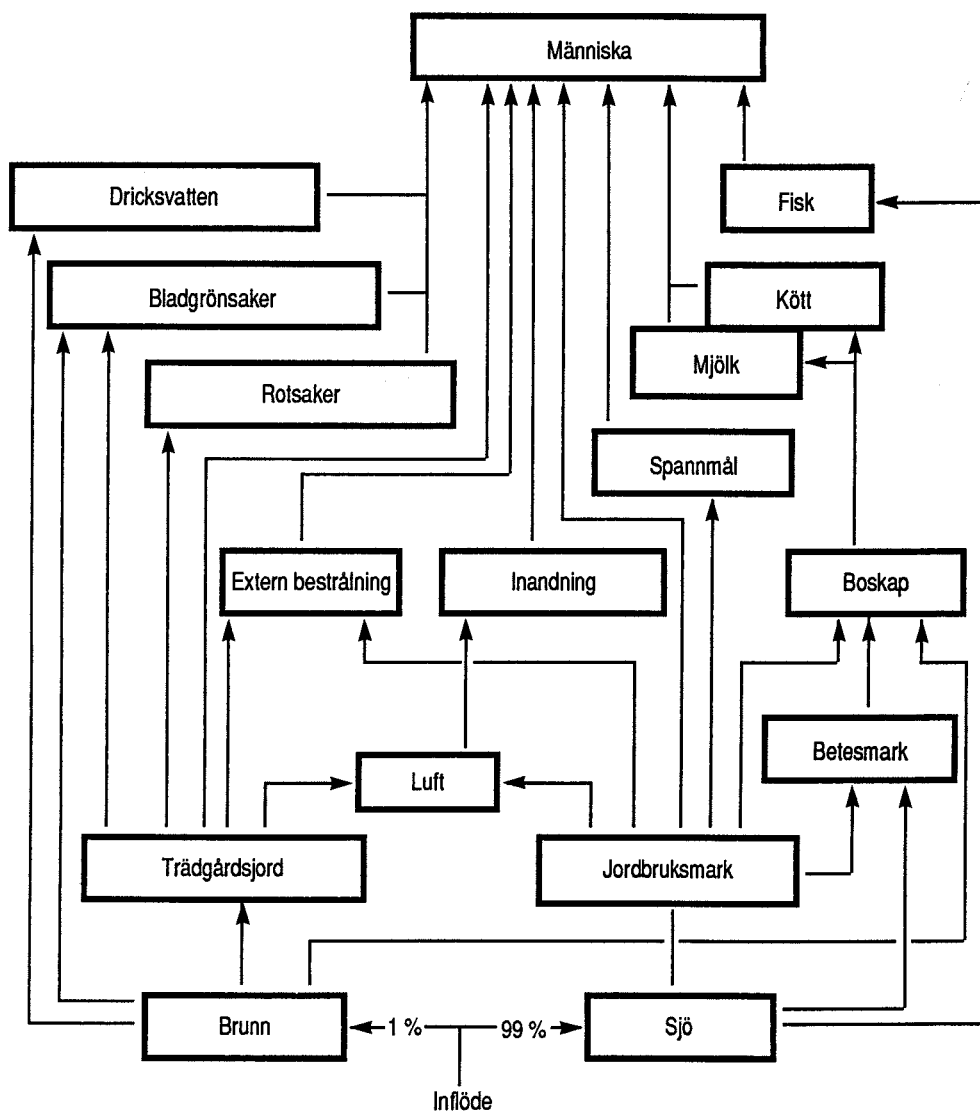


Figur 7-2. Modellstruktur för spridning i biosfären.

– ICRPs viktade dosfaktorer /7-12/ inklusive komplement enligt senaste ICRP-publication /7-13/ används.

Tabell 7-1. Användning av brunnsvatten i referensfallet

	Bästa uppskattning	Variationsbredd		
		min	max	
Dricksvatten	0,6	0,4	0,75	m ³ /år och vuxen
Dricksvatten	0,15	0,05	0,2	m ³ /år och barn
Tvätt hygien	50	30	70	m ³ /år och person
Dricksvatten	30	25	34	m ³ /år och djur
Bevattning	0,15	0,03	0,3	m ³ /m ² /år



Figur 7-3. Exponeringsvägar för kritisk grupp.

7.3.3 Dosfaktorer

Stråldos redovisas som dosintekning till individer i ”kritisk grupp”. Detta mått bör endast användas upp till 10 000 år – princip 3 i /7-4/. Därefter bedöms konsekvenserna av eventuella utsläpp genom jämförelse med den naturliga omsättningen av i naturen förekommande radionuklider. Detta innebär att utflödet av radionuklider till biosfären jämförs med maximalt tillåtna värden – princip 4 i /7-4/.

Beräkning av dosfaktorer har redovisats i /7-5, 6, 7/. I rapporterna redovisas individdoser i Sievert per år till vuxna och barn för ett kontinuerligt utsläpp av 1 Bq per år till biosfären. Variation med avseende på vilken andel av radionuklider (0,01 – 10%) som förs upp till biosfären via brunnsvatten har också genomförts /7-13/. Dosfaktorerna redovisas i Tabell 7-2.

Dosbidrag från olika exponeringsvägar och osäkerheterna förknippade härmed redovisas i /7-5, 6, 7/. Dricksvatten och grönsaker är dominerande exponeringsvägar för flertalet nuklider. Undantag är cesium och kol-14 där fisk dominerar och selen där bidraget från potatis är störst.

Tabell 7-2. Dosfaktorer (Sv/Bq) för ett hypotetiskt utsläpp av radionuklider till brunn, 1% till brunn respektive allt till Östersjön. Den inramade kolumnen i mitten (1% brunn) har använts i referensscenariet.

Nuklid	100% brunn	1% brunn	Östersjön
C-14	$4,2 \cdot 10^{-13}$	$1,3 \cdot 10^{-14}$	$3,5 \cdot 10^{-17}$
Cl-36	$2,0 \cdot 10^{-13}$	$2,0 \cdot 10^{-15}$	$2,0 \cdot 10^{-18}$
Ni-59	$8,0 \cdot 10^{-14}$	$8,0 \cdot 10^{-16}$	$2,0 \cdot 10^{-19}$
Se-79	$5,4 \cdot 10^{-12}$	$6,3 \cdot 10^{-14}$	$2,9 \cdot 10^{-16}$
Sr-90	$2,2 \cdot 10^{-11}$	$2,2 \cdot 10^{-13}$	$8,2 \cdot 10^{-18}$
Zr-93	$2,7 \cdot 10^{-13}$	$2,7 \cdot 10^{-15}$	$5,9 \cdot 10^{-19}$
Tc-99	$1,7 \cdot 10^{-13}$	$1,7 \cdot 10^{-15}$	$1,8 \cdot 10^{-19}$
Pd-107	$7,0 \cdot 10^{-14}$	$7,0 \cdot 10^{-16}$	$2,0 \cdot 10^{-19}$
Sn-126	$3,1 \cdot 10^{-12}$	$3,7 \cdot 10^{-14}$	$3,8 \cdot 10^{-16}$
I-129	$4,9 \cdot 10^{-11}$	$5,4 \cdot 10^{-13}$	$4,1 \cdot 10^{-16}$
Cs-135	$1,6 \cdot 10^{-12}$	$3,9 \cdot 10^{-14}$	$1,1 \cdot 10^{-17}$
Cs-137	$8,6 \cdot 10^{-12}$	$2,4 \cdot 10^{-13}$	$6,1 \cdot 10^{-17}$
Ra-226	$1,8 \cdot 10^{-10}$	$1,8 \cdot 10^{-12}$	$7,2 \cdot 10^{-16}$
Th-229	$6,0 \cdot 10^{-10}$	$6,0 \cdot 10^{-12}$	$2,0 \cdot 10^{-15}$
Th-230	$7,5 \cdot 10^{-11}$	$7,5 \cdot 10^{-13}$	$1,9 \cdot 10^{-16}$
Th-232	$4,0 \cdot 10^{-10}$	$4,0 \cdot 10^{-12}$	$2,0 \cdot 10^{-15}$
Pa-231	$1,0 \cdot 10^{-08}$	$1,0 \cdot 10^{-10}$	$2,0 \cdot 10^{-14}$
U-233	$1,6 \cdot 10^{-10}$	$1,6 \cdot 10^{-12}$	$4,3 \cdot 10^{-16}$
U-234	$1,6 \cdot 10^{-10}$	$1,6 \cdot 10^{-12}$	$4,2 \cdot 10^{-16}$
U-235	$1,5 \cdot 10^{-10}$	$1,5 \cdot 10^{-12}$	$4,0 \cdot 10^{-16}$
U-236	$1,5 \cdot 10^{-10}$	$1,5 \cdot 10^{-12}$	$4,1 \cdot 10^{-16}$
U-238	$1,4 \cdot 10^{-10}$	$1,4 \cdot 10^{-12}$	$3,8 \cdot 10^{-16}$
Np-237	$2,2 \cdot 10^{-10}$	$2,2 \cdot 10^{-12}$	$5,9 \cdot 10^{-16}$
Pu-239	$4,3 \cdot 10^{-10}$	$4,3 \cdot 10^{-12}$	$4,2 \cdot 10^{-16}$
Pu-240	$4,3 \cdot 10^{-10}$	$4,3 \cdot 10^{-12}$	$4,2 \cdot 10^{-16}$
Pu-241	$7,9 \cdot 10^{-12}$	$7,9 \cdot 10^{-14}$	$7,9 \cdot 10^{-18}$
Pu-242	$3,9 \cdot 10^{-10}$	$3,9 \cdot 10^{-12}$	$3,7 \cdot 10^{-16}$
Am-241	$4,1 \cdot 10^{-10}$	$4,2 \cdot 10^{-12}$	$7,8 \cdot 10^{-16}$

Dosfaktorererna från underlagsrapporterna /7-5, 6, 7/ har korrigerats för inväxt av dotternuklider i biosfären för Zr-93 och Th-229. 100%-värdena för alla nuklider är beräknade genom att multiplicera den andel av dosen som inte kommer via exponeringsvägen fisk, med 100. En sammanslagning har gjorts för Ra-226 (+ Pb-210 + Po-210), Pa-231 (+ Ac-227 + Ra-223) och Th-229 (+ Ra-225). För Cl-36 har dosfaktorn beräknats genom att jämföra ALI-värdet enligt ICRP-30 med I-129. På samma sätt har Ni-59 och Pd-107 jämförts med Pa-231 och Th-232 med Th-229.

7.4 DISKUSSION

Radionuklidernas spridning i biosfären och doser beräknas i referensfallet med en pessimistisk och i tiden konstant modell. Syftet är att variationer i biosfären inte skall dominera resultaten vid utvärdering av de geologiska parametrarna.

Transportvägarna för radionuklider i biosfären, från ytligt grundvatten via olika exponeringsvägar till intag i människa, beror på en mängd olika faktorer. Exempel är markanvändning, bevattning, distribution av vatten och livsmedel mm. Dessutom inverkar klimat och väder på lång och kort sikt /7-14/. Rimliga förutsägelser kan möjligen göras för några hundra år framåt. Det är därför nödvändigt att frångå ambitionen att göra en trolig uppskattning av konsekvenserna och i stället koncentrera sig på att sätta ett tak genom att beskriva ett ogynnsamt men inte osannolikt fall /7-11/.

Tidigare studier av osäkerheter och variationer /7-9, 10, 15/ pekar på att biosfären bidrar med mellan 2 och 5 tiopotensers variation i slutlig dos till människa, beroende på radionuklid. Dessa osäkerheter är så betydande, att de riskerar att dölja mindre skillnader i andra platsrelaterade faktorer. Därför tas i denna säkerhetsanalys ingen hänsyn till osäkerheter och variation i biosfären, utan spridningsförhållandena i biosfären används till att knyta resultaten från den övriga kedjan av beräkningar till konsekvens. Genom att hålla biosfären konstant, dvs genom att använda i tiden konstanta omvandlingsfaktorer mellan utsläpp och dos, erhålls ett tydligt mått på de geologiska faktorernas betydelse för säkerheten.

Under den första perioden efter förslutning av förvaret (några hundra år) skulle de plats-specifika förhållandena i biosfären idag kunna ha betydelse vid val av plats, men eftersom inga utsläpp kommer så tidigt är detta förhållande ointressant. Skall någon hänsyn tas till förhållanden i biosfären vid en platsutvärdering, bör intresset fokuseras på hur mark och vatten kan tänkas användas i framtiden och vilken samhällsbildning som kan komma i fråga. Om man förutsätter ett område med små gradienter kan området åtminstone under någon period komma att användas till jordbruksmark. Det geografiska läget kan ge en indikation på hur intensiv samhällsbildningen kan tänkas bli med avseende på behov av vatten och livsmedelsproduktion. Idéer om det framtida klimatet kan även ge ramar för jordbruksproduktionen.

De olika spridningsvägarna i biosfären kommer ständigt att förändras beroende på förändringar i levnads- och matvanor, nya grödor, nya odlingsätt m m. Även om vissa exponeringsvägar alltid kommer att finnas (ett exempel är att människan måste dricka vatten), så kan dock dricksvattnet komma från ett stort vattenverk eller från en liten brunn, vilket starkt påverkar utspädning och individdos.

De eventuella skillnader som idag finns i biosfären vid olika tänkbara förvarsplatser, saknar alltså i stort sett betydelse efter 1 000 år och har därmed mycket liten betydelse för platsvalet.

7.5 GLACIATION

7.5.1 Klimatförändringar

Enligt Milankovitch' teori innebär de variationer som finns i jordens bana kring solen och i jordaxelns lutning en förändrad instrålning till jorden som i sin tur orsakar istider. Dessa astronomiska variationer är cykliska med perioder på 23 000, 41 000 och 100 000 år. Genom att addera inflytandet på instrålningen från samtliga dessa variationer kunde han urskilja längre tidsperioder med lägre instrålning som han föreslog kunde representera istider. I brist på detaljerade data beträffande gångna tiders klimatvariationer var denna teori under en lång tid inte möjlig att bevisa eller avfärda.

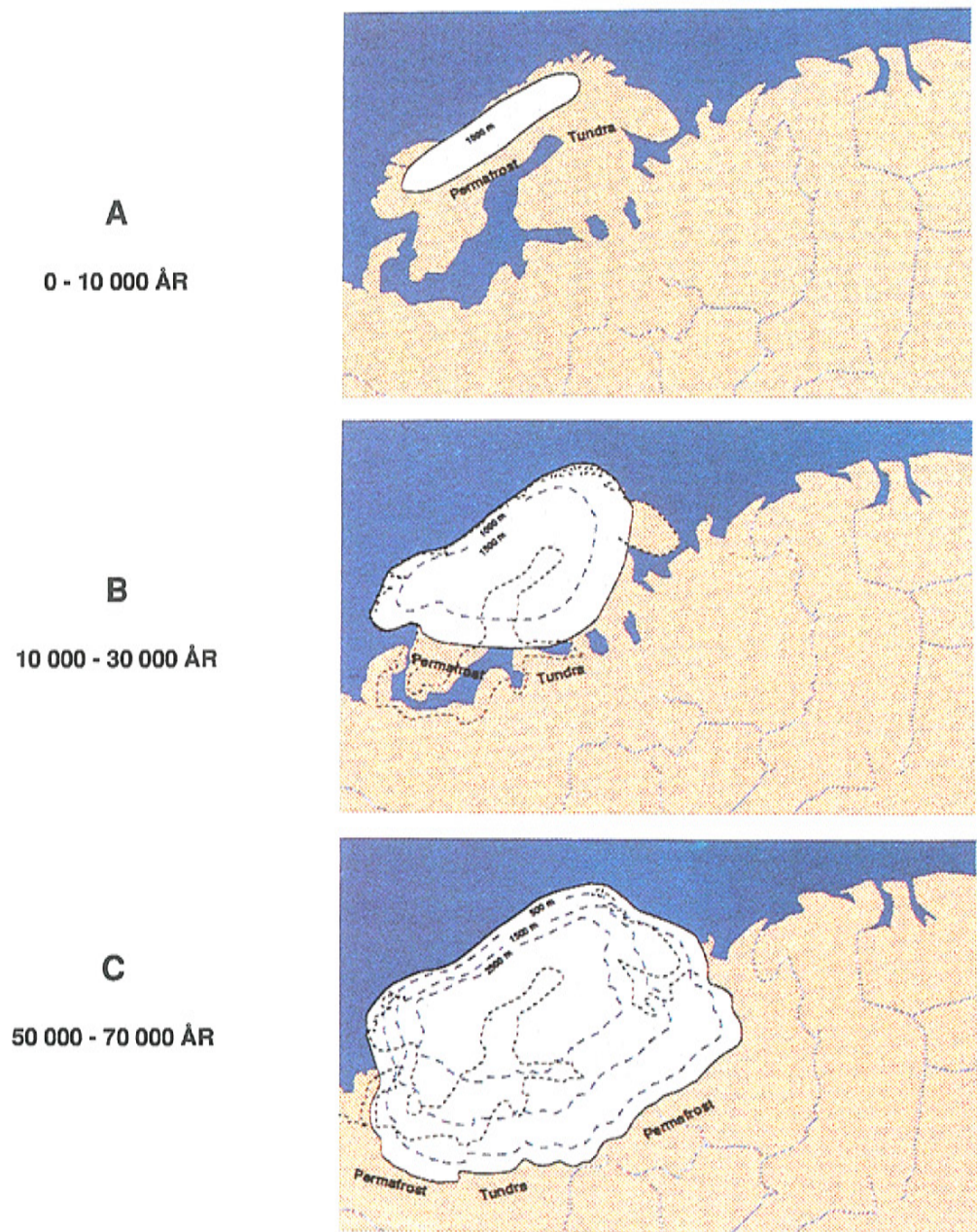
Under de senaste 20 åren har dock en stor mängd detaljerade data samlats in som stödjer Milankovitch' teori. Dessa data kommer bl a från iskärnor som har tagits från Antarktis och Grönlands istäcken, men det är främst genom studier av borrhärdar från djuphavsbottnarna som en detaljerad och kontinuerlig beskrivning av klimatförhållanden under hundratusentals år har erhållits. Genom att bl a analysera syreisotopförhållanden i skal av Foraminiferer i dessa borrhärdar har man kunnat visa att det har varit regelbundet återkommande istider under de senaste 750 000 åren som helt följer Milankovitchcyklerna.

Syreisotopförhållanden kan även användas för en approximation av hur stora inlandsisarna har varit under de olika istiderna. Detta beror på att när vatten avdunstar anrikas den lätta isotopen syre-16 i vattenångan jämfört med den tyngre isotopen syre-18, som i högre grad blir kvar i havsvattnet. I normala fall medför denna fraktionering ingen förändring i havsvattnets isotopsammansättning eftersom det avdunstade vattnet efter en kort tid återbördas till havet. Under en glaciation kommer emellertid det avdunstade vattnet inte att återbördas till havet utan kommer i stället att bindas i inlandsisar, vilket medför att syreisotopförhållandet i havsvattnet förändras. Analyser av syreisotopförhållanden i sedimenterat material på havens botten, ex skal av Foraminiferer, kan därför användas till att uppskatta inlandsisarnas storlekar när detta material avsattes. Ett omfattande material av sådana analyser visar en mycket god korrelation mellan perioder av låg instrålning till norra halvklotet enligt Milankovitch och perioder med stora istäcken.

Sammanfattningsvis finns det en mycket god korrelation mellan de klimatvariationer som Milankovitchcyklerna förutspår och de klimatförändringar som har skett under de senaste 750 000 åren. Man kan därför använda Milankovitchcykler till att även prognostisera när framtida istider kommer att uppträda och hur stora de kommer att bli. Detta förutsätter emellertid att människan inte förändrar atmosfärens sammansättning eller cirkulation på något avgörande sätt. Växthuseffekten kan vara en sådan förändring. Flera forskare anser dock att sett i tiotusenårsperspektivet innebär denna effekt, om den existerar, att den nuvarande värmeperioden enbart kommer att förlängas några hundratal eller tusentals år. I ett längre tidsperspektiv kommer förmodligen klimatvariationerna att åter följa Milankovitchcyklerna.

7.5.2 Glaciationens utbredning

Det finns flera klimatmodeller som bygger på Milankovitch' cykler, oftast kalibrerade med kända klimatdata från tidigare glaciationsperioder. Dessa modeller medger även prognoser för det framtida klimatet. För SKB/TVOs istidsscenario /7-16, 17, 18/ har vi valt att använda ACLIN /7-19/ och Imbrie & Imbries /7-20/ modeller.



Figur 7-4. Utsträckning och tjocklek på framtida inlandsisar enligt SKB/TVO istids-scenario.

Båda dessa modeller visar att den värmeperiod vi har upplevt efter senaste istiden har varit ovanligt varm. Nästa gång en liknande värmetid inträffar blir om 120 000 år. En period med ett tempererat klimat kan dock förväntas om 75 000 år. Eftersom detta är den första tidpunkt då människan, efter en lång period av istider, återigen kan bosätta sig i Skandinavien är också detta den tidpunkt som SKB/TVO:s istidsscenario sträcker sig till. Scenariot beskriver klimatförhållanden för Skandinavien som helhet, samt specifikt för regionen Stockholm-Helsingfors. När framtida istider kan förväntas och inlandsisarnas utsträckningar och tjocklekar under dessa tider redovisas i Figur 7-4.

Kortfattat beskrivet ser det framtida klimatet i Norden enligt SKB/TVO:s istidsscenario ut på följande sätt:

0 - 10 000 år

Klimatet i Skandinavien blir gradvis kallare och en inlandsis växer till om 5 000 år i fjällen. Istjockleken blir 1 000 m, vilket åstadkommer en nedpressning av bergytan (landsänkning) på 300 m. Den globala havsytan förväntas sjunka mellan 5-50 m under denna period beroende på de Skandinaviska och Nordamerikanska inlandsisarnas tillväxt. Permafrost bildas i norra Sverige och i Finland.

10 000 - 30 000 år

Efter en kortvarig och något varmare period blir klimatet åter kallare och inlandsisarna växer till. Glaciationen når sin kulmen omkring 20 000 år från idag. Inlandsisen täcker då hela Norrland ner till söder om Mälardalen. Istjockleken i den centrala delen av inlandsisen är 1 500 m och i Stockholmsregionen 800 m. Landsänkningen blir 500 m i den centrala delen av istäcket och 60 m vid Stockholm. Kombinationen av en global sänkning av havsytan med 85 m med en landsänkning med 60 m i Stockholmsregionen innebär att den relativa havsytan i denna region kommer att ligga 25 m under dagens kustlinje. Permafrost förväntas i hela södra Sverige.

30 000 - 50 000 år

Klimatet blir återigen något varmare. Fortfarande råder i Skandinavien dock kalla förhållanden liknande dagens Grönland. Stora glaciärer bildas i fjällkedjan liksom utbredd permafrost i Norrland. Landhöjning med 50 m i Stockholmsregionen och en höjning av den globala havsytan med 15 m från -85 m till -60 m kan förväntas. Sammantaget medför detta att kustlinjen vid Stockholm under denna tid ligger 50 m under dagens.

50 000 - 70 000 år

Under denna tid råder full glaciation. Den tidigare periodens kalla förhållanden gör att istäcket växer till snabbt. Kulmen nås om 60 000 år. Istäcket kommer då att täcka hela Sverige och Finland och ned till norra Tyskland. Vid denna tidpunkt kommer istäckets tjocklek i den centrala delen att vara 3 000 m, medan istjockleken vid Stockholm är 2 500 m. Landsänkningen blir 700 m i den centrala delen av istäcket och 600 m i Stockholm. Eftersom avsmältningen av istäcket kommer att gå fortare än landhöjningen kommer isfronten, när den når Stockholm, att ligga i ett hav vars yta ligger 100 m över dagens kustlinje.

70 000 - 80 000 år

En snabb avsmältning kulminerar i ett förhållandevis varmt klimat om 75 000 år. Klimatet i södra Sverige förväntas motsvara dagens norrlandsklimat. Små glaciärer blir kvar i fjällen och permafrost längst i norr. Delar utav Skandinavien kommer förmodligen att befolkas och förhållandena kan tillåta odling i södra Sverige. Land-

höjningen beräknas bli 700 m i norra Sverige och 600 m i Stockholm. SKB/TVOs istidsscenario sträcker sig till och med denna period. Baserat på Milankovitch kan dock klimatet under de följande tidsperioderna översiktligt antas vara följande.

80 000 - 120 000 år

Klimatet blir återigen kallare med full glaciation om 100 000 år. Utbredningen på istäcket blir stor.

120 000 - 130 000 år

Värmeperiod. Det är först under denna period som man kan förvänta sig ett varmt klimat liknande dagens.

8 MODELLERING AV RADIONUKLID-TRANSPORT

Kapitlet beskriver den modelleringsstrategi som använts i SKB 91. Modeller och parametrar som använts vid analysen redovisas.

8.1 MODELLERINGSSTRATEGI

8.1.1 Allmänt

De studerade processernas komplexitet och de tidrymder som analyseras gör det nödvändigt att i säkerhetsanalysen använda matematiska modeller och datorprogram, på samma sätt som skett i KBS-3 och tidigare säkerhetsanalyser. En sammanhängande kedja av beräkningsmodeller, hopkopplade med datorprogrammet PROPER, har använts för de flesta beräkningarna. Nedan beskrivs och motiveras den valda modelleringsstrategin med tonvikt på denna kedja. Använda modeller beskrivs i detalj i avsnitt 8.2 – 8.5.

8.1.2 Problemställning

För att kunna bedöma inverkan av förvarsplatsens geologi samt olika utformningar och inplaceringar av förvaret krävs att hänsyn tas till förvarets verkliga utsträckning. Olika delar av förvaret befinner sig i olika hydrologiska förhållanden. Det lokala flödet har potentiell betydelse för bl a kapselkorrosionen och utdiffusionen av radionuklider från närzonen.

Det som driver transporten av radionuklider är rumsliga skillnader i hydraulisk potential – som driver vattnet vilket i sin tur driver den advektiva transporten – och kemisk potential – som driver den diffusiva transporten.

Dessutom vet vi att

- det finns inhomogeniteter och rumsliga variationer i bergets egenskaper, som dessutom bara är uppmätta i ett begränsat antal punkter;
- olika fenomen kräver beskrivning i olika skalor. För den diffusiva delen av transporten i fjärrzonen krävs en modellupplösning där sprickmönster och spricköppningar har betydelse. Det senare bestämmer den yta som är tillgänglig för indiffusion av radionuklider i bergmatrisen.

Inhomogeniteterna såväl som matrisdiffusionen avspeglas i vad som brukar beskrivas som dispersion, som snarare är ett resultat av att olika processer är verksamma än en enskild, väl definierad process.

8.1.3 Huvudkrav på modelleringen

Finnsjön modelleras med platsspecifika data. Den platsspecifika geologin beaktas så långt som möjligt. Hänsyn tas till förvarets verkliga utsträckning och att det ska vara möjligt att skilja på olika tänkbara inplaceringar av förvaret i berget.

Modelleringen omfattar i huvudsak nedbrytningen av kapseln, den efterföljande utlakningen av bränslet, de radioaktiva ämnenas migration från förvaret till biosfären samt omsättningen i den sistnämnda.

Den stora datamängden från Finnsjön utgörs av hydrauliska konduktiviteter erhållna med hjälp av enkelhåls injektionstester. De använda modellerna måste kunna utnyttja denna datamängd.

En tidigare studie av rumslig variabilitet och osäkerhet i bergets hydrauliska egenskaper /8-1/ visade dess potentiellt stora betydelse. I analysen bör alltså hänsyn tas till denna variabilitet/osäkerhet. Den tidigare studien visade också att modellering i tre dimensioner är nödvändig för en realistisk analys.

För att betydelsen av förvaransområdets egenskaper ska kunna belysas måste dessa dessutom kunna varieras så att de avviker från Finnsjöområdet.

Med tanke på de stora osäkerheter som är förknippade med biosfärens utveckling kan en standardiserad och i tiden konstant modell för biosfären och de framtida radiologiska konsekvenserna av utsläpp från förvaret användas.

8.1.4 Huvudlinjer i modellkedjan

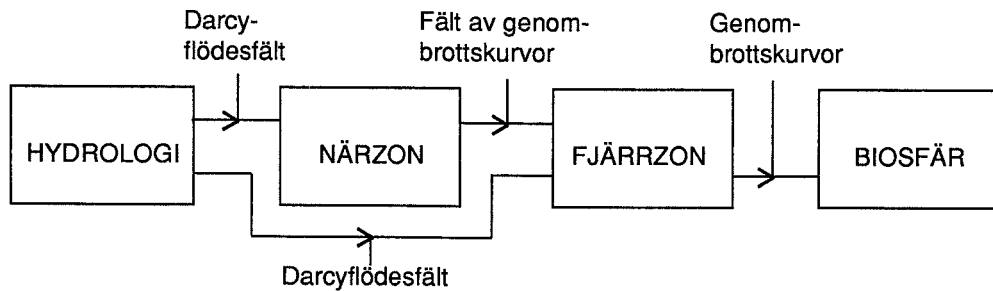
För att tillmötesgå kraven ovan har i SKB 91 valts att modellera grundvattenströmningen och nuklidtransporten var för sig. Kravet på hydrologimodellen är att den ska ta hänsyn till den rumsliga variabiliteten i bergets hydrauliska egenskaper. Avsikten är att den ska ge en riktig bild av nettoflödena över tvärsnitt i makroskala och att dispersionen i denna skala inkorporeras implicit.

I transportmodellen inkorporeras den del av dispersionen som inte ges direkt av hydrologimodellen. Av praktiska skäl delas transportmodellen upp i en närzons- och en fjärrzonsdel.

Modelleringen av berget med dess rumsliga variabiliteter görs med hjälp av en stokastisk kontinuummodell som kan baseras på olika statistiska beskrivningar av bergets egenskaper. Med Monte Carlo-teknik genereras realiseringar av konduktivitets- och potentialfälten betingade på uppmätta värden. Dessa fält används sedan för att beräkna fram motsvarande realiseringar av Darcyflödesfältet.

Den beskrivning av bergets struktur och geometri som ges av hydrologimodellen ligger till grund även för närzonsmodellen och fjärrzonsmodellen vilka utformats som separata program eller separata undermodeller i PROPER. Skälet till detta är att vattenflödet och dess variationer är av potentiell betydelse för nuklidtransporten i när- och fjärrområdet.

Närzonsmodellen ger källtermen för hela förvaret och utformas att utnyttja det av hydrologimodellen genererade Darcyflödesfältet. Givet en realisering av detta fält, samt en inplacering och en utformning av förvaret beräknas en realisering av denna källterm och dess rumsliga fördelning. Modellen baseras på beskrivningar av kapselkorrosion, bränsleupplösning och utdiffusion av nuklider på enskild kapselnivå med



Figur 8-1. Koppling av modeller i modellkedja för säkerhetsanalysen.

hänsyn tagen till löslighetsbegränsningar och kedjesönderfall. Geometrisk beskrivning av sprickmönstret i närområdet erfordras.

Även fjärrområdesmodellen inbegriper hela förvaret och utformas att utnyttja det av hydrologimodellen genererade Darcyflödesfältet. Källtermen från närområdesmodellen utgör randvillkor med hänsyn tagen till fördelningen över förvaret. Hänsyn tas till matrisdiffusion/matrisabsorption och kedjesönderfall. Någon typ av geometrisk beskrivning av bergets sprickor erfordras för att indiffusionen i bergmatrisen ska kunna modelleras.

Biosfärmodellen beräknar den individuella dosintekningen till en individ i kritisk grupp under framtida oförändrade förhållanden i biosfären.

Kedjan av beräkningsmodeller sammankopplas med hjälp av datorprogrammet PROPER, se Figur 8-1.

8.1.5 Genomförande

Nedan följer en kort beskrivning av det sätt på vilket modeller använts i SKB 91. Detaljerade beskrivningar av de flesta modellerna finns i avsnitten 8.2 – 8.5.

Hydrologimodellen

Inledande deterministiska beräkningar i olika skalor har gjorts med FEM-programmet NAMMU för att bestämma områdets allmänna grundvattenbalans. Berget modelleras här som ett homogent kontinuum med vattenförande sprickzoner med förhöjd hydraulisk konduktivitet.

För den detaljerade modelleringen av det lokala området har SKB utvecklat en stokastisk kontinuummodell för betingad simulering och ekvationslösning kallad HYDRASTAR, baserad på Darcys ekvation.

Olika detaljutformningar av den statistiska modellen har prövats. Alternativa sätt att skatta de erforderliga statistiska parametrarna och att validera modellerna med ”jackknifing” har genomförts med programmet INFERENS. Med hjälp av denna metod kan man rangordna de olika statistiska modellerna.

Speciella NAMMU-beräkningar i regional skala har gjorts för att ge randvillkor i form av grundvattentryck på ränderna till området där betingad simulering med HYDRASTAR utförs.

NAMMU har också använts för att studera inverkan av permafrost och nedisning.

Beräkningar av inverkan av saltvatten och värme på grundvattenförhållandena i Finnsjön har genomförts i 2-D och i 3-D. Programmet PHOENICS har utnyttjats för detta.

Brunnshydrologi har behandlats och modellerats separat.

Stokastisk kontinuummodellering

Stokastisk kontinuummodellering av grundvattenflöde i berg är baserad på metoder som ursprungligen utvecklats inom gruvindustrin för bedömning av malmfyndigheters utbredning och rumsliga variabilitet. Grunden för metodiken är en stokastisk interpoleringsmetod kallad kriging. Denna möjliggörs genom att den egenskap hos berget som studeras beskrivs som en rumslig stokastisk process vars rumsliga kovarians kan skattas med hjälp av de befintliga mätningarna. I vårt fall är denna egenskap hos berget dess hydrauliska konduktivitet.

Med hjälp av kriging erhålls ett medelvärde av konduktiviteten i varje punkt i berget, och en varians som är lika med noll i varje mätpunkt men som är större ju längre från en mätpunkt en punkt i berget befinner sig.

Att göra en beräkning av grundvattenflöden och transporttider på grundval av medelvärdena av konduktiviteterna är inte korrekt eftersom den inte skulle beakta den rumsliga variabiliteten på rätt sätt. Därför måste man använda en teknik med stickprovstagning från hela den rumsliga fördelningen av konduktiviteterna i alla punkter. Detta görs med Monte Carlo-simuleringsteknik, se separat avsnitt nedan. I praktiken används logaritmerna av konduktiviteterna, som antas vara normalfördelade. Utgångsdata är antingen de uppmätta konduktiviteternas absoluta (logaritmerade) värden – intrinsisk modell – eller också används en så kallad trendfunktion som är ett slags skattad rumslig medelvärdesfunktion, varvid alla värden i stället uttrycks som skillnaden mellan trenden och det aktuella värdet. Kovariansen uttrycks med ett så kallat semivariogram. Med hjälp av den framtagna informationen om den totala fördelningen görs simulering av konduktivitetetsfältet med de uppmätta värdena låsta i de punkter där de mätts.

Stokastisk kontinuummodellering och kontinuummodellering över huvud taget har ifrågasatts vad gäller dess tillämplighet på sprickiga media. Ett av huvudskälen som brukar anföras är att de mycket lokala och uthålliga anisotropier, som sprickor och sprickzoner utgör, inte modelleras på rätt sätt. Den stokastiska kontinuummodellen är mycket ”ärlig” och förutsättningslös och antar inte utan vidare att två punkter med hög konduktivitet är förbundna med en uthållig struktur. Detta är dock inte endast till dess nackdel. För att en bra modell av ett område ska erhållas krävs en viss mängd data – ju mer data desto bättre. Vad gäller Finnsjöområdet så är Zon 2 väl representerad i mätningarna. För att uppväga bristen på data i zoner, som identifierats i första hand med hjälp av geologernas bedömningar, har olika trendfunktioner applicerats på dessa strukturer. Dessa måste dock betraktas som osäkra eftersom tillgången på hårda data i form av konduktivitetmätningar är knapp. Syftet är att med hjälp av

medelvärdesbildningen representera även det småskaliga sprickmönstret på ett korrekt sätt.

I samband med att SKB 91 påbörjades gjordes en bedömning av möjligheterna att använda en "diskret sprick"-modell för hydrologin. Slutsatsen blev att denna typ av modell inte var färdigutvecklad rent konceptuellt. En bedömning gjordes att det inte skulle gå att genomföra simuleringar av grundvattenflödet i ett block av storleksordningen 20 km^3 betingade på de lokala sprickmönstren runt varje mätsektion. Diskretmodelleringen kräver också en mängd olika antaganden och parametrar som beskriver sprickmönstrets karaktär och konnektivitet, variationer i sprickvidder etc., samtliga dessa parametrar är i nuvarande situation osäkra. Den stokastiska kontinuummodellens styrka är att den är baserad på ett fåtal antaganden och parametrar. Den medger också simulering av grundvattenflöden betingad på uppmätta konduktiviteter, vilka är direkt relaterade till bergets vattengenomsläpplighet, i de punkter där de uppmätts.

Möjligheter till vidareutveckling finns också för att komma till rätta med kontinuummodellens svagheter med hjälp av nästlade kovarianser (olika kovarians i olika skalor) och så kallad indikatorsimulering. Dessa borde kunna ge en bättre bild av bergets sprickmönster. Stokastisk kontinuummodellering kan också utsträckas till att omfatta inversmodellering, varvid betingning kan göras även på uppmätta tryck och flöden, vilket minskar osäkerheten i resultaten. Alla de sistnämnda metodikerna är väl underbyggda teoretiskt och har till viss del även prövats praktiskt.

Inledande studier av diskretsprickmodellering har dock genomförts för SKB 91 med två syften: att bistå med en alternativ modell för beräkning av konduktiviteter från transienta injektionstester och att ge data för den specifika ytan för indiffusion av nuklider i bergmatrisen. Resultaten har emellertid inte använts i SKB 91 annat än som referensmaterial.

Närzonsmodellen

Inför SKB 91 har skett en uppdatering av den för PROPER utvecklade processmodellen för den enskilda kapseln, baserad på modellen från KBS-3-studien. De nya idéerna rörande kapselns felmekanismer, den störda zonen, tillgången på korrodanter, bränslets upplösning och utdiffusionen till berget har införts. Modellen, kallad "Tullgarn", har använts direkt för analysen av hela förvarets närzon, varvid analysmodelleringen har indelats i två huvuddelar: 1) beskrivningen av och konceptualiseringen för den enskilda kapseln, samt 2) sammanställning av de enskilda kapslarna till en total närzon för hela förvaret.

För modellering av närzonen delas förvaret upp i segment, vart och ett innehållande ett antal kapslar, som antas känna av samma flöde.

En första genomgång av en längre lista av radionuklider, i avsikt att utröna vilka som avklingar under den instationära fasen, har gjorts med datorprogrammet TRUMP.

Fjärrzonstransportmodellen

För modellering av fjärrzonen utvärderades i början av SKB 91 ett antal tänkbara alternativ: dubbel porositet i tre dimensioner, strömrör baserade på partikelbanspår-

ning, stokastisk modell direkt baserad på konduktivitetens statistiska egenskaper, diskreta spricknätverk etc. Modellering med strömrör valdes för SKB 91. Den tar hänsyn till alla väsentliga processer, men kräver att flera parametrar medelvärdesbildas till effektiva sådana, eftersom de av praktiska skäl måste ges som konstanter. Flödet tillåts dock variera längs strömvägen.

Modeller baserade på dubbel porositet i tre dimensioner eller diskreta sprickmodeller ger en mer detaljerad bild av transporten men bedömdes inte som praktiskt användbara eller tekniskt och vetenskapligt tillräckligt mogna. Strömrör ansågs tillräckligt för SKB 91, bl a med tanke på att analysen främst syftade till att jämföra betydelsen av olika hydrogeologiska förutsättningar. En tidigare utvecklad strömrörmodell FARF31 baserad på enstaka strömrör avsedd att användas i PROPER har använts. Den tar hänsyn till advektiv och dispersiv (Fickiansk) transport, endimensionell matrisdiffusion och sorption samt kedjesönderfall. Modellen klarar av godtyckliga randvillkor.

Biosfärmodellen

Modellkedjan avslutas med en modell av biosfären. I denna multipliceras utflödet av varje radionuklid i Becquerel per år från fjärrzonen med en omräkningsfaktor från Bq/år till Sievert per år i viktad helkroppsdosinteckning till individ i kritisk grupp. Dessa omräkningsfaktorer har erhållits med en detaljerad dynamisk reservoirmodell av biosfären. Beräkningar har genomförts med datorprogrammet BIOPATH för tre olika primära recipienter: insjö (1% av aktiviteten har antagits direkt hamna i en brunn), brunn (100% av aktiviteten) och en stor brackvattenrecipient (Östersjön).

Användandet av omräkningsfaktorer i modellkedjan, snarare än hänsynstagande till det transienta förloppet i biosfären, är motiverat av skälet att tidskonstanterna för omsättningen i biosfären är mycket kortare/snabbare än för transporten genom fjärrzonen.

Redovisning av resultat erhållna med probabilistisk analysmetodik

Den för modellkedjan valda hydrologimodellen är stokastisk och resultaten från beräkningarna med kedjan får därför en probabilistisk prägel. Med hjälp av Monte Carlo-teknik tas stickprov från den mycket komplicerade rumsliga fördelningen för konduktiviteten som representeras av en lognormalfördelning i varje punkt i rummet. Fördelningen av konduktiviteter för den enskilda punkten är betingad på värdena i alla andra punkter. Varje stickprov representerar inom ramen för modellens riktighet en möjlig realisering av det verkliga konduktivitetensfältet. Varje realisering representerar också ett stickprov ur den resulterande, likaledes komplicerade, rumsliga fördelningen för tryck/potential. Flödet beräknas med hjälp av modellen för det stickprov av fixa konduktivitetsvärden som dragits. Med hjälp av resultaten från realiseringar kan sedan slutsatser dras rörande dessa parametrars fördelningar (statistisk inferens).

8.2 GEOHYDROLOGISK MODELLERING

För att beräkna grundvattnets rörelser i Finnsjönområdet används ett flertal beräkningsmodeller och datorprogram. För storskalig grundvattenmodellering, med antagande om att bergmassan kan betraktas som ett kontinuum, används NAMMU. För betingad stokastisk simulering av flödesförhållandena i Finnsjönblocket används HYDRASTAR. Dessa modeller ingår i själva analyskedjan.

Vidare används PHOENICS för modellering av det kopplade problemet med salttransport och grundvattenflöde samt FRACMAN/MAFIC för att med hjälp av bl a bergets diskreta egenskaper, sprickstatistik, ge en alternativ beskrivning av bergets strömningsmönster.

Följande avsnitt beskriver allmänt använda modeller för geohydrologisk analys i SKB 91 med tonvikt på HYDRASTAR. Vidare beskrivs tillämpningen av modellerna på Finnsjöndata och speciellt den statistiska analys som har genomförts för hydraulisk konduktivitet uppmätt i området. Några modellspecifika variationsfall inom SKB 91 beskrivs beträffande förutsättningar och resultat. I ett avsnitt görs jämförelser mellan den deterministiska och den stokastiska modellering som har utförts. Avslutningsvis beskrivs simulering av grundvattenflöden i olika sektioner av borrhål. Denna beräkning har utförts med HYDRASTAR. Flödena har jämförts med naturliga flöden uppmätta med utspädningssond.

8.2.1 Allmänt om använda modeller

NAMMU

NAMMU är ett generellt finit element-program för modellering av grundvattenströmning och nuklidtransport. Programmet beräknar:

- Grundvattenströmning och värmetransport i 1-, 2- eller 3-D. Grundvattenströmningen är modellerad som Darcy-strömning. Flöde och transport sker i ett kontinuum;
- Mättad och omättad strömning;
- Nuklidtransport genom grundvattenströmning. Hänsyn tas till sorption och dispersion. Programmet kan användas för transienta och stationära beräkningar.

Det föreligger dock vissa begränsningar av möjliga kombinationer av ovan uppräknade beräkningstyper, t ex kan inte värme- och nuklidtransport beräknas i samma simulering.

Tryck- och flödesfältet kan beräknas och med given flödesporositet kan strömbanor genereras och presenteras.

Den vetenskapliga bakgrunden till NAMMU beskrivs i /8-2/. NAMMU kan anses väl verifierat bl a inom HYDROCOIN-projektet /8-3/. Omfattande manualer finns /8-4/.

PHOENICS

PHOENICS är en generell ekvationslösare för strömningsmekaniska problem, /8-8/. Med hjälp av den sk finita volymmetoden löses hydrologiekvationerna. Programmet

är idag ett av de få som praktiskt kan hantera det kopplade problemet med salttransport och grundvattenströmning i 3-D. För detta ändamål har koden använts i SKB 91.

FRACMAN/MAFIC

MAFIC är en kod för simulering av grundvattenflöde och nuklidtransport i diskreta sprickor. Programmet har utvecklats inom ramen för Stripaprojektet. Programmet beräknar:

- Grundvattenflöde i två- eller tre-dimensionella nätverk av diskreta sprickor. En approximation med finita element används för att bestämma flödet i sprickorna. Flödet i sprickorna antas följa Darcys lag;
- Tredimensionellt grundvattenflöde i bergmassan. Flödet i bergmassan antas följa Darcys lag;
- Nuklidtransport genom grundvattenströmning i de diskreta sprickorna. Hänsyn tas till dispersion vilken modelleras stokastiskt. Transporten modelleras genom banlinjesimulering;
- Transienta och stationära beräkningar.

FRACMAN är ett interaktivt programpaket för analys och modellering av diskreta sprickgeometrier. Programmet har följande funktioner:

- Analys av sprickdata från fältnätningar. Analys med avseende på sprickorientering, storlek, intensitet och transmissivitet;
- Stokastisk simulering av sprickgeometrier;
- Efterbehandling och analys av MAFIC-resultat.

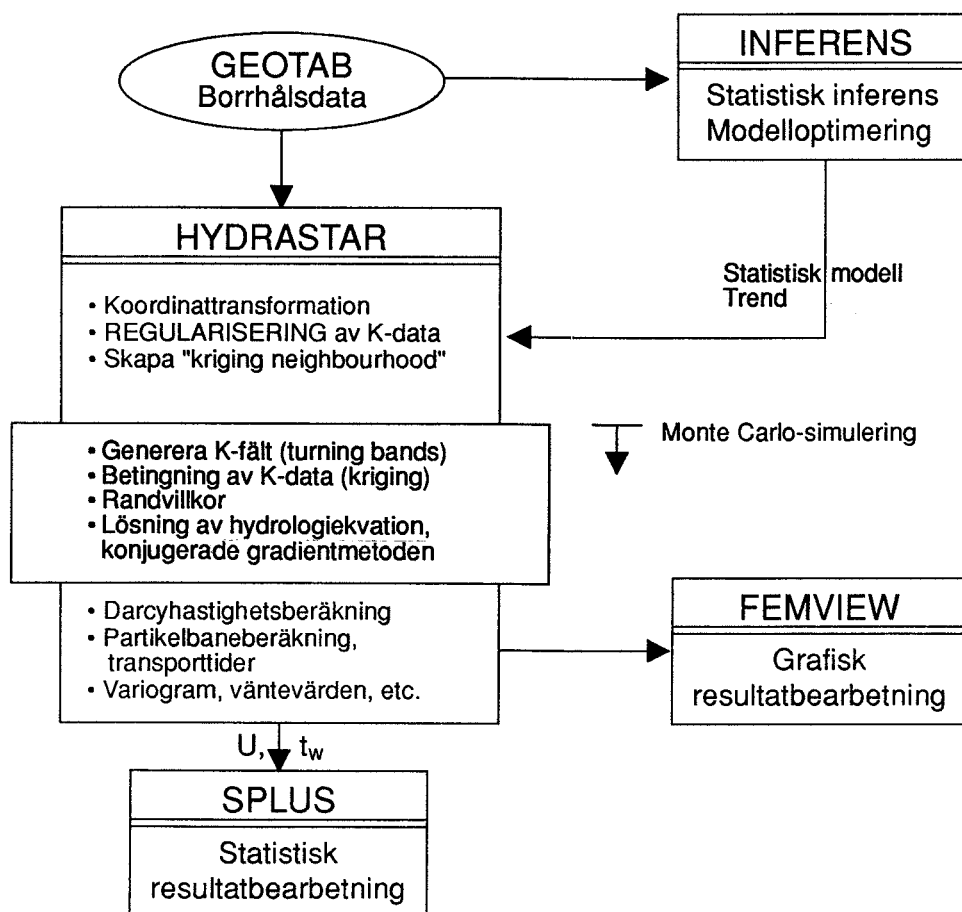
MAFIC har även ingått som en av de diskreta sprickmodellerna i Stripaprojektet /8-5/. Omfattande manualer finns både för FRACMAN /8-6/ och MAFIC /8-7/.

HYDRASTAR

HYDRASTAR utför Monte Carlo-simulering av den stationära formen av hydrologiekvationen för ett modellområde i form av ett rätblock. Kopplingen till verkligheten erhålls genom den statistiska modell vilken beskriver konduktivitetssfältet samt genom data från vatteninjektionstester i enskilda borrhål. Programmet genererar realiseringar av konduktivitetssfältet vilket betingas på uppmätta data. Därefter beräknas motsvarande tryck- och flödesfält.

För en mer ingående beskrivning kan modellschemat i Figur 8-2 betraktas. HYDRASTAR är försett med ett gränssnitt mot andra datorprogram: INFERENS för statistisk inferens och modelloptimering samt FEMVIEW för grafisk presentation av tryckfält, hastighetsfält, konduktivitetssfält och strömbanor.

Simulering av grundvattenströmning med HYDRASTAR föregås av en geostatistisk analys där tillgängliga konduktivitetsdata från vatteninjektionstester med olika manschettavstånd behandlas. Analysen sker för önskad medelvärdesbildningsskala vilket innebär att mätningarna först skalas upp innan den statistiska bearbetningen utförs. Programmet INFERENS kan användas för detta. Dessutom kan olika modeller jämföras med en metod kallad "cross validation" eller "jackknifing", se vidare avsnitt 8.2.3. Analysen resulterar i en statistisk beskrivning med en viss varians, korrelationslängder och i förekommande fall trend. Dessa används som indata till HYDRASTAR för att återskapa den rumsliga variabiliteten vid stokastisk modellering av grundvattenströmningen.



Figur 8-2. Flödesschema för stokastisk kontinuummodellering av geohydrologin med HYDRASTAR.

I Figur 8-2 framgår vidare att borrhålsdata tas från SKBs databas GEOTAB till både INFERENS och HYDRASTAR. I HYDRASTAR görs först transformation av koordinater till önskat system varefter regularisering, dvs uppskalning av mätvärdena till önskad medelvärdesbildningsskala tar vid enligt vad som beskrivs i avsnitt 8.2.3.

Under antagande av en viss statistisk modell genereras olika realiseringar av konduktivetsfältet med en metod kallad "turning bands", /8-9/. Metoden tillgodoser att den önskade korrelationsstrukturen erhålls.

Kriging kallas en metod som används för en optimerad skattning av en storhet som har en rumslig variation, i vårt fall konduktiviteten. Skattningen är optimal när minsta kvadratfelet har ett minimum. Med hjälp av kriging är det möjligt att skapa en mängd Monte Carlo-simuleringar av konduktivetsfältet, vilka alla är överensstämmande med uppmätta data. Flera olika typer av kriging beskrivs i /8-10/. Här beskrivs också den speciella form av kriging där hänsyn vid skattningen enbart tas till en viss omgivning runt det område som ska skattas, "kriging neighbourhood".

HYDRASTAR ger också möjlighet att specificera förvarsorter och den därtill hörande störda zonen, se avsnitt 6.4.4. Det är möjligt att låta partikelbanespårningen starta från kapselpositioner längs orterna. Den störda zonen och återfyllnadsmassan i orterna kan ges en absolut konduktivitet eller alternativt en relativ konduktivitet i förhål-

lande till omgivande berg. För mer detaljer kring implementeringen av den störda zonen i HYDRASTAR hänvisas till /8-11/.

Randvillkor läggs på ränderna av rätblocket. Detta sker genom att ett potentialfält förs över från en regional NAMMU-beräkning. Alternativt kan enklare randvillkor påläggas.

Därefter löses själva hydrologiekvationen. Det utförs här genom diskretisering med hjälp av en finit differensmetod vilken tillsammans med en iterativ lösare, baserad på konjugerade gradientmetoden, gör att beräkningarna sker tillräckligt snabbt. Problem med upp till en miljon beräkningspunkter har lösts. Som resultat erhålles ett tryckfält och ett Darcyflödesfält.

En koppling har tagits fram till efterbearbetningsprogrammet FEMVIEW, /8-12/, vilket gör att för varje realisering kan önskade snitt av modellen presenteras i form av tryckfält, flödesfält eller konduktivitetfält. Med en algoritm för partikelbanspårning i HYDRASTAR kan strömbanors utseende beräknas och presenteras i FEMVIEW. Vattnets transporttid beräknas dessutom under antagande av en viss flödesporositet. Transporttider och flöden m m kan också bearbetas statistiskt med olika datorprogram.

Det kan avslutningsvis nämnas att den algoritm för strömbanesimulering som används i HYDRASTAR inbegriper extrapolation utanför själva modelldomänen. Simuleringen avbryts alltså inte vid den vertikala modellranden utan fortsätter baserat på information om hastighetsfältet nära randen, /8-13/. Genom val av lämpligt område för modellering kommer dock de flesta strömbanor att nå toppytan inom domänen och extrapolationen behöver ej utnyttjas.

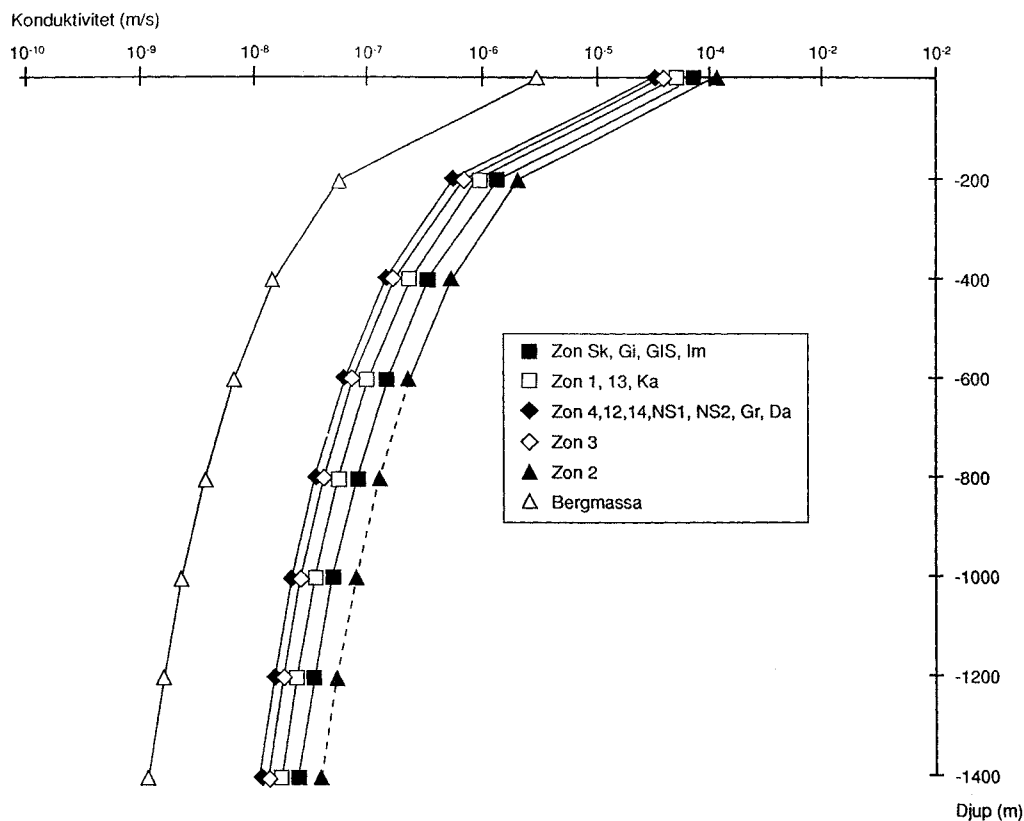
8.2.2 Användning i SKB 91

Basdata för geohydrologisk analys finns beskrivna i kapitel 5 och i underlagsrapporten /8-14/.

NAMMU

NAMMU har utnyttjats för beräkningar av det stationära grundvattenflödet i 3-D. Berget modelleras som ett homogent poröst medium med sprickzoner inlagda som högkonduktiva element. Det urval av data som använts vid den inledande modelleringen med NAMMU redovisas i /8-15/. Dessa beräkningar ingår ej i analyskedjan utan ska ses som separata inledande beräkningar av grundvattenrörelserna i området. Viktiga slutsatser har dragits beträffande utströmningsområden vilket haft betydelse för senare beräkningar.

Förnyade NAMMU-beräkningar har genomförts /8-16/ för att ge randvillkor till det område där betingad simulering med HYDRASTAR genomförts. Jämfört med den inledande modellövningen har här ett större regionalt område analyserats, omkring 100 km² och ner till 1500 meters djup, vilket har befunnits motiverat för att förvarets utströmningsområde ska behandlas riktigt. Vidare har en implicit metod för inläggning av sprickzoner i finita elementmodellen nyttjats vilket åtskilligt förenklat modelleringsarbetet samtidigt som ekvivalenta resultat erhållits /8-17/.



Figur 8-3. Regressionskurvor för hydrauliska konduktiviteten som funktion av djupet för bergmassan och för större sprickzoner i Finnsjönområdet (använda som trender i den stokastiska hydrologimodellen).

Slutligen har nya konduktivitetssamband använts för bergmassa och för sprickzoner. Hänsyn har tagits till den medelvärdesbildningsskala som använts (36 metersskalans). Regressionsanalys har använts för att med hjälp av konduktivitetsdata från Finnsjönområdet anpassa ett djupavtagande konduktivitetssamband för Zon 2 och för bergmassan /8-10/. För övriga definierade strukturer finns ej uppmätta data i tillräcklig utsträckning. Indata ges som samband mellan konduktivitet och djup och har skalats in mellan Zon 2 och bergmassan med hänsyn tagen till den geohydrologiska tolkningen av de övriga strukturerna, se Figur 8-3.

Resultaten av NAMMU-beräkningarna kommenteras kortfattat i samband med avsnitt 8.2.5.

PHOENICS

För beskrivning av den modellering som utförts med PHOENICS hänvisas till /8-18/. Det kopplade problemet med salttransport och grundvattenflöde har analyserats separat med programmet och resultaten diskuteras i avsnitt 9.2.

FRACMAN/MAFIC

Diskret sprickmodellering med datorprogrammet FRACMAN/MAFIC har använts för att ta fram statistiska fördelningar för sprickors orientering och spricklängder. Data från sprickkartering av hållar och borrhållar har utnyttjats. Vidare används data från injektionstester för att ta fram sprickornas transmissivitet.

Metodens tillämpning på Finnsjöområdet framgår av /8-19, 20/. Här beskrivs dataunderlaget, sprickdataanalys, bergblocksimuleringar i olika skalor, tolkning och validering av transienta enkelhållsmätningar etc. Materialet utgör ett kompletterande dataunderlag för stokastisk kontinuumsmodellering med HYDRASTAR. Med hjälp av sprickstatistik och injektionstester kan blockkonduktiviteter i olika skalor tas fram. Det är således möjligt att genomföra betingad simulering med HYDRASTAR även mot dessa alternativt genererade data /8-20/, vilket dock inte gjorts inom SKB 91.

HYDRASTAR

Tillämpningen av HYDRASTAR i SKB 91 följer i stort det som har beskrivits i avsnitt 8.2.1 eftersom programmet till stor del har utvecklats specifikt för att klara de målsättningar som projektet satt upp. Metoden hade dock kommit än mer till sin rätt om borrhållsinformation från området varit mer spridd över modellblocket och om mer data funnits på större djup än kring den flacka zonen.

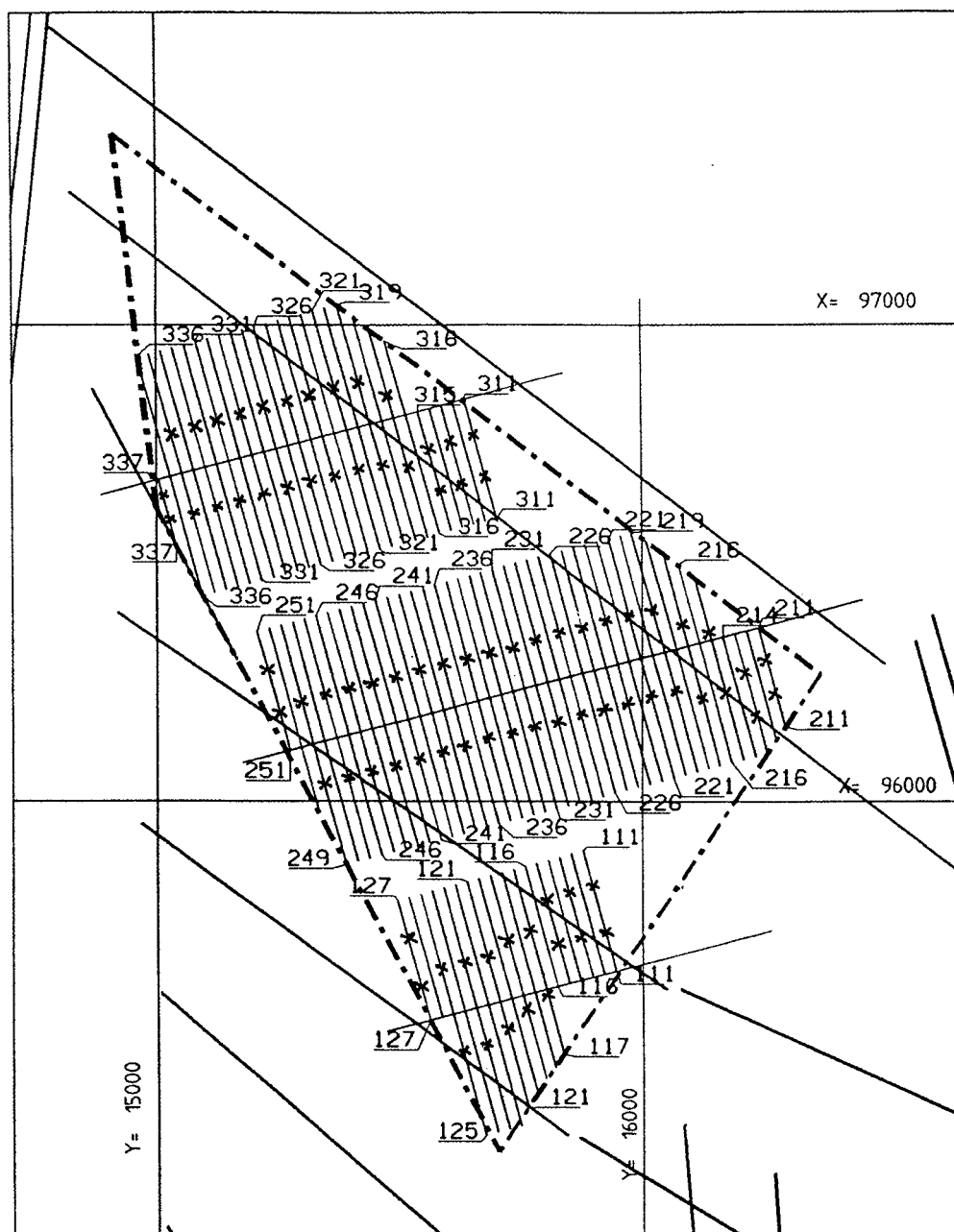
För att få konsistens i modellkopplingen NAMMU-HYDRASTAR har, som ovan nämnts, hänsyn tagits till den betraktade skalan, dvs 36 meter i referensfallet. Med hjälp av de regionala NAMMU-beräkningarna förs tryckrandvillkor över till det rättblock inom vilket betingad simulering med HYDRASTAR utförs. Det betyder att även grundvattennivåernas inverkan förs in via NAMMU. Modellområdena är illustrerade i den utvikiningsbara figuren längst bak i rapporten, där även förvarsområdet och grundvattennivåerna är markerade. HYDRASTAR-blocket är omkring 5 x 3 x 1,5 km i omfattning. Borrhållskarta finns i Figur 5-3.

För vald medelvärdesbildningsskala utförs statistisk bearbetning av borrhållsinformation enligt avsnitt 8.2.3 varefter resultatet påläggs HYDRASTAR. Förvarsorter läggs in enligt förvarsbeskrivningen i /8-21/. 88 olika kapselpositioner fördelas längs förvarsorterna enligt Figur 8-4. Dessa antas representera olika delar av förvaret. Punkterna fungerar som startpositioner för den algoritm för partikelbanspåring som beräknar vattentransporttiderna från förvaret.

Den störda zonen läggs in med egenskaper som beskrivs för referensfallet i avsnitt 9.3.

Resultat från HYDRASTAR

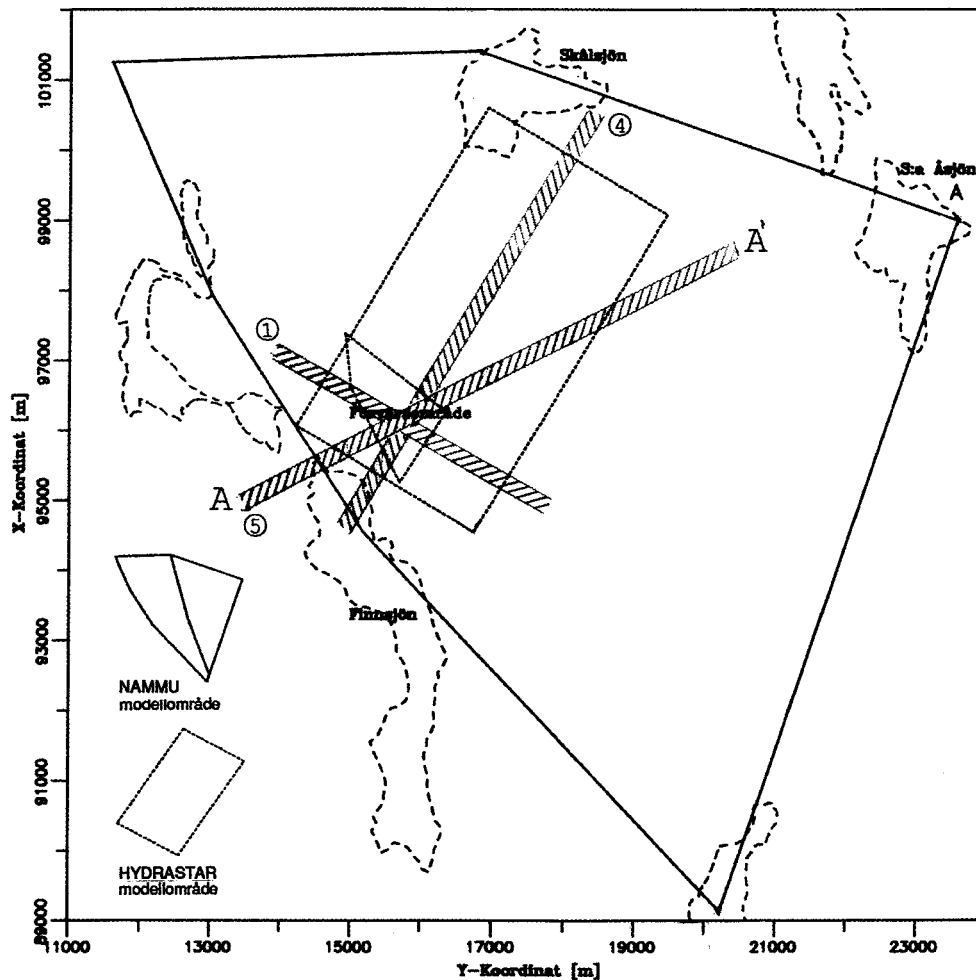
I kapitel 9 redovisas ett urval av resultaten från HYDRASTAR-simuleringarna. Beträffande tryck-, flödes- och konduktivitetsfält används genomgående ett antal olika sektioner eller snitt genom beräkningsområdet. Dessa definieras i Figur 8-5. De tre vertikala sektionerna är omkring 200 meter breda vilket innebär att det som redovisas är ett aritmetiskt medelvärde av värden från ett antal beräkningspunkter genom sektionen. Notera att ett av snitten valts kring AA'-sektionen definierad i Figur



Figur 8-4. Utgångspunkter för partikelbanspårning och strömbanor i den stokastiska hydrologimodellen. Koordinaterna är RAK-koordinater.

5-3. För vissa beräkningsfall har resultat längs ett tunt horisontellt snitt på 600 meters djup bedömts lämpligt att redovisa.

En för referensfallet typisk realisering av potentialfältet ges i Figur 8-6. Det är en nivåplott längs den med beräkningsområdet längsgående vertikala sektionen 4, som presenteras. Varje färg motsvarar ett visst intervall enligt skalan. Jämför potentialfältet med grundvattennivåkartan i figuren längst bak i rapporten. I Figur 8-7 presenteras den hydrauliska konduktiviteten i samma sektion. Mörk färg svarar mot låg vatten genomsläpplighet.



Figur 8-5. HYDRASTAR-blockets placering i Finnsjöområdet, försvarsområdets utsträckning samt tre vertikala sektioner vilka utvalts för presentation av resultat från beräkningar med HYDRASTAR. Snitt 1 löper längs blockets kortsida rakt igenom försvarsområdet, snitt 4 är ett vertikalt, längsgående snitt mitt i modellblocket och sektion 5 sammanfaller med det i Figur 5-3 presenterade A-A'-snittet. Samtliga sektioner är omkring 200 m breda och 1 500 m djupa.

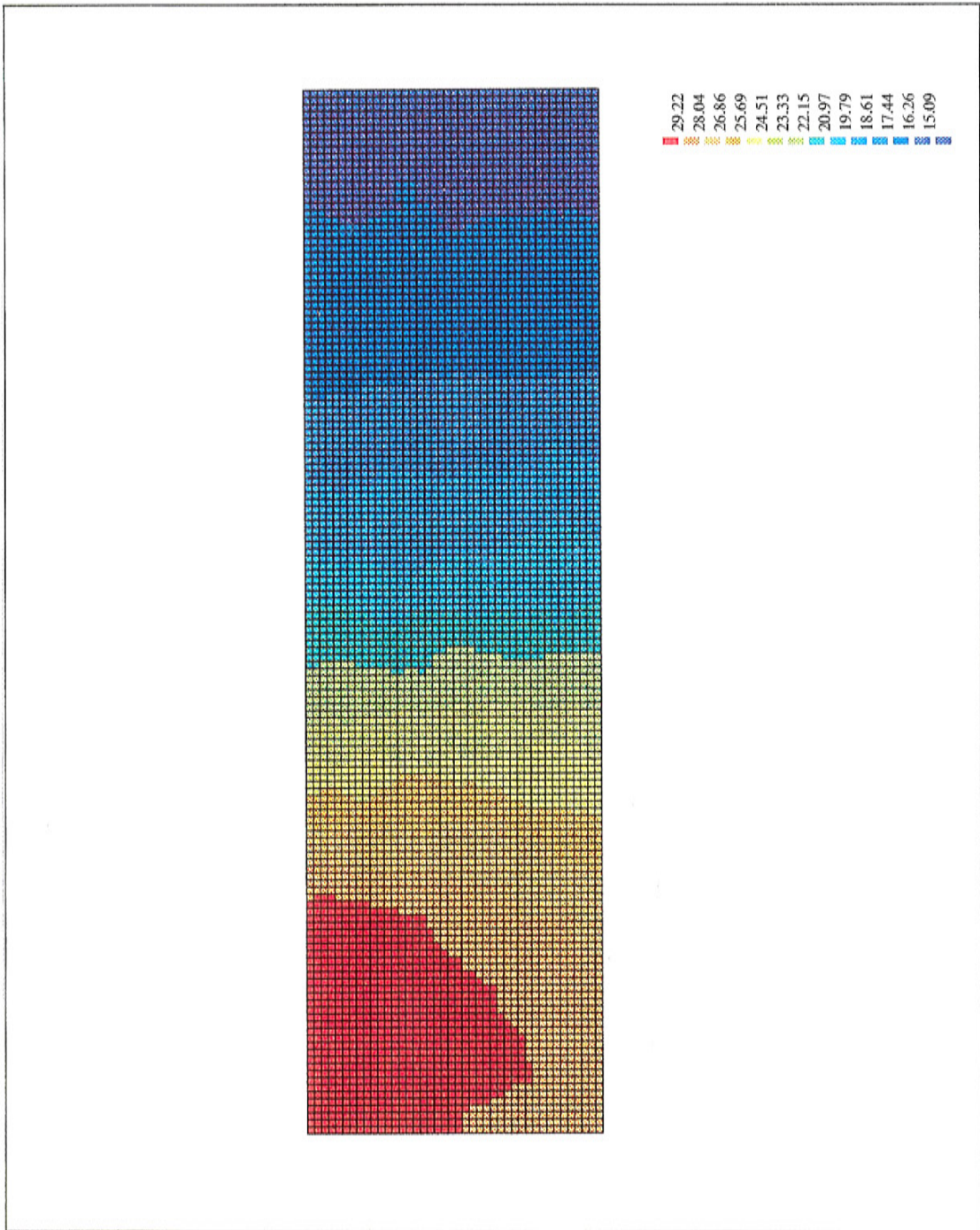
En annan typ av resultat är strömbanor från försvarsnivån. Exempel på detta ges i avsnitt 8.2.5.

Transporttider och grundvattenflöden har analyserats statistiskt.

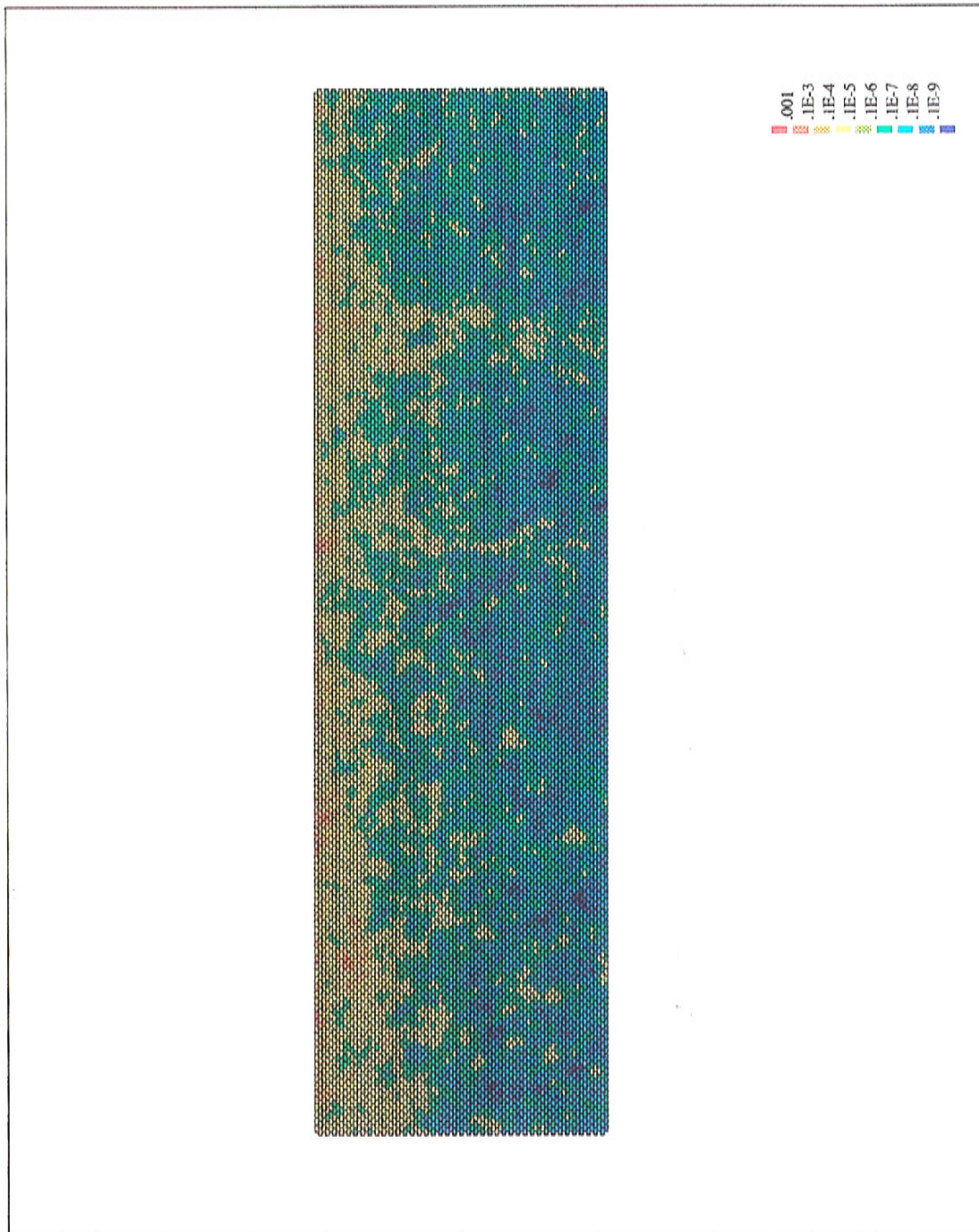
Utförlig redovisning av respektive beräkningsfall ges i en serie av arbetsrapporter, se Tabell 9-3 i avsnitt 9.6.1.

8.2.3 Statistisk analys av konduktivitetsdata

Modelleringen av grundvattnets rörelser i berget görs således med hjälp av HYDRASTAR som betraktar berget som ett stokastiskt kontinuum. Ett stokastiskt kontinuum beskrivs genom en statistisk modell. Valet av statistisk beskrivning har gjorts efter omfattande analys av mätdata från Finnsjöområdet. Mätdata utgörs av hydraulisk



Figur 8-6. Potentialfält i snitt 4 enligt Figur 8-5 för en typisk realisering i referensfallet, angivet i meter vattenpelare. Respektive färg svarar mot ett visst intervall enligt färgskalan. Bakgrundsnetet visar beräkningsnätet för trycknoderna.



Figur 8-7. Konduktivitetfältet i m/s för snitt 4 enligt Figur 8-5 för en typisk realisering i referensfallet. Respektive färg svarar mot ett visst intervall enligt färgskalan. Bakgrundsnetet visar beräkningsnetet för konduktivitetsnoderna.

konduktivitet från stationära vatteninjektionstester utförda i olika borrhål med 2 och 3 meters manschettavstånd. Vid analysen tas också hänsyn till den medelvärdesbildningsskala som modellen ska representera. De olika statistiska modellerna har, efter anpassning till mätdata, testats i en optimeringsstudie /8-10/. Programmet INFERENCE har använts för analysen.

Regularisering

En av grundpelarna i analysen är antagandet om att konduktivitetsdata, uppmätta i 2- och 3-meterssektioner, kan skalas upp till önskad medelvärdesbildningsskala. Den stora fördelen med detta är att korrelationskalan för konduktivitetsfältet ökar, vilket gör det möjligt att studera större områden med modellen. Nackdelen är att sämre upplösning erhålles i systemet.

Den använda metoden beskrivs i /8-10/ enligt vilken stationära konduktivitetsmätningar med olika sektionlängder kan föras samman till en ny mängd av mätningar i en annan skala. Det som i praktiken erhålles är ett aritmetiskt medelvärde av de enskilda konduktivitetsmätningarna sånär som på en korrektionsfaktor. Den är beroende av manschettavstånden i de ursprungliga mätningarna, medelvärdebildningsskalan och av borrhålsradien, men är av storleksordningen ett. Den statistiska analysen har genomförts för uppskalade konduktivitetsvärden i olika medelvärdesbildningsskalor. Detta förfarande skiljer sig markant från det i tidigare studier, i vilka använda konduktivitetsdata baserats på geometrisk medelvärdesbildning.

Statistisk inferens och optimering av statistisk modell

Syftet är att finna en tillräckligt bra statistisk modell för den i rummet varierande hydrauliska konduktiviteten. Statistisk inferens används för att utgående från uppskalade, regulariserade data konstruera parametriska modeller.

Statistisk inferens har utförts för både modeller med och utan trend. Det sistnämnda har skett med anledning av att väldigt få av de strukturer som av geologer identifierats i området har kunnats urskiljas i mätdata. Mätningarna är ju till viss del begränsade till området omkring den flacka Zon 2. Att lägga in en explicit trend i HYDRASTAR betyder att de olika sprickzonerna i området läggs in som förhöjningar i en väntevärdessfunktion.

Olika parametriska modeller har anpassats till semivariogram och jämförts med en optimeringsmetod kallad "cross validation" eller "jackknifing" /8-10/. Optimeringsstudien går ut på att testa olika antagna modeller genom att successivt ta bort olika uppmätta konduktivitetsdata i borrhål, en mätning i taget, och därefter använda modellen och kvarvarande data för prediktion i borrhålet. Kriging används för detta och en felvektor erhålles vilken kan bearbetas statistiskt. På detta sätt kan olika modeller testas och jämföras för olika medelvärdesbildningsskalor. I fallet med en trend i modellen måste också regressionsanalys göras, varefter den ovan beskrivna proceduren används på residualerna.

Statistiska modeller och valt referensfall

Det är i grund två olika typer av statistiska modeller eller variogramfunktioner som har använts; en sfärisk och en exponentiell modelltyp. Isotropa såväl som anisotropa modeller har anpassats. Parametrar för de olika modellerna anpassas vid statistisk inferens och utgående från parametrarna kan varians och korrelationslängder för logaritmen av konduktivitetetsfältet uppskattas.

I fallet med trender har den sfäriskt isotropa modellen funnits ha egenskaper som gör den tillräckligt bra för vårt referensfall. Vald medelvärdesbildningsskala är 36 meter. Referensfallets modell har en varians på 1,25 och en korrelationslängd på 106 meter för logaritmen av konduktiviteten.

För samma modell utan trend erhålls variansen 1,74 och korrelationslängden 270 m. Denna alternativa beskrivning utgör ett variationsfall i SKB 91.

8.2.4 Modellvariationer med HYDRASTAR

I följande avsnitt har beräkningsresultatens känslighet för ett antal mer eller mindre modelltekniska parametrar i HYDRASTAR undersökts i jämförelse med referensfallet. Det gäller den i föregående avsnitt presenterade statistiska beskrivningen, den valda beräkningsskalan, den trend som påtvingats, beräkningsområdets utsträckning m fl. Jämförelser görs beträffande grundvattenflöden på förvarsnivån, vattentransporttider från förvaret till beräkningsområdets topprand, konduktivitetensfält och mönstret för vattenströmningen.

Vald beräkningsskala

Ett av de viktigaste valen vid stokastisk simulering av grundvattenströmning är den beräkningsskala som analyseras. Med beräkningsskala eller medelvärdesbildningsskala avses här den skala till vilken tillgängliga mätvärden för hydraulisk konduktivitet skalas upp innan statistisk analys och simulering genomförs. Det finns anledning att gå ner i skala så långt som datorkraften medger eftersom mätningarna av hydraulisk konduktivitet företrädesvis har genomförts med 2- och 3-meters mätsektioner. I referensfallet har valts 36 meter medan 24 och 48 meter har analyserats speciellt.

Avståndet mellan beräkningspunkterna, trycknoderna, ska ej förväxlas med medelvärdesbildningsskalan. Nodavståndet är i de flesta beräkningsfall också 36 meter men i fallet med 24 meters medelvärdesbildningsskala har även nodavståndet minskats till 24 m för att erhålla stabil numerisk lösning.

Båda variationsfallen ger resultat som överensstämmer med referensfallet. Detta gäller såväl fördelningen av vattentransporttider från förvarsnivån som utströmningsområden /8-22, 23/. Mönstret för strömningen genom modellblocket får dock en något ökad sträckning med ökad beräkningsskala. För minskad skala erhålls ökad slingrighet i transportvägarna utan att det får någon nämnvärd inverkan på statistiken för vattentransporttiderna.

Inte heller för referensfallets medelvärdesbildningsskala (36 m) påverkas resultatet i någon större utsträckning av en reduktion av nodavståndet till 24 m /8-24/.

Statistisk beskrivning av berget, anisotropi

När det gäller den statistiska beskrivningen har en sk sfäriskt isotrop modell använts för HYDRASTAR i referensfallet, se avsnitt 8.2.3. Den har vid modelloptimeringsstudien, /8-10/, befunnits ha de bästa egenskaperna vid anpassning för Finnsjöndata. En alternativ modell är den sfäriskt anisotropa, vilken även visar upp acceptabla egenskaper vid modelloptimeringen. Inverkan av anisotropi i vald statistisk beskrivning kan här belysas. Den hydrauliska konduktiviteten är fortfarande lika stor i alla riktningar. Det är en statistisk anisotropi som införts med tre gånger längre korrelationslängd horisontellt än vertikalt.

Den statistiska modellen har variansen 1,20 och korrelationslängderna 240 meter i horisontalled och 79 meter i vertikalled.

Beträffande mönstret för vattenströmningen erhålls god överensstämmelse med referensfallet. Dock medför den ökade korrelationslängden i horisontell led flackare strömbanor och en minskad benägenhet för strömbanorna att nå toppranden inom beräkningsområdet /8-25/.

Statistisk modell utan trend

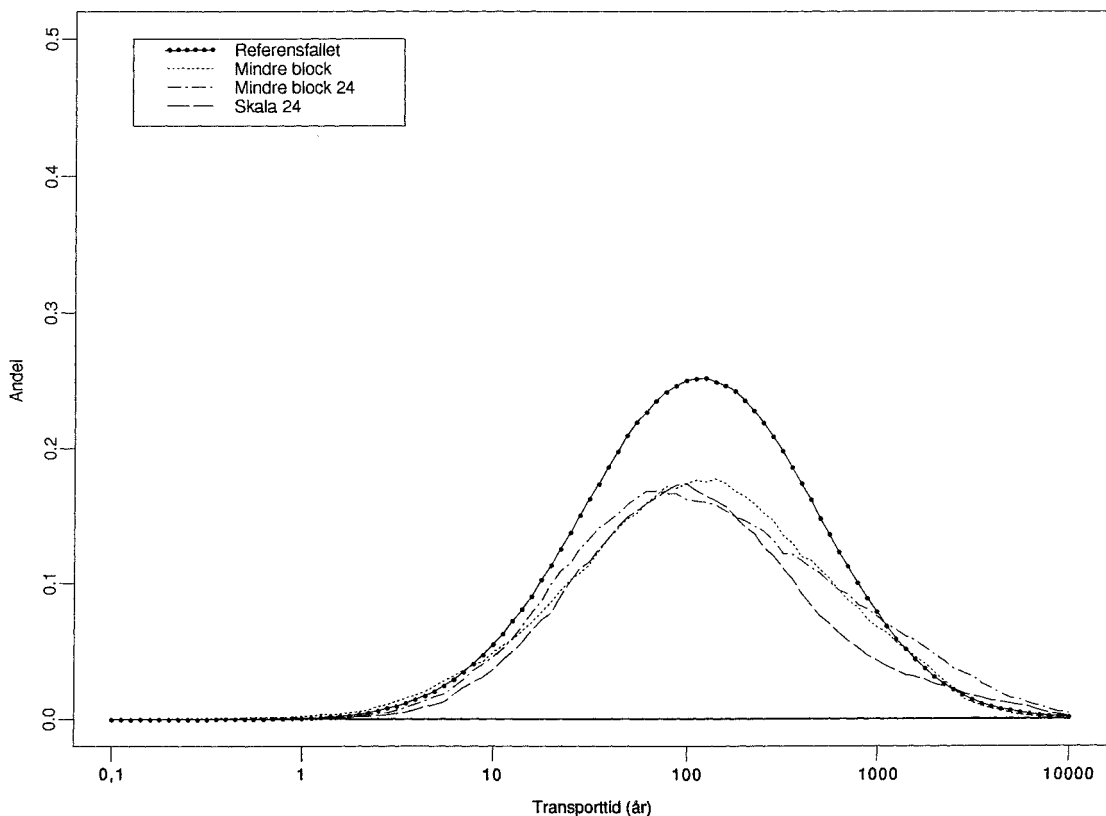
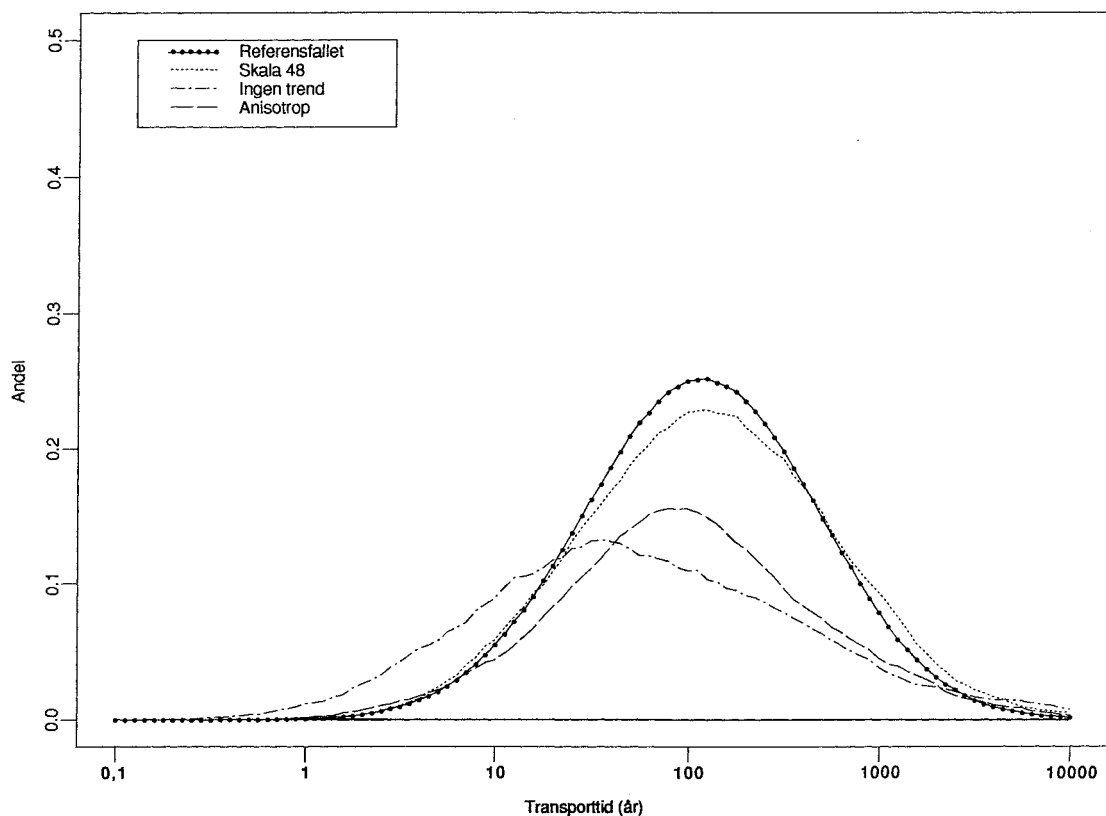
En trendfunktion har använts för referensfallet för att definiera de vertikala sprickzoner som inte i önskad utsträckning kommer in via borrhålsdata vid betingad simulering. Som diskuterats i avsnitt 8.2.3 är det nödvändigt att lägga in trender och residualer för att kunna belysa inverkan av olika vertikala strukturer i området. Som alternativ har även en beskrivning, fri från trend och baserad direkt på uppmätta konduktiviteter, använts. Variansen blir därmed 1,74 och korrelationslängden 270 meter.

De högre värdena på de statistiska parametrarna ger sig till känna i form av en mindre andel strömbanor vilka når markytan inom beräkningsområdet. De snabba transportvägarna får dock 2-3 gånger kortare tider i och med att spridningen ökar. Grundvattenströmningens mönster har en något ökad stråkning utan att det har ändrats på något avgörande sätt /8-26/.

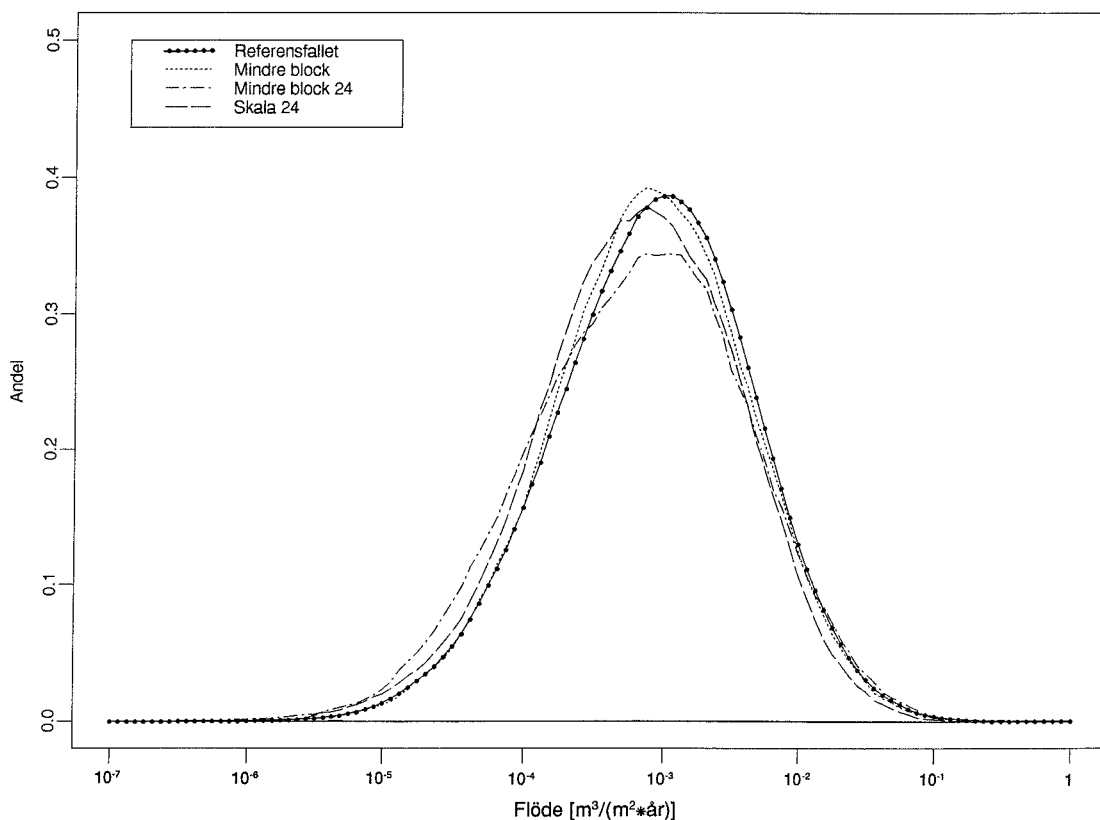
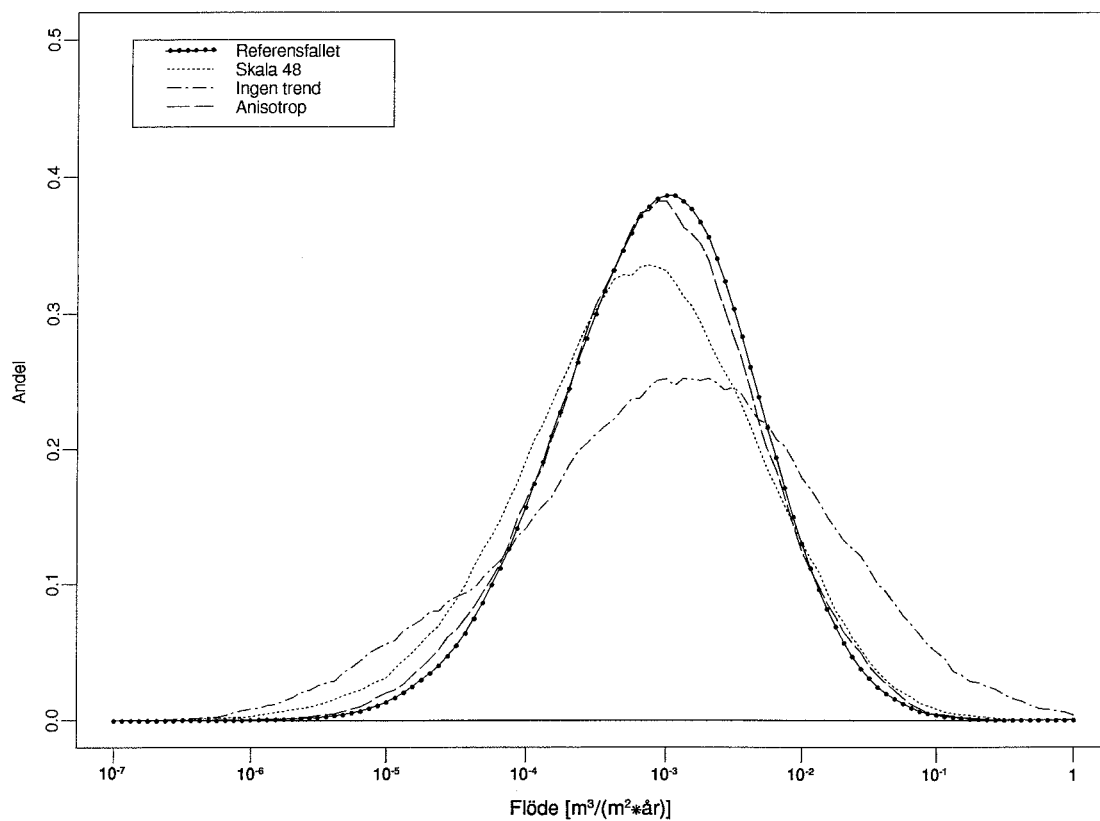
Figur 8-8 sammanfattar de genomförda modellvariationerna med HYDRASTAR i form av fyra sk flytande histogram. Det som presenteras är samlad statistik för flödet på förvarsnivån, 600 meter, samt för vattentransporttiderna från förvaret till beräkningsområdets begränsning. Varje punkt på kurvorna i diagrammen representerar på y-axeln den andel av det totala antalet värden som faller inom en faktor 4 runt det aktuella värdet på x-axeln, från en faktor 1/2 under till en faktor 2 över.

Modellvariationerna har genomförts med två olika stora modellområden, ”referensfallet” och ”mindre block”.

För transporttiderna gäller att statistik enbart presenterats för de tider som är mindre än den ansatta maximala tiden, 10 000 år. För mer detaljer hänvisas till arbetsrapporten för respektive beräkningsfall, se Tabell 8-1. Där redovisas potential- och konduktivitetsfält samt den kompletta statistiken inklusive vanliga histogram för varje beräkningsfall. Dessa är lättare att tolka men jämförelse mellan olika fall blir mer komplicerad att utföra.



Figur 8-8 a. Flytande histogram över alla vattentransporttider till ytan kortare än 10 000 år från samtliga realiseringar av ett antal modellvariationer. Varje punkt på kurvan representerar på y-axeln den andel av det totala antalet tider som faller inom en faktor 4 runt det aktuella värdet på x-axeln (från en faktor 1/2 under till en faktor 2 över). En uppdelning i två olika histogram har gjorts eftersom två olika modellområden analyserats. Flödesporositeten är 10^{-4} .



Figur 8-8 b. Flytande histogram över alla Darcyflöden på försvarsnivå från samtliga realiseringar av ett antal modellvariationer. En uppdelning i två olika histogram har gjorts eftersom två olika modellområden analyserats.

Tabell 8-1. Översikt av genomförda modellvariationer med HYDRASTAR.

Beräkningsfall	Beskrivning	Referens
Referensfallet	Referensförutsättningar	SKB AR 92-33
Skala 48	Medelvärdesbildningsskala 48 m	SKB AR 92-30
Ingen trend	Statistisk modell utan trend	SKB AR 92-29
Anisotrop	Statistisk anisotropi	SKB AR 92-32
Mindre block	Minskad beräkningsdomän	SKB AR 92-31
Mindre block 24	Tätare beräkningsnät	SKB AR 92-27
Skala 24	Medelvärdesbildningsskala 24 m	SKB AR 92-28

Fallet "Mindre block" är genomfört med referensförutsättningar på ett mindre modellområde.

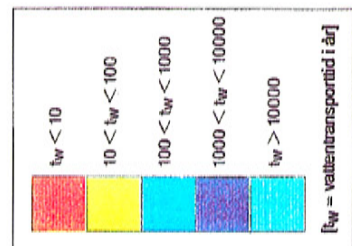
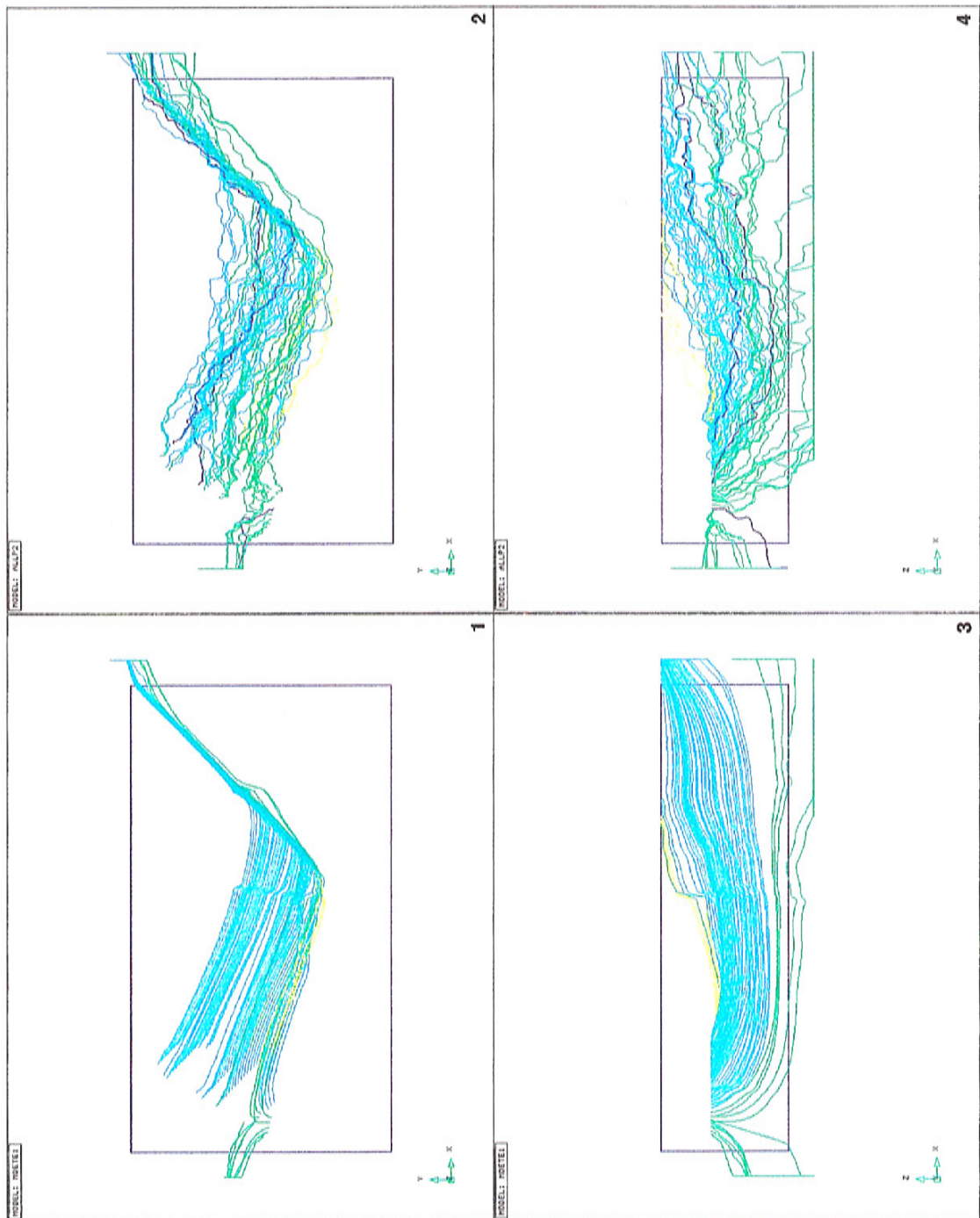
Vad som kan konstateras från histogrammen, se Figur 8-8a och b, är att ingen av variationerna har någon avgörande inverkan på resultaten i jämförelse med referensfallet. Det fall som avviker mest är den statistiska beskrivningen av berget utan trend.

8.2.5 Deterministisk kontra stokastisk modellering

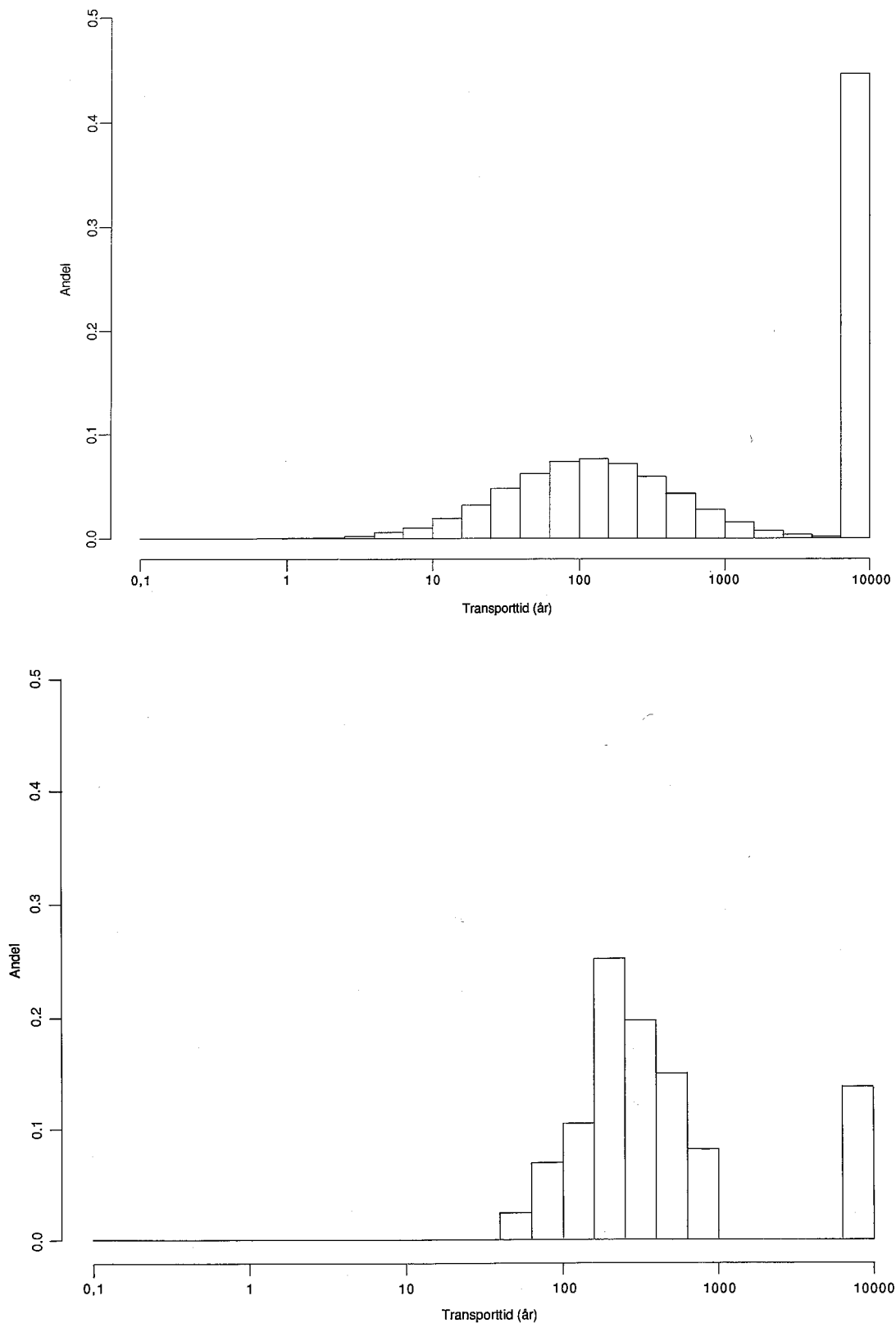
En väsentlig skillnad i den geohydrologiska analysen i SKB 91, jämfört med tidigare säkerhetsanalyser, är den stokastiska modelleringen. Även deterministisk modellering har gjorts med HYDRASTAR vilket innebär att direkta jämförelser kan göras beträffande flöden och strömbanor.

I Figur 8-9 visas strömbanorna från deterministisk modellering med HYDRASTAR i jämförelse med en realisering från stokastisk modellering. Bilden visar klart hur rumslig variabilitet påverkar strömbanorna. Själva strömningsmönstret är dock likartat. Som väntat erhålls en mindre spridning på transporttidsfördelningen i det deterministiska fallet, se Figur 8-10. De extremt korta tiderna fås enbart vid stokastisk analys även om mediantiden är ungefär densamma. Dessa slutsatser förändras inte vid en jämförelse med NAMMU-beräkningarna.

De variationsfall som beskrivs i avsnitt 9.6 har för många av fallen utförts både med NAMMU, /8-16/, och med HYDRASTAR. Liknande slutsatser kan dras oberoende av modellkoncepten när det gäller variationernas betydelse. Den skillnad som kan noteras har att göra med representationen av den flacka zonen i området som för HYDRASTARs del kommer in enbart vid den betingade simuleringen mot borrhålsdata. Vid NAMMU-modellering är zonen ansatt som en uthållig högkonduktiv struktur.



Figur 8-9. Strömbanor för en typisk stokastisk realisering för referensfallet (vy nr 2 och 4) samt för deterministisk realisering med HYDRASTAR (vy nr 1 och 3). 1 och 3 är vyer ovanifrån, samt 2 och 4 från blockets sydöstra långsida, se den utvickningsbara figuren sist i rapporten.



Figur 8-10. Transporttidsfördelning för grundvatten vid en stokastisk simulering av referensfallet (övre histogrammet) samt för deterministisk realisering med HYDRASTAR (nedre histogrammet). Diagrammet är analogt med det i Figur 8-8a. Flödesporositet 10^{-4} .

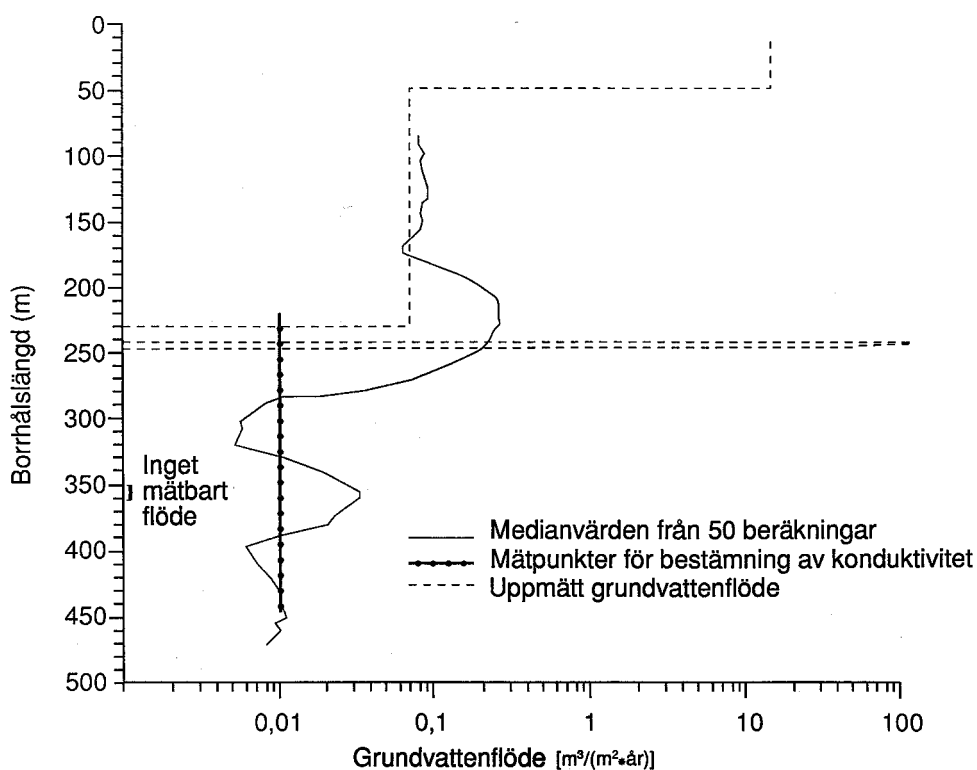
8.2.6 Verifiering och validering av HYDRASTAR

Verifiering av HYDRASTAR /8-9/ är genomförd via

- verifiering av ekvationslösaren för hydrologiekvationen samt algoritmen för partikelbanspårning genom jämförelse med HYDROCOIN, fall 2, /8-3/;
- verifiering av den obetingade simuleringen genom jämförelse med resultat erhållna med en analytisk metod, baserad på störningsutveckling av den stokastiska hydrologiekvationen.

Ett försök till validering av HYDRASTAR har genomförts i /8-27/ där grundvattenflödet har simulerats i olika borrhål i Finnsjönområdet. De modellerade flödena har jämförts med resultat från fältmätningar av det naturliga flödet med hjälp av utspädningssond, /8-28/.

Figur 8-11 visar resultaten längs borrhål BFi 01. Medianvärdet för flödet efter 50 realiseringar med HYDRASTAR har tagits fram för borrhålet. Som jämförelse kan de uppmätta flödena betraktas i samma figur. Som väntat styr den betingade simuleringen med konduktivitetsdata från BFi 01 upp flödena vid Zon 2:s över- och underkant. De extremt höga Darcyflöden som uppmäts i meterskala kan inte återskapas i den modellerade 36-metersskalan. Storleksordningen för det totala flödet i överkant av Zon 2 förefaller dock vara realistisk (ca 50 m^3 per år och meter i zonens horisontella utsträckning) med beaktande av hur pass smal (ca 0,5 m) den högkonduktiva delen i Zon 2:s överkant är. I den nedre vattengenomsläppliga delen av Zon 2 är grundvattenflödet under mätgränsen, se Figur 5-7. Detta förhållande har inte återskapats med



Figur 8-11. Beräknat och uppmätt flöde i borrhål BFi 01. Flödet är endast mätt i de sektioner som markerats med streckad linje.

HYDRASTAR. Detta beror på att HYDRASTAR inte tar hänsyn till närvaron av ett saltare och tyngre grundvatten på denna nivå.

Beräkningar med PHOENICS visar att närvaron av saltvatten minskar grundvat-
tenflödet tio till hundra gånger jämfört med ett fall utan saltvatten, se avsnitt 9.2.

8.3 NÄROMRÅDET

8.3.1 Allmänt

Närområdet definieras här som det använda bränslet, kapseln, bufferten, återfyllnaden i orterna samt den del av berget som har påverkats av förvaret. Berget kommer att påverkas både mekaniskt och kemiskt. De mekaniska påverkningarna orsakas av sprängningen av orter och borringen av deponeringshål. Kemisk påverkan innefattar mineralomvandlingar orsakade av den förhöjda temperaturen och eventuell oxidation av berget på grund av utläckage av oxidanter från defekta kapslar.

8.3.2 Referensbeskrivning av närområdet

Förutsättningarna för närzonsmodellen vad gäller temperatur, antagen fördelning av sprickor i berget samt placering av orter och deponeringshål redovisas i avsnitt 6.4.6.

8.3.3 Transportmodellering för närområdet

Med allra största sannolikhet kommer det att dröja många miljoner år innan någon kapsel i förvaret läcker ut radioaktiva ämnen, men eftersom man inte helt kan utesluta möjligheten att det sker tidigare måste konsekvenserna av läckande kapslar belysas. Tre processer har betydelse för nuklidspridning i närområdet:

- Mekanismen för kapselgenombrott;
- Upplösning av urandioxidmatrisen;
- Uttransporten till det strömmande vattnet i berget.

Intressanta radionuklider

I SKB 91 beaktas de radionuklider som ger den dominerade aktiviteten vid deponeringsstillfället och alla tider i framtiden. Dessa finns tabulerade i Tabellerna 3-1 – 3-3. Urvalet har gjorts framför allt med avseende på halveringstid och aktivitetsinnehåll. Nuklider som hinner avklinga i mellanlagringen har utelämnats.

Kapselgenombrott

En förutsättning för att nuklider ska kunna läcka ut från förvaret är att kopparkapseln på ett eller annat sätt har förlorat sin integritet. Det finns tre processer som skulle kunna leda till detta:

- En initial defekt;
- Mekanisk överbelastning;
- Korrosionsgenombrott.

Modelleringen i SKB 91 tar hänsyn till samtliga kapselgenombrottsorsaker.

Initial defekt

Det kan inte helt uteslutas att en kapsel har en initial skada som inte upptäcks vid kvalitetskontrollen. Skadan kan ha uppkommit genom en misslyckad svetsning och antas vara 5 mm^2 , jfr avsnitt 4.1.4. Det är mycket svårt att bedöma sannolikheten för att en kapsel med en genomgående defekt missas i kvalitetskontrollen. I beräkningarna används en initial defekt per 1 000 kapslar, vilket får ses som ett konservativt värde.

Mekanisk skada

Två typer av mekanisk påverkan skulle kunna skada en kapsel: inre övertryck från helium producerat vid α -sönderfall och yttre belastning från bergrörelser. Eftersom tomrumsvolymen i en blyfylld kopparkapsel är tämligen begränsad kommer det inre trycket orsakat av gasproduktion att så småningom överskrida kapselns brottgräns, om man bortser från heliums diffusivitet och löslighet i koppar och bly. I modelleringen bortses också från att kapseln kryper och tomrummet ökar med ökat tryck, vilket gör modellen konservativ. Kapselgenombrottet sker dock efter en mycket lång tidrymd. På grund av att det inte finns något underlag som tyder på att det skulle kunna förekomma sådana bergrörelser som skulle kunna skada kapslarna på 600 m djup, antas i SKB 91 att inga kapslar skadas av yttre överbelastning.

Korrosion

Koppar är termodynamiskt stabil i reducerande vatten. Sulfidjoner i bentonitens porvatten däremot kan sänka halten av fria kopparjoner och därigenom orsaka en korrosionsprocess. Sulfiden i porvatten har två källor; sulfid som finns löst i grundvattnet och sulfidmineral som finns som förorening i bentoniten. I SKB 91 förutsätts att bentoniten inte kommer att värmebehandlas för att minimera sulfidhalten. Föroreningarna är därför den dominerande källan för sulfid under en mycket lång tidsrymd. Gropfrätning i vanlig mening finns inte observerad på koppar under reducerande förhållanden, se avsnitt 4.1.3, men det kan inte uteslutas att korrosionsangreppen blir ojämnt fördelade över kapselytan. En ”gropfrättningsfaktor” på 2 används i beräkningarna, vilket innebär att tiden till penetration av kapseln kortas till hälften mot vad som ges av den genomsnittliga korrosionen.

Bly

Endast i det fall då kopparkapseln har en genomgående skada kan grundvatten komma i kontakt med blyet som omger det använda bränslet. Avståndet från blyperiferin till bränslet för en referenskapsel med 8 BWR-element är minst ett par centimeter (i kapseltoppen vid svetsen minst 6 cm). Vid en tidig skada (svetsdefekt) kan det tänkas att löst syre finns kvar i orter och deponeringshål. En mycket pessimistisk uppskattning av syrgaskontrollerad korrosion på bly i en enda punkt finns presenterad i /8-29/. Där visas att 3,7 cm bly penetreras på tusen år, vilket ger ett mycket pessimistiskt värde för den första tidpunkt när vatten kan komma i kontakt med bränslestavarna i en initialt skadad kapsel.

Under reducerande förhållanden är bly mycket motståndskraftigt mot korrosion /8-29/. Detta medför att om kopparhöljet är penetrerat så kommer blyet att ge total inneslutning av bränslet i 100 000-tals år. Detta är den mest realistiska uppskattningen. I referensfallet har dock 1 000 år använts, se avsnitt 9.3.

Bränsleupplösning

Om grundvatten kommer i kontakt med det använda bränslet frigörs radionuklider från bränslematrisen. Mängden av lösta radionuklider i vattenfasen inuti kapseln definieras av:

- Andelen lättillgänglig mängd av nukliden;
- Matrisupplösningshastigheten;
- Ämnenas löslighet i grundvatten.

Mekanismerna för frigörelse av lättillgänglig andel beskrivs ingående i avsnitt 3.1.2 och bränsleupplösningssmodellen för SKB 91 i avsnitt 3.1.3. Den lättillgängliga andelen i bränslet antas vara 100% för kol, 10% för klor och jod, samt 5% för cesium.

Lösligheter

På grund av den mycket låga vattenomsättningen inuti kapseln kommer ett flertal av radioelementen att falla ut som sekundära mineral. Detta sker troligen som någon form av medfällning. Eftersom kunskapen om upplösning- och utfällningsmekanismerna är begränsad antas i SKB 91 att endast rena sekundära mineral faller ut. Rena faser ger högre lösligheter än de fasta lösningar som bildas vid medfällning.

Lösligheten av sekundärfaserna är av avgörande betydelse för utläckaget av radionuklider och variationer i lösligheterna ger stort utslag på resultatet av utläckageberäkningarna. Löslighetsvärden enligt Tabell 8-2 bedöms som ”bästa uppskattningar”. Dessa har beräknats med hjälp av datorprogrammet EQ3/6 för sött grundvatten enligt avsnitt 5.4 /8-30/. Lösligheterna används i beräkningarna utan variationer för att undvika att osäkerheter i termodynamiska data ger större utslag på slutresultatet av analysen än variationer i geologin.

Tabell 8-2. Radionuklidlösligheter, vilka används i samtliga beräkningar i SKB 91.

LÖSLIGHETER I SÖTT FINNSJÖNVATTEN				
	Reducerande förhållanden		Oxiderande förhållanden	
	löslighet (mol/l)	begränsande fas	löslighet (mol/l)	begränsande fas
Se	mycket låg	M_xSe_y	hög	–
Sr	$1 \cdot 10^{-3}$	Strontianit	$1 \cdot 10^{-3}$	Strontianit
Zr	$2 \cdot 10^{-11}$	ZrO ₂	$2 \cdot 10^{-11}$	ZrO ₂
Tc	$2 \cdot 10^{-8}$	TcO ₂	hög	–
Pd	$2 \cdot 10^{-6}$	Pd(OH) ₂	$2 \cdot 10^{-6}$	Pd(OH) ₂
Sn	$3 \cdot 10^{-8}$	SnO ₂	$3 \cdot 10^{-8}$	SnO ₂
I	hög	–	hög	–
Cs	hög	–	hög	–
Sm	$2 \cdot 10^{-4}$	Sm ₂ (CO ₃) ₃	$2 \cdot 10^{-4}$	Sm ₂ (CO ₃) ₃
Am	$2 \cdot 10^{-8}$	AmOHCO ₃	$2 \cdot 10^{-8}$	AmOHCO ₃
Pu	$2 \cdot 10^{-8}$	Pu(OH) ₄	$3 \cdot 10^{-9}$	Pu(OH) ₄
Pa	$4 \cdot 10^{-7}$	Pa ₂ O ₅	$4 \cdot 10^{-7}$	Pa ₂ O ₅
U	$2 \cdot 10^{-7}$	UO ₂	$3 \cdot 10^{-3}$	Schoepit
Th	$2 \cdot 10^{-10}$	ThO ₂	$2 \cdot 10^{-10}$	ThO ₂
Ra	$1 \cdot 10^{-6}$	RaSO ₄	$1 \cdot 10^{-6}$	RaSO ₄
Rn	hög	–	hög	–
Pb	$3 \cdot 10^{-15}$	Blyglans	$2 \cdot 10^{-6}$	Cerrusit
Np	$2 \cdot 10^{-9}$	Np(OH) ₄	$1 \cdot 10^{-3}$	NpO ₂ OH
C	hög	–	hög	–
Cl	hög	–	hög	–
Ni	$1 \cdot 10^{-4}$	Ni ₃ S ₄	$6 \cdot 10^{-4}$	NiO
Nb	$1 \cdot 10^{-5}$	Nb ₂ O ₅	$1 \cdot 10^{-5}$	Nb ₂ O ₅

Nuklider i bränslets metalldelar

I stål- och Inconel/Incoloy-delarna i bränsleelementen finns en del radioaktivt nickel. Detta modelleras som om det vore löslighetsbegränsat av en sekundär nickelfas. Bränslets zirkaloy innehåller 50% av allt C-14 i förvaret och allt Nb-94. Detta frigörs kongruent med upplösningen av zirkaloy, vilket sker mycket långsamt.

Redoxförhållanden

När det använda bränslet kommer i kontakt med grundvattnet ger α -strålningen från bränslet produktion av oxidanter genom sönderdelning av vatten. Denna oxidantproduktion balanseras av en lika stor produktion av reduktanter, främst H₂, men på grund av att H₂ har stor reaktionströghet kan redoxpotentialen inuti kapseln öka när vätet diffunderar ut. Oxidanterna, främst H₂O₂, reagerar däremot med urandioxidmatrisen och oxiderar denna från U(IV) till U(VI). Den stora mängden fyrvärd uran fungerar som en oxidantsänka och därigenom bibehålls den naturligt låga redoxpotentialen

överallt utom på bränsleytan. I SKB 91 analyseras också konsekvensen av en sk ”redox-front”, dvs ett fall i vilket oxidanter transporteras ut från kapseln och oxiderar berget i närområdet.

Nuklidtransport

Transporten av radionuklider i närområdet kan delas upp i flera steg:

- Från bränslekuts till defekt i kapsel;
- Genom defekt i kapsel;
- Genom buffert;
- Ut till spricka.

Från bränslekuts till defekt i kapsel

För att nå ett hål i kapseln måste radionukliderna transporteras i spalten mellan zirkaloyrören och bränslet fram till en defekt i rören och sedan därifrån genom blyfyllningen till hålet i kapseln. Om detta överhuvudtaget skall vara möjligt krävs att koppar, bly och zirkaloy är defekta samtidigt. Samtliga dessa tre ämnen är mycket motståndskraftiga mot korrosion. Även om alla tre materialen samtidigt skulle vara defekta, så kommer de spalter som kan utnyttjas för transport inuti kapseln att vara mycket begränsade. Det potentiella transportmotståndet är således mycket stort. Det är dock svårt att kvantifiera transportmotståndet inuti kapseln och därför antas i SKB 91 att alla radionuklider finns tillgängliga för transport direkt innanför hålet i kapseln. Detta är en mycket grov förenkling som ger en stor överskattning av nuklidtransporten.

Genom hål i kapseln

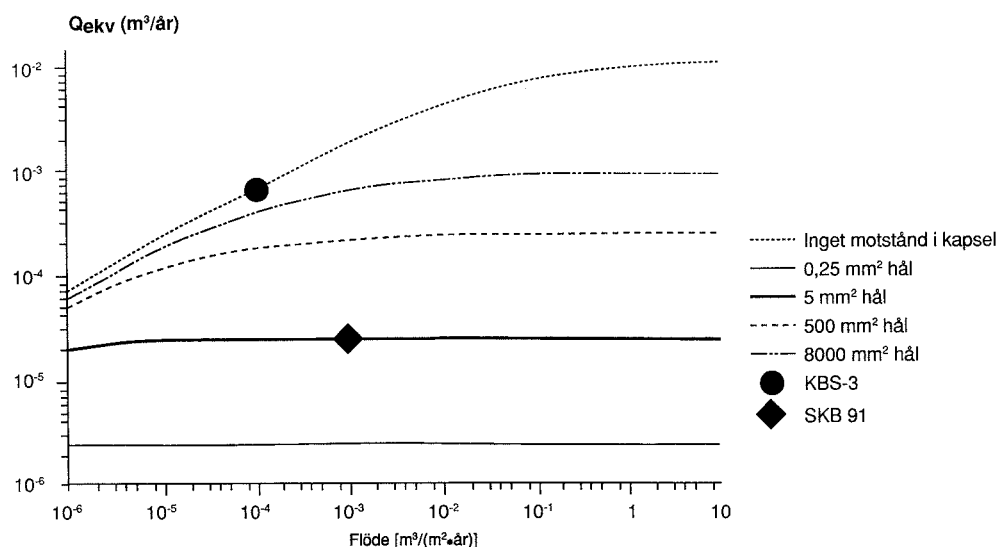
En skada i kapseln kan se ut på flera olika sätt beroende på felorsaken:

- 1 En initial skada beroende på misslyckad elektronstrålesvetsning ger ett genomgående hål med liten diameter;
- 2 En kapsel som brister av inre övertryck får troligtvis endast ett mindre hål eftersom bentonitens svälltryck håller kapseln på plats;
- 3 Om kapseln får ett korrosionsgenombrott är det möjligt att en större del av kapselväggen går förlorad på grund av att korrosionsattacker sker relativt jämnt över kapselytan.

Vid en initial skada i svetsen antas att blyet i kapseln helt förhindrar kontakt mellan vatten och bränsle i 1 000 år. Efter denna tidpunkt tillgodoräknas inget som helst transportmotstånd i kapseln.

I SKB 91 modelleras det första fallet som ett litet hål med 5 mm² yta, medan i fall 2 och 3 ovan antas att hela transportmotståndet i kapseln har försvunnit.

Q_{ekv} är ett inverterat mått på diffusionsmotståndet i barriärerna inklusive vattnet utanför bufferten och motsvarar ett slags tänkt vattenflöde som lämnar närzonen med de svårösliga radioelementens mättnadskoncentration.



Figur 8-12. Q_{ekv} som funktion av Darcyflödet på förvarsnivå. Jämförelse mellan olika storlekar på kapselskada och ett fall där kapselns transportmotstånd försummas. Typiska flöden för KBS-3-studien och SKB 91 är markerade.

Ett begränsat hål i kapsel ger upphov till ett stort transportmotstånd ut till berget på grund av den lilla tvärsnittsytan som finns tillgänglig i hålet. Detta motstånd har mycket stor inverkan på Q_{ekv} . Figur 8-12 visar hur Q_{ekv} beror av det lokala flödet på förvarsnivå och storleken på hålet i kapseln. Flödet i berget har således mycket ringa betydelse för närzontransporten så länge kapseln bara har en begränsad skada, vilket alltid är fallet för kopparkapsel och för tider kortare än flera miljoner år.

Genom buffert

Ett flertal radionuklider sorberas mycket starkt på lerpartiklarnas yta i buffertmaterialet. Detta medför att även en del ganska långlivade nuklider hinner avklinga till insignifikanta nivåer under den transienta utdiffusionen. En förenklad och konservativ modellering /8-31/ av den instationära diffusionen av radionuklider genom bentonit har gjorts för att se vilka nuklider som behöver beaktas i den stationära modelleringen. Randvillkor och indata för modelleringen var:

- Radioelementlöslighet (matrisupplösning beaktades ej, frigörelse av element med hög löslighet modellerades som pulsutsläpp);
- Diffusivitet och K_d -värden i bentonit enligt Tabell 8-3;
- Nuklidkoncentration = 0 i det strömmande vattnet i berget, dvs mycket högt flöde.

Resultaten, se Tabell 8-4, visar att de flesta nukliderna är starkt retarderade i bufferten och vissa, t ex samtliga isotoper av americium och plutonium utom möjligtvis Pu-242, kommer i princip aldrig igenom.

Tabell 8-3. Elementspecifika diffusions- och fördelningskoefficienter i bentonit /8-32/.

Nuklid	D_e $m^2/år$	K_d m^3/kg
C	$3,2 \cdot 10^{-3}$	0
Cl	$7,9 \cdot 10^{-5}$	0
Ni	$3,2 \cdot 10^{-3}$	0,5
Se	$3,2 \cdot 10^{-3}$	0,003
Sr	$7,9 \cdot 10^{-1}$	0,01
Zr	$3,2 \cdot 10^{-3}$	2
Nb	$3,2 \cdot 10^{-3}$	0,2
Tc ox	$7,9 \cdot 10^{-5}$	0
Tc red	$3,2 \cdot 10^{-3}$	0,1
Pd	$3,2 \cdot 10^{-3}$	0,01
Sn	$3,2 \cdot 10^{-3}$	3
I	$7,9 \cdot 10^{-5}$	0
Cs	$7,9 \cdot 10^{-1}$	0,05
Sm	$3,2 \cdot 10^{-3}$	1
Np	$3,2 \cdot 10^{-3}$	3
Pu	$3,2 \cdot 10^{-3}$	50
Am	$3,2 \cdot 10^{-3}$	3

Till spricka

De nuklider som inte i nämnvärd grad avklingar under det instationära skedet vandrar vidare från bentoniten och ut i det vatten som strömmar i bergets sprickor. Flödet där är så lågt att den koncentrationsprofil som byggs upp i vattnet utanför bufferten starkt bidrar till transportmotståndet, om kapseln är degraderad.

Störd zon

Den störda zonen i berget under orterna har högre hydraulisk konduktivitet än det ostörda berget. Det är därför möjligt att nuklider diffunderar axiellt genom bentoniten upp till den störda zonen istället för att diffundera radiellt till sprickor i deponeringshålet. I det fallet blir diffusionssträckan längre och nukliderna avklingar i ännu högre grad.

Tabell 8-4. Instationär frigörelse genom bentonit /8-31/.

Nuklid	Maximal frigörelse-hastighet	Tid vid max. hast.	Frigjord fraktion vid t = 500 000 år
	Mol/år	År	Fraktion
C-14	$1,46 \cdot 10^{-05}$	180	0,88
Cl-36	$7,18 \cdot 10^{-07}$	2 200	0,91
Ni-59	$2,41 \cdot 10^{-6}$	45 000	0,25
Ni-63	$2,01 \cdot 10^{-13}$	1 200	$1,2 \cdot 10^{-9}$
Se-79	$1,72 \cdot 10^{-10}$	>500 000	$7,2 \cdot 10^{-4}$
Sr-90	$1,02 \cdot 10^{-1}$	6,5	0,60
Zr-93	$1,85 \cdot 10^{-10}$	>500 000	$3,9 \cdot 10^{-6}$
Nb-94	$3,92 \cdot 10^{-11}$	217 000	$8,54 \cdot 10^{-4}$
Tc-99, ox	$2,57 \cdot 10^{-4}$	2 300	0,87
Tc-99, red	$9,65 \cdot 10^{-13}$	>500 000	$2,5 \cdot 10^{-8}$
Pd-107	$2,63 \cdot 10^{-8}$	>500 000	$3,8 \cdot 10^{-3}$
Sn-126	$2,99 \cdot 10^{-11}$	>500 000	$3,1 \cdot 10^{-5}$
I-129	$4,51 \cdot 10^{-5}$	2 200	1,0
Cs-135	$4,19 \cdot 10^{-2}$	10,5	1,0
Cs-137	$4,56 \cdot 10^{-2}$	8,0	0,28
Sm-151	$4,86 \cdot 10^{-21}$	2 300	$8,8 \cdot 10^{-17}$
Np-237	$9,23 \cdot 10^{-12}$	>500 000	$2,48 \cdot 10^{-7}$
Pu-238	0	–	0
Pu-239	$1,82 \cdot 10^{-15}$	>500 000	$2,1 \cdot 10^{-11}$
Pu-240	$2,96 \cdot 10^{-19}$	176 000	$2,9 \cdot 10^{-15}$
Pu-242	$1,61 \cdot 10^{-12}$	>500 000	$6,8 \cdot 10^{-8}$
Am-241	$2,04 \cdot 10^{-18}$	11 200	$2,9 \cdot 10^{-15}$
Am-243	$1,90 \cdot 10^{-12}$	106 000	$2,8 \cdot 10^{-7}$

Stationär modell

För att modellera de transportprocesser som förekommer i närområdet, används den integrerade närzonskoden Tullgarn /8-33/. Tullgarn är en vidareutveckling av PROPER-undermodellen NEAR21 /8-34/. De processer som modellen tar hänsyn till är:

- Radioaktivt kedjesönderfall;
- Tre kapselgenombrottsmekanismer
 - initial skada,
 - kapselsprängning orsakat av inre heliumövertryck. Vid de mycket höga tryck som behövs för att spränga kapseln gäller inte allmänna gaslagen, därför används Benedict-Webb-Rubin-modellen /8-35/ för att beräkna det inre trycket,
 - korrosion. Den mängd koppar som korroderar pga syre, som finns kvar i orter och deponeringshål, ges som indatum. Tullgarn beräknar sedan korrosionen orsakad av sulfidmineral i bentoniten och när dessa är förbrukade, korrosionen från sulfid i grundvattnet;

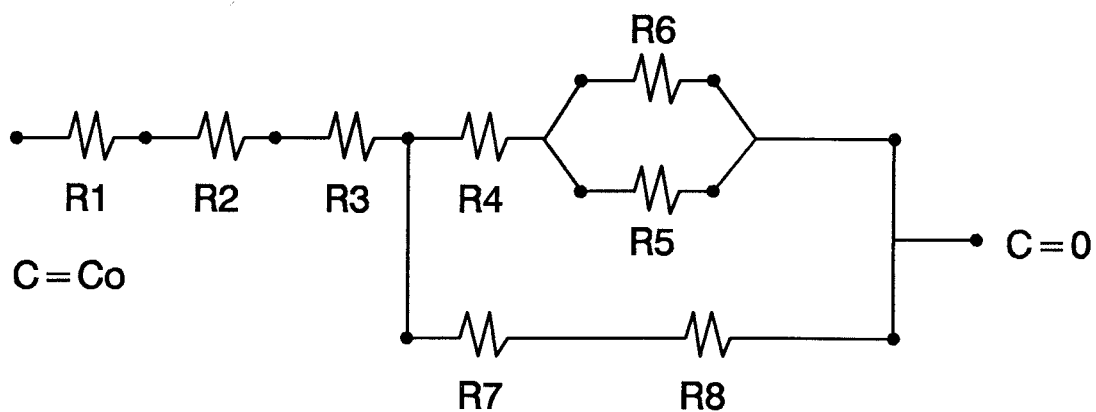
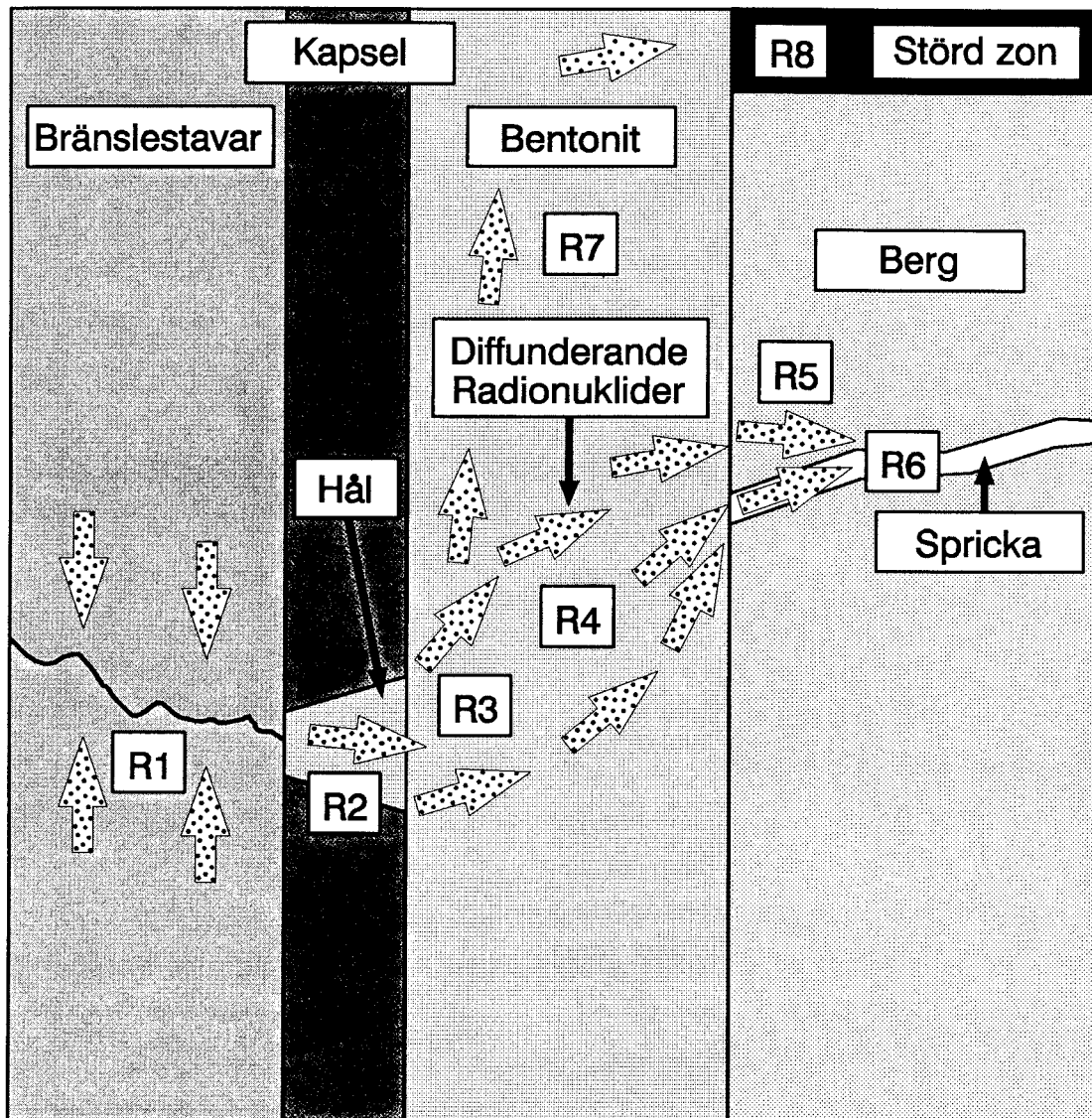
- Bränsleupplösning. Matrisupplösningen beräknas enligt modellen i avsnitt 3.1.3 med effektivt G-värde, uttryckt som antalet omvandlade molekyler UO_2 per 100 eV räknat på hela α -aktiviteten;
- Transportberäkningarna görs med en resistor-nätverksmodell /8-36/, där transportmotstånden i närområdet beskrivs som kopplade resistorer, se Figur 8-13. Tullgarn beräknar den stationära uttransporten av radionuklider från bränsleytan genom hålet i kapseln där R3 är transportmotståndet orsakat av hålets begränsade area och R2 är diffusionsmotståndet i hålet, via diffusion genom bufferten (R4) till spricka i berget (R6) eller axiell diffusion (R7) till den störda zonen (R8). Programmet kan också beräkna diffusion genom bergmatrisen till spricka om sprickans mynning skulle vara tätad med bentonit (R5). Utläcket av gap- och korngränsinventariet modelleras olika beroende på typ av kapselskada. Om kapseln har en initial skada löses gap- och korngränsinventariet upp i kapselns voidvolym och släpps sedan ut därifrån med Q_{ekv} enligt den näst understa kurvan i Figur 8-12. I fallen när kapselns transportmotstånd försummas (korrosions- eller övertrycksskada) löses inventariet i buffertens volym och släpps sedan ut med Q_{ekv} enligt den översta kurvan i Figur 8-12, för vilken R2 och R3 antas vara lika med noll. Tullgarn tar inte hänsyn till den transienta fasen av utdiffusionen av nuklider efter kapselgenombrott, vilket kan ge pessimistiska resultat för vissa nuklider. Transportmotståndet inuti kapseln (R1) försummas helt.

Figur 8-14 visar resultat från Tullgarn-körningar för referensfallet i SKB 91 med en initialt skadad kapsel. I de stora modellkedjekörningarna i SKB 91 används en PROPER-undermodell av Tullgarn, TULL22.

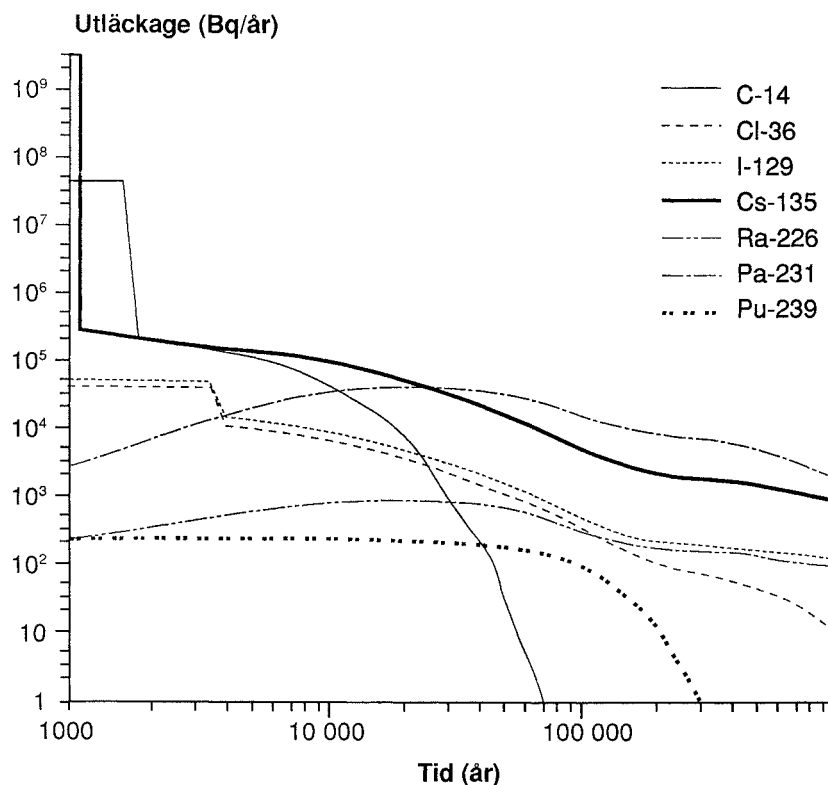
8.4 TRANSPORT AV RADIONUKLIDER I FJÄRROMRÅDET

Som tidigare noterats är grundvattenflödet i kristallin berggrund mycket ojämnt fördelat. Endast en del av alla sprickor leder vatten och flödet i dessa är också ojämnt fördelat. Flödet är dessutom lokaliserat till kanaler i sprickplanen. Kanalernas geometri och det mönster i vilket de hänger samman har stor betydelse för radionuklidtransporten. Den förra faktorn bestämmer hur stor yta som är tillgänglig för indiffusion av radioelement i bergmatrisen som här definieras som den del av berget i vilken vattnet inte strömmar. Indiffusionen på djupet är ett långsamt förlopp vars hastighet och fördröjande inverkan på radionukliderna är starkt beroende av den yta över vilken indiffusion kan ske. Kanalmönstret har även stor betydelse för dispersionen som i sprickigt berg bestäms av det fasta mediets struktur. Den rent hydrodynamiska dispersionen är försumbar vid aktuella flöden.

En genomgång och diskussion av icke kemirelaterade transportegenskaper hos sprickigt berg har gjorts speciellt för SKB 91 /8-37/. Genomgången inkluderar uppskattningar av effektiva värden på flödesporositet, specifik yta för indiffusion i bergmatrisen och Peclets tal. Den sistnämnda parametern representerar kvoten mellan en karakteristisk tid för dispersiv transport och en karakteristisk tid för advektiv transport: ju mindre kvot desto större dispersivt bidrag. Parametern används i den advektions-dispersionsformulering för transporten i berget som används i SKB 91. Avsikten är att den riktigt storskaliga dispersionen ska tas om hand av den stokastiska hydrologimodellen, medan resterande dispersion hanteras i transportmodellen. Endast longitudinell dispersion beaktas. Transversell dispersion har bedömts vara av liten betydelse.



Figur 8-13. Resistornätverksmodell för transportmotståndet i närzonen. I beräkningarna för den initialt defekta kapseln har R1, R2 och R5 försumrats. I övriga fall har även R3 försumrats.



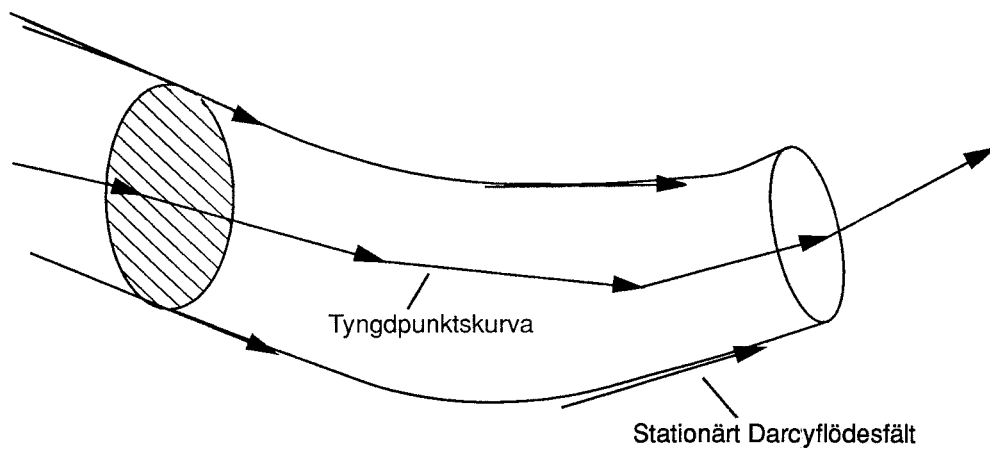
Figur 8-14. Utläckage av radionuklider från närzonen intill en initialt defekt kapsel. Alla nuklider som läcker med mer än 1 Bq/år är redovisade i figuren.

Den modell som använts i SKB 91 för att beskriva transporten av radionuklider i berget, beskriven i /8-37/, är baserad på egenskaperna hos fjärrzonsmodellen FARF31, ursprungligen utvecklad för simuleringsprogrammet PROPER /8-38/. FARF31 löser ekvationerna för transport i ett strömrör. Den senaste versionen av transportprogrammet är försedd med en väsentligt snabbare numerik än den som beskrivs i /8-38/.

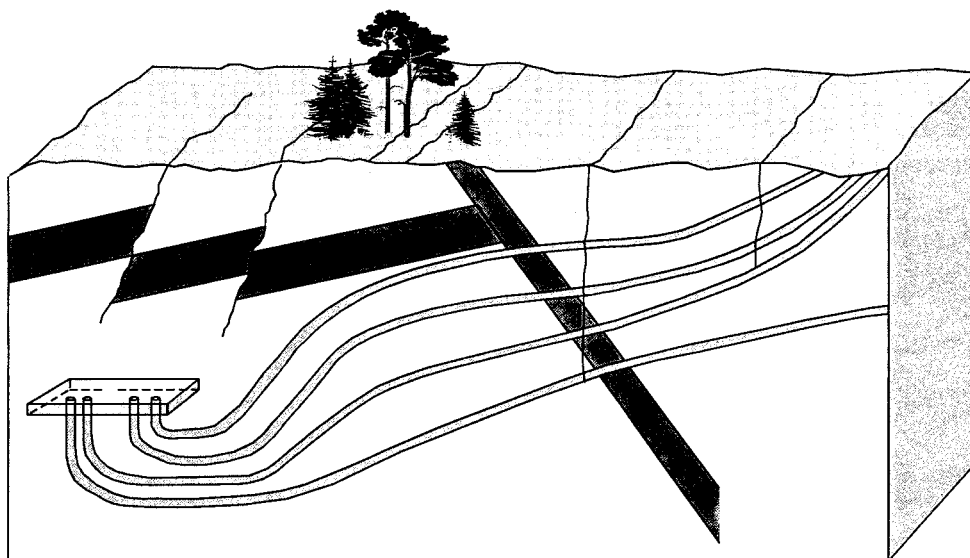
Ett strömrör utgörs av ett knippe oavbrutna strömlinjer och dess utsträckning tvärs flödet är också begränsad av strömlinjer, se Figur 8-15. Detta medför att det totala flödet i ett tvärsnitt är konstant medan flödesintensiteten och tvärsnittsarean kan variera: ju högre Darcyflödet är desto smalare blir strömröret.

Strömrör har använts för att bygga en transportmodell för hela förvaret, som för detta ändamål delats in i ett antal segment (88 stycken). Vart och ett av dessa tilldelas ett strömrör så att hela förvaret i princip är täckt av deras uppströmsändar, se Figur 8-16. Det totala utflödet av radionuklider från alla kapslar i ett segment används sedan som inflöde av radionuklider till strömröret.

Det enskilda strömrörets transportekvationer är baserade på en dubbel-porositetsbeskrivning av det sprickiga mediet. Ekvationerna är i princip desamma som de som användes i fjärrzonsmodellen för KBS-3. Under vissa antaganden kan de visas vara giltiga även för krökta strömrör med varierande Darcyflöde /8-38/. De processer som ingår i modellen är advektiv och dispersiv (Fickiansk) transport, endimensionell matrisdiffusion och matrisorption ingår samt kedjesönderfall. De viktigaste parametrarna är transporttiden för grundvattnet från förvaret till ytan, Peclets tal – som



Figur 8-15. Schematisk bild av flödet i ett strömrör.



Figur 8-16. Strömrör från förvaret till ytan.

bestämmer det dispersiva bidraget, matrissorptionskoefficienterna (K_d) för de olika radioelementen, samt den specifika ytan per volymsenhet berg som är tillgänglig för indiffusion i bergmatrisen.

Transporttiderna för de olika strömrörerna erhålles med hjälp av partikelbanspåring i HYDRASTAR. En partikel per rör har använts. Flödesporositet 0,000 1 har antagits genomgående, se /8-37/, även vid skattning av den specifika ytan per volymsenhet strömmande vatten som är den parameter som modellen använder.

Transporten av radionuklider i berget från förvaret till biosfären påverkas av en mängd växelverkningar mellan de lösta radioelementen och fast material. Sorption äger rum på sprickytor och sprickmineral såväl som på partiklar i vattnet som kolloider och mikroorganismer. Sorption på sprickytor och sprickmineral reducerar nuklidernas transporthastighet i förhållande till vattnets och bidrar till att de hinner avklinga i berget. Sorption på partikulärt material kan däremot medföra att radioaktiva ämnen transporteras till ytan med grundvattnets flödes hastighet. En mer utförlig diskussion av de kemiska processer som påverkar transporten finns redovisad i avsnitt 5.4.4.

De viktigaste vattenkemiska parametrarna är redoxpotential och pH, närvaron av komplexbildare, speciellt humusämnen, och till viss del vattnets totala jonhalt.

För sorptionsmodelleringen i SKB 91 används genomgående K_d -värden. Det har inte ansetts befogat att för den typ av studie som SKB 91 representerar använda mer sofistikerade modeller av sorptionsfenomenen. De skattade K_d -värdena är valda så att de snarast torde ge en pessimistisk bild av bergets fördröjande förmåga. En sammanställning av K_d -värden för en rad radioelement i olika grundvatten finns redovisad i /8-39/, däribland även för referensgrundvattnet.

Försök har genomförts som klart visar att teknetium reduceras i djup berggrundvattemiljö /8-40, 41/. Även in-situ-försök har genomförts i Finnsjön som visar detta. Med ledning av resultaten används endast sorptionskoefficienter, K_d , för naturliga reducerande förhållanden i SKB 91.

En utvärdering har också gjorts av vad det innebär att radionuklider kan transporteras antingen som kolloider eller som komplex med humusämnen. Även möjligheten att radionuklider skulle migrera med mikrober i grundvattnet har beaktats. Utvärderingen baserar sig på de samlade resultaten av genomförda grundvattenanalyser och laboratoriemätningar av radionuklidens upptag på kolloider, humus- och fulvosyror samt mikrober.

En av slutsatserna är att de organiska komplexen orsakar en mindre sänkning av sorptionskoefficienterna K_d . Storleken på nedsättningen i K_d -värdet för en nuklid beror på hur nukliden uppträder som löst jon och på koncentrationen av komplexbildaren.

En annan slutsats är att mobila partiklar i form av oorganiska kolloider och mikrober både kan ta upp och transportera radionuklider. Om nukliden fastnar irreversibelt kommer den att transporteras med vattnet och i sämsta fall inte fördröjas genom sorption i berget. Emellertid visar beräkningarna att även för ett sådant extremt fall är konsekvenserna utan betydelse. Utvärderingen är sammanfattad i /8-39/.

Parametervärden för referensfallet redovisas i Tabell 8-5. Samma värden antas gälla för alla strömrör.

Valet av ett konstant Peclettal oberoende av strömrörets längd innebär att den effektiva dispersionskoefficienten har antagits vara proportionell mot både flödes hastighe-

Tabell 8-5. Parametervärden för fjärrzonsmodellen, referensfallet.

– Peclets tal = 2;	
– Specifik yta = $0,1 \text{ m}^2/\text{m}^3$ berg = $1\ 000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ vatten;	
– Matrisdiffusionskoefficient = $3,2 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{år}$;	
– Diffusionsporositet i bergmatrisen = 0,005;	
– K_d -värden (m^3/kg):	
• uran	2
• neptunium	2
• plutonium	0,2
• torium	2
• radium	0,15
• protaktinium	1
• kol	0,001
• klor	0
• nickel	0,03
• palladium	0,001
• selen	0,001
• tenn	0,001
• strontium	0,015
• cesium	0,15
• jod	0
• teknetium	1
• zirkonium	1

ten och transportavståndet. Inget försök har gjorts att relatera skalan i hydrologimodellen till residuell dispersion i transportmodellen.

Värdet på den specifika ytan är bl a baserat på observationer rörande sprickors skärning med orter och tunnlrar.

En uppskattning av den specifika ytan och flödesporositeten har också gjorts med hjälp av en diskret sprickmodell /8-20/. Ungefärliga flödesmedelvärden blev 0,01 för den specifika ytan och 0,000 01 för flödesporositeten vilket ger $1\ 000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ vatten. Ingen korrelation mellan dessa kunde upptäckas. Dessa skattningar måste dock med tanke på den allmänna statusen hos diskret sprickmodellering betraktas som osäkra.

8.5 RADIOLOGISKA KONSEKVENSER

Som biosfärmodell i modellkedjan används konverteringsfaktorer från Bq/år till Sv/år under antagandet att 99% av utsläppet från fjärrzonen direkt når en insjö medan 1% passerar en brunn, se Tabell 7-2.

9 BERÄKNINGSRESULTAT

I detta kapitel redovisas hur beräkningarna genomförts. Det referensfall som utgör basen för variationerna presenteras. Resultaten redovisas och diskuteras.

9.1 PLAN FÖR BERÄKNINGAR

9.1.1 Referensfallet

Referensförhållandena har definierats baserade på ett tänkt slutförvar, med ett barriär-system enligt kapitel 4, inplacerat i Finnsjöområdet enligt kapitel 6, och på bästa möjliga skattningar av bergets hydrauliska egenskaper. Härvid har olika geologiska strukturer fastlagts liksom även grundvattensammansättning, redoxförhållanden, lösligheter, barriärernas diffusionsegenskaper, den för matrisdiffusion tillgängliga specifika ytan, dispersionsförhållanden osv.

För detta referensfall har en fullständig analys av förvarets säkerhet gjorts med utgångspunkt från nuklidfrigörelse via transport av nuklider genom de tekniska barriärerna och geosfären fram till ett utflöde av radionuklider från geobarriären och vidare till individdoser.

Hydrologimodellen för dessa beräkningar är stokastisk liksom utplaceringen av ett antal initialt defekta kapslar. Detta påverkar det sätt på vilket resultaten redovisas. Hydrologin och utplaceringen av de initialt defekta kapslarna representerar de enda faktorer som behandlats probabilistiskt. Allt annat har i beräkningarna hållits konstant för att inte orsaka tolkningsproblem vad gäller betydelsen av variationer i platsens hydrologiska egenskaper.

9.1.2 Variationer

För att belysa inverkan av platsrelaterade/platsspecifika faktorer har beräkningar utförts för ett femtontal variationer av förutsättningarna med utgångspunkt från referenssituationen. Resultaten visar betydelsen av

- bergmassans hydrauliska egenskaper i förvarsområdet i förhållande till
 - brantstående strukturers hydrauliska egenskaper och lägen i förhållande till förvaret;
 - flacka strukturers egenskaper och lägen i förhållande till förvaret och deras samverkan med salt grundvatten från större djup;
- den regionala hydrauliska gradientens storlek i förhållande till de lokala i förvarsområdet och huvudsprickriktningarnas förhållande till den huvudsakliga hydrauliska gradientens riktning;
- inplaceringen av förvaret i bergblocket och anpassningen till de geologiska strukturerna.

Förläggningens potentiella betydelse för förvarets säkerhet faller tillbaka på två faktorer, dels på grundvattnets rörelser, dels på radionuklidernas och ingenjörbarriärernas växelverkan med sin omgivning. Växelverkan med omgivningen yttrar sig som löslighetsbegränsningar och olika typer av sorptionsfenomen. Alla förhållanden och

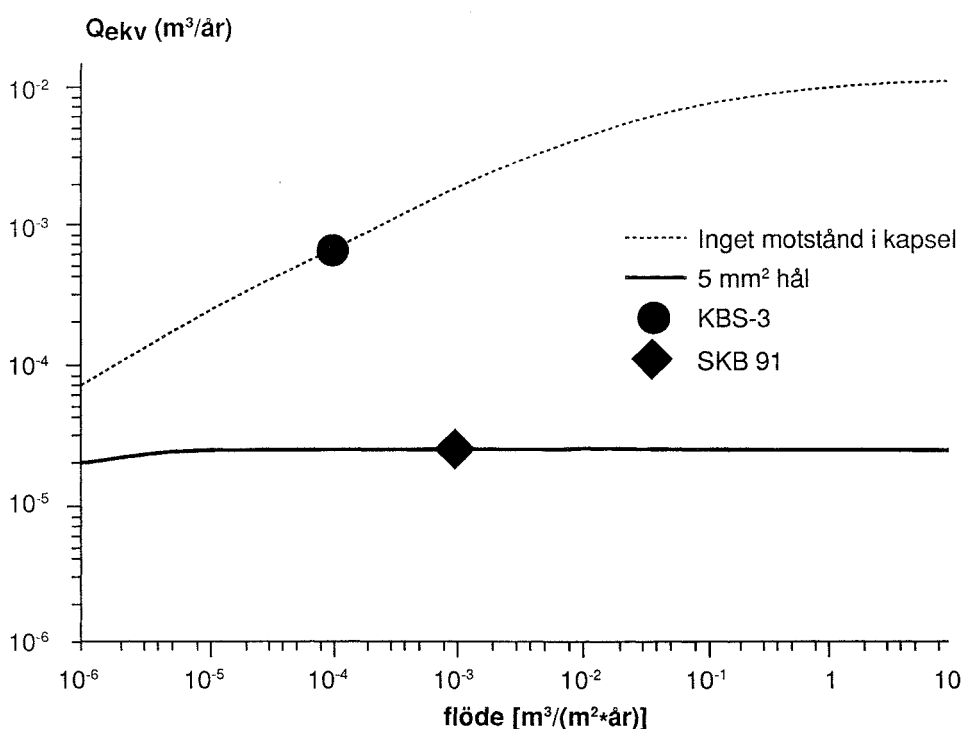
processer som har med platsens inverkan på säkerheten att göra kan föras tillbaka på dessa två faktorer.

Vad gäller kemisk växelverkan med omgivningen kan sägas att den storskaliga bilden av grundvattensammansättning och mineralogi varierar ganska litet mellan olika undersökta platser i granitisk berggrund i Sverige. Variationer som sammanhänger med osäkerheter i jämviktskonstanter och lokala variationer i grundvattensammansättning betyder mer än skillnader mellan olika platser. För närvarande finns heller knappast något underlag för att bedöma olika platsers egenskaper mot bakgrund av egenskaper relaterade till matrisdiffusion och matrisorption. Däremot finns kvantifierbara skillnader i den storskaliga geohydrologin mellan olika platser. Från den i projektet analyserade platsen liksom från SKBs övriga typområden finns också en stor mängd hydrologiska data.

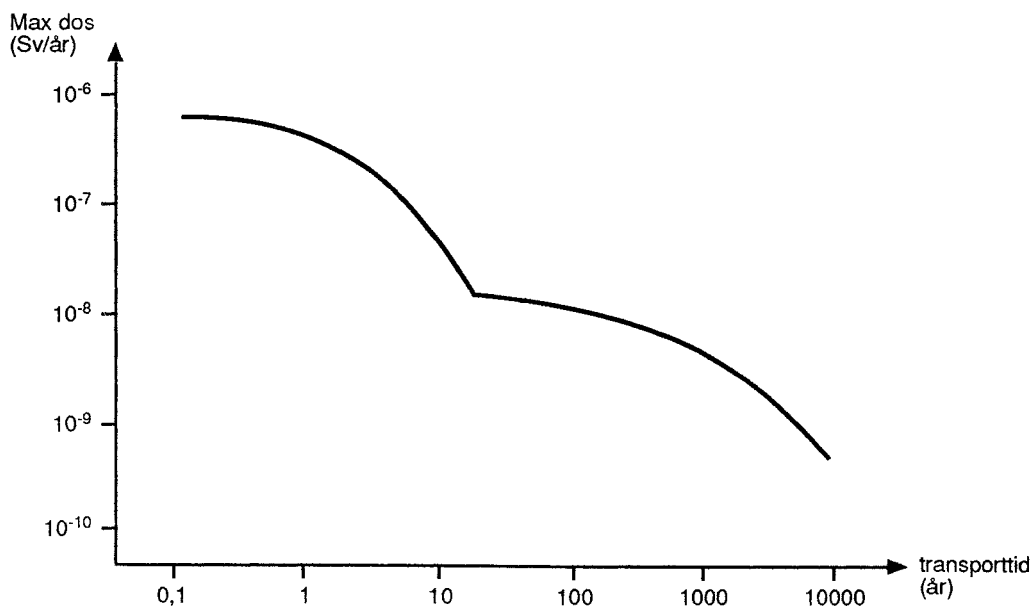
Hydrologins inverkan på bränslets upplösning och den följande transporten av radioaktiva ämnen har därför i SKB 91 återförts på

- flödet runt kapslarna,
- grundvattentransporttiden från kapsel till biosfär,
- utbredningen och karaktären av det till förvaret relaterade utströmningsområdet.

Figur 9-1 visar flödets betydelse för diffusionsmotståndet utanför kapseln för de löslighetsbegränsade ämnena. De lättlösliga påverkas inte alls av flödet eftersom bränsleupplösningen inte antas vara beroende av transportmekanismer. Q_{ekv} är ett inverterat mått på transportmotståndet vid stationär diffusion och kan närmast beskri-



Figur 9-1. Q_{ekv} som funktion av Darcyflödet på förvarsnivå. Jämförelse mellan initialt defekt kapsel och ett fall där kapselns transportmotstånd försummas. Typiska flöden för KBS-3-studien och SKB 91 är markerade.



Figur 9-2. Maximal dos från en initialt defekt kapsel som funktion av grundvattnets transporttid till ytan.

vas som det ekvivalenta flöde som lämnar närzonen med de svårslösliga ämnenas mätnadskoncentration. Som framgår av figuren har grundvattenflödet mycket liten betydelse för de initialt defekta kapslarna.

De initialt intakta kapslarnas livslängd överstiger tio miljoner år. Detta faktum i kombination med ovanstående förhållande har gjort att redovisningen av variationernas betydelse i första hand baserats på transporttider, inte på flöden.

Figur 9-2 visar hur maximum för dosen från enstaka initialt skadad kapsel varierar med grundvattnets transporttid till ytan under referensförutsättningarna, se avsnitt 9.3.

Transporttiden beror av flödet längs transportvägen, vägens längd samt flödesporositeten. Den sista parametern är allmänt osäker och svårskattad – den har i alla beräkningar satts till 0,000 1 – och alla redovisade transporttider bör därför betraktas som relativa. Flödesporositetens betydelse för själva radionuklidtransporten och för doserna är däremot begränsad eftersom till exempel en minskad flödesporositet – ogynnsamt – tenderar att balanseras av en till flödesporositeten negativt korrelerad ökande specifik yta – gynnsamt. En ändrad transporttid från en viss punkt i förvaret till markytan återspeglar således främst en ändring i hydraulisk gradient eller transportväg. Transporttiderna kan även ses som mått på kvoten mellan Darcyflödet och strömrörets längd.

Utströmningsområdets utbredning och karaktär har endast studerats kvalitativt.

För samtliga variationer enligt ovan har strömbanor från olika förvarsdelar beräknats. Resultaten har behandlats statistiskt för att ge fördelningar av transporttider till ytan och grundvattenflöden i förvaret. Förutsättningar och resultat för varje variation har samlats i separata arbetsrapporter, se avsnitt 9.6.1.

Ett antal variationer har också gjorts för att belysa betydelsen av osäkerheter kring transportmodellerna, speciellt rörande

- redoxförhållanden i närzonen;
- dispersionsförhållanden;
- matrisdiffusionsförhållanden.

Dessa redovisas under transport- och dosberäkningarna för referensfallet. De två sistnämnda faktorerna kan tänkas variera mellan olika möjliga förvarsplatser men för närvarande finns inget underlag för kvantifiering av skillnaderna.

9.2 DAGENS OCH FRAMTIDENS GEOLOGISKA FÖRHÅLLANDEN

9.2.1 Närvaro av salt vatten

Vid undersökningarna av Finnsjöområdet har man påträffat salt vatten i alla borrhål som penetrerat överytan på Zon 2, se kapitel 5. Mellan det söta och det salta vattnet finns ett skarpt gränsskikt i överkant av Zon 2. Existensen av detta skikt har förklarats med hjälp av modellberäkningar med datorprogrammet PHOENICS /9-1/, se Figur 9-3. Under vissa antaganden rörande existensen av områden med ytligt, salt grundvatten som omger Finnsjöblocket kan dagens situation beskrivas som ett jämviktsläge.

Motsvarande beräkningar har också gjorts med PHOENICS under antagandet att inget salt är närvarande /9-1/. Strömningsbilden ändras då helt, se Figur 9-4. Strömbanorna följer i detta fall en helt annan väg som inte leder upp i Zon 2.

De beräknade transporttiderna till ytan blir tio till hundra gånger längre när saltet är närvarande, se Figur 9-5. Det beror på att förhållandena nästan är helt stagnanta under gränsskiktet.

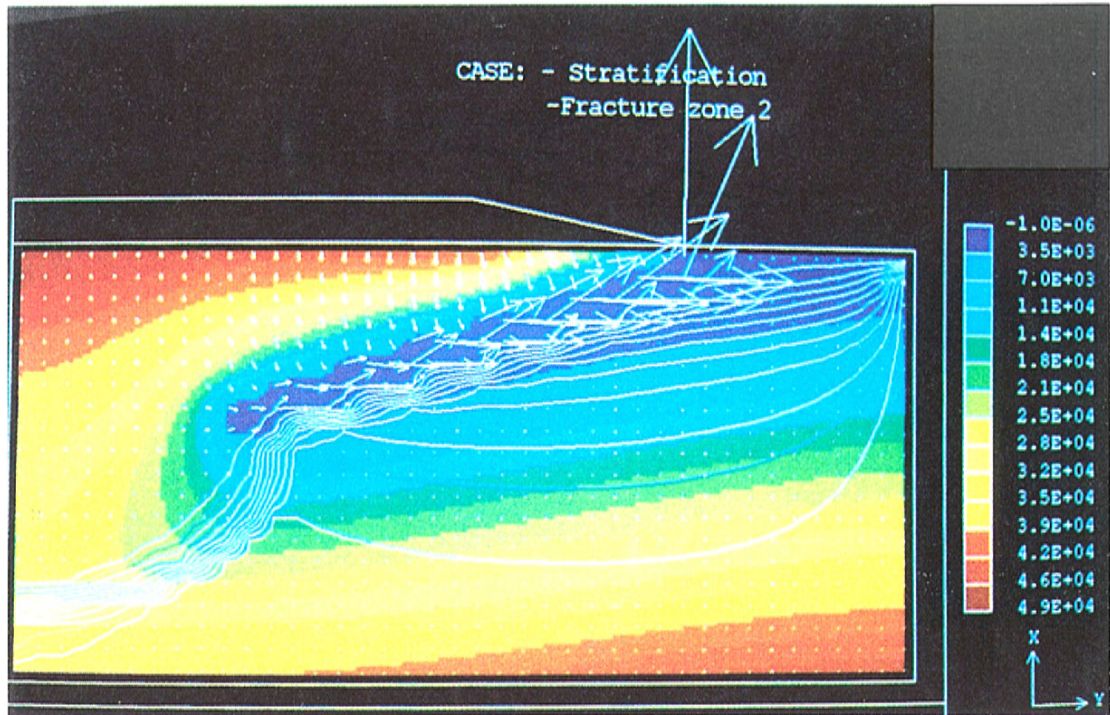
Antagandena och randvillkoren måste dock betraktas som osäkra, varför dagens situation också skulle kunna utgöra en ögonblicksbild i ett långsamt uttvättningsförlopp /9-2/. Saltbalansen kan dessutom förändras under utbyggnadsskedet.

I samband med framtida nedisningar och uppkomst av permafrost i området kommer de grundvattenhydrauliska förhållandena att ändras kraftigt, se avsnitt nedan samt /9-3/, vilket också skulle kunna leda till en uttvättning av saltet.

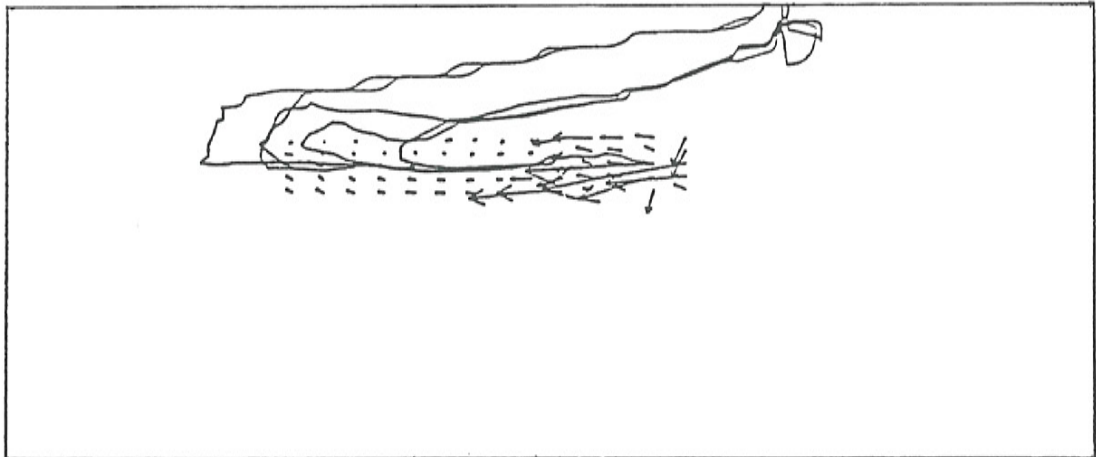
Dessa omständigheter har gjort att den stabiliserande effekten av existerande salthalter försumrats i referensfallet, som baserats på antagna sötvattensförhållanden.

9.2.2 Inverkan av nedisning

Om ca 60 000 år drar sig en isfront söderut över mellansverige och byggs upp till ca 3 km tjocklek med åtföljande nedpressning av markytan till maximalt ca 700 m och en allmän havsnivåsänkning med ca 120 m. Under detta skede täcks förvarsområdet av is och eventuellt utläckt aktivitet måste transporteras till avsmältningssområden där det utblandas i mycket stora smältvattenmängder.

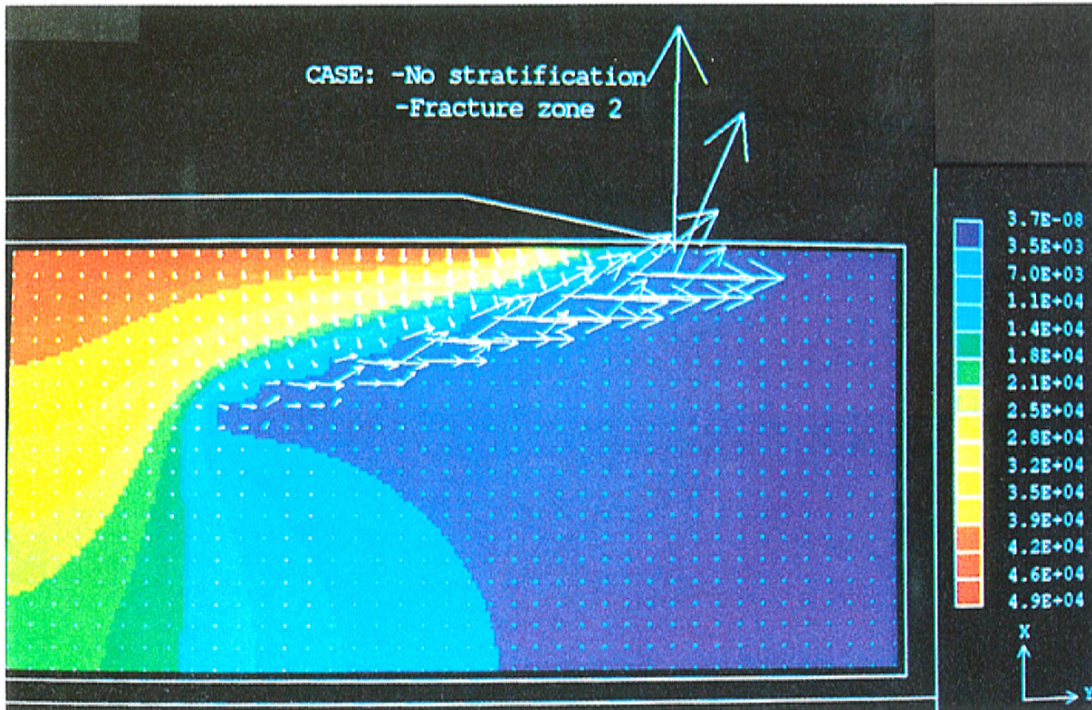


a)

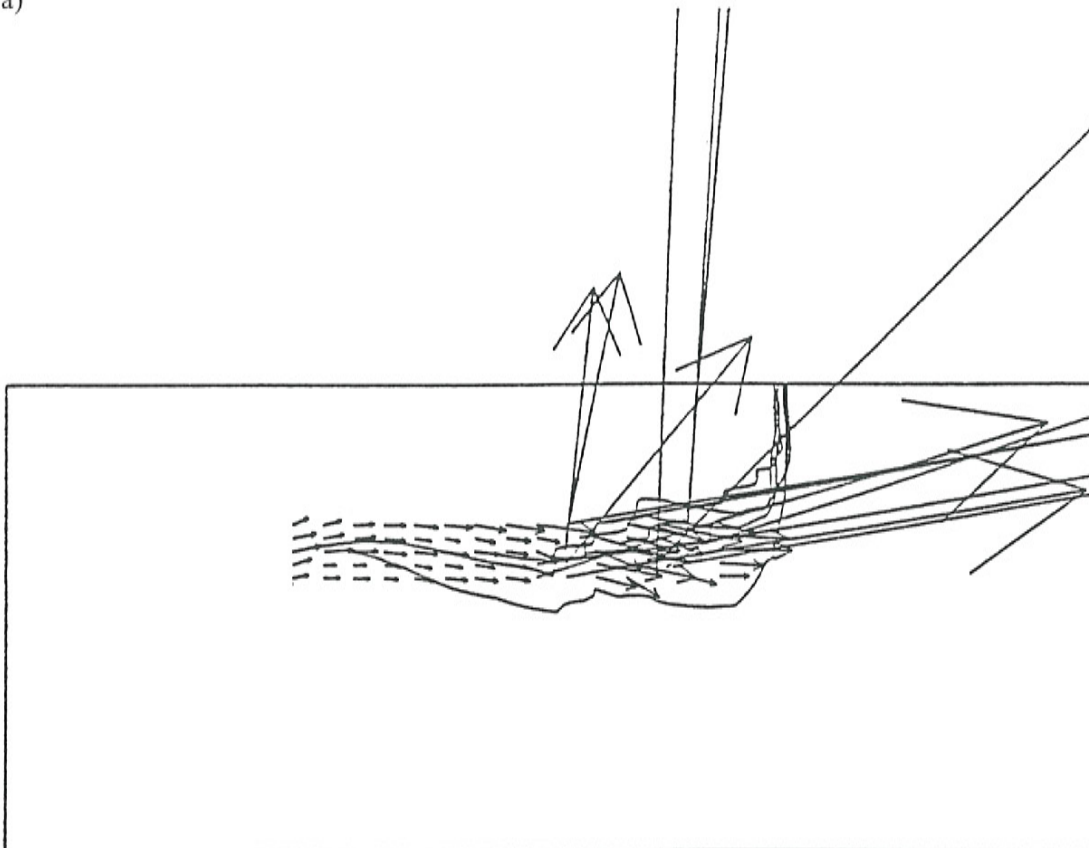


b)

Figur 9-3. Saltkoncentrationsisoplether (vita linjer), potentialfält och flöden (pilar) (9-3a) samt flödesvägar (9-3b) med salt närvarande. Snittet motsvarar ungefär A-A i Figur 5-3 eller sektion 5 i Figur 8-5. Färgerna anger avvikelser från det hydrostatiska färskvattentrycket i Pa. Den i blått antydda, sneda trycksänkningen i Zon 2 syns tydligt liksom anhopningen av saltkoncentrationsisoplether omedelbart under zonen. Beräkningarna är gjorda deterministiskt med PHOENICS.

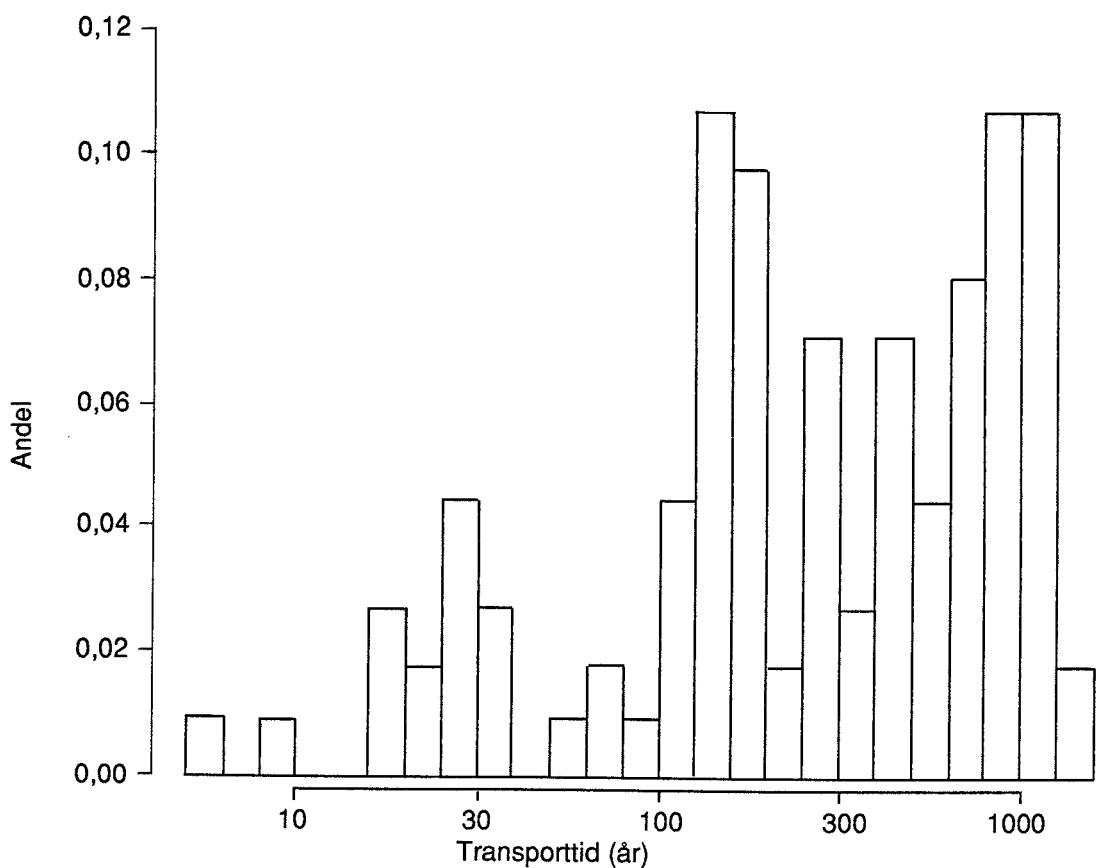
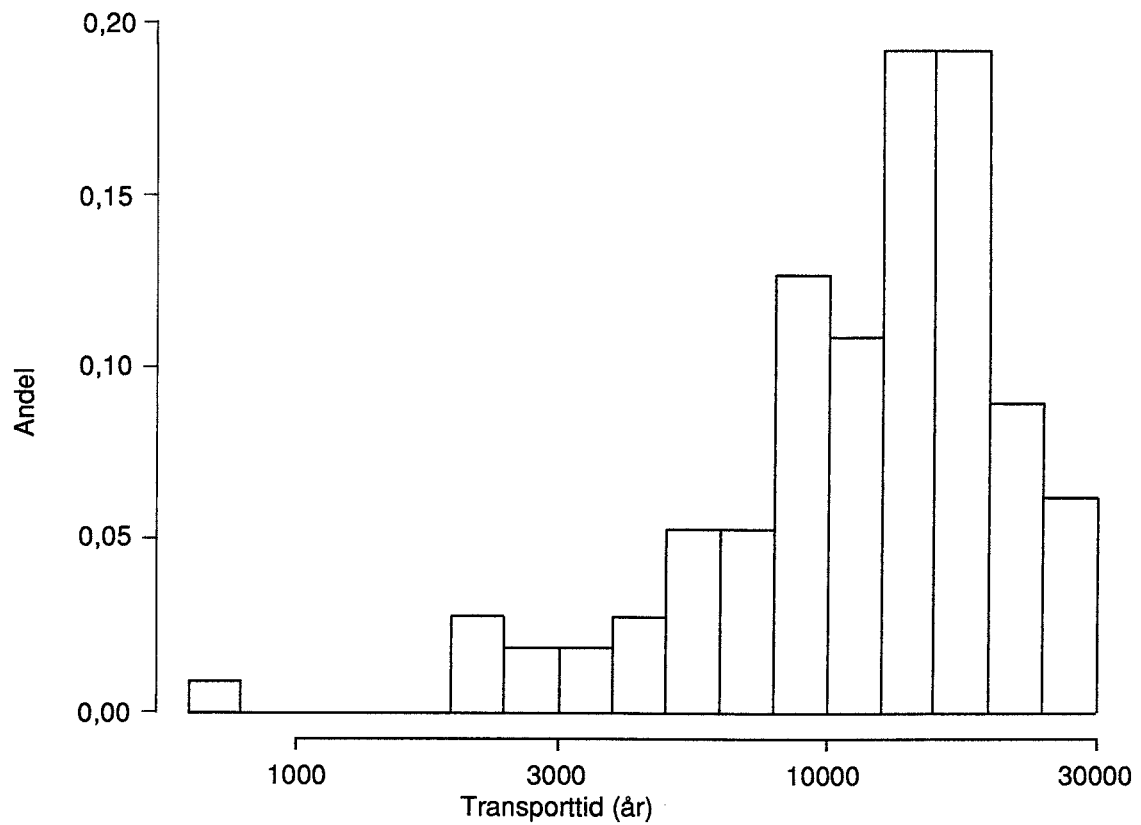


a)



b)

Figur 9-4. Potentialfält och flöden (9-4a) samt flödesvägar (9-4b) vid sötvattensförhållanden i analogi med Figur 9-3. Beräkningarna är gjorda deterministiskt med PHOENICS.



Figur 9-5. Histogram för grundvattnets transporttid från förvarsnivå erhållet från deterministisk beräkning med PHOENICS med salt närvarande (övre histogrammet) och under sötvattensförhållanden (nedre histogrammet).

Den ogynnsammaste situationen ur mekanisk och hydraulisk synpunkt uppstår då isfronten efter den stora nedisningen drar sig tillbaka och passerar förvarsområdet, om ca 100 000 år. Närmast fronten torde den ursprungliga marknivån fortfarande ligga under havsytan, men förändringen av tryckförhållandena kan medföra bergrörelser. För att en kapsel skall skjivas av så att innehållet kommer i direkt kontakt med berggrunden krävs en förskjutning i berggrunden av storleksordningen en meter. Seismiskt genererade rörelser med sådana förskjutningar kräver att de reaktiverade svaghetszonerna eller sprickzonerna har en utsträckning av minst 10 km längd. Sprickzoner av sådan utsträckning kommer att upptäckas och undvikas vid utbyggnad av ett slutförvar.

En istid skulle kunna påverka ett väl inplacerat förvar främst via följande mekanismer:

- Permafrosten minskar grundvattenföringen i berggrunden. Den termiska balansen mellan förvarets värmegenerering och permafrostens utbredning mot djupet avgör om ofrusna konduktiva berggrundsavsnitt förekommer;
- Under ett avsmältningsskede erhålls ökade hydrauliska gradienter som ändrar flödesförhållanden i bergmassan;
- Isens på- och avlastning ger mindre bergrörelser.

Ett istidsscenario har redovisats i avsnitt 7.5.

Eventuella växlingar mellan saltvattens- och sötvattensförhållanden diskuteras i föregående avsnitt.

Dessa fenomen har, inom ramen för SKB 91, granskats på ett översiktligt sätt för att erhålla indikationer om säkerheten väsentligen påverkas /9-3, 9-4, 9-5/.

Permafrostmodelleringen visar bl a att berggrunden över förvaret inte förblir ofrusen under signifikant längre tidsrymder än berggrunden i omgivningen.

I samband med en deglaciation erhålls ökade hydrauliska gradienter nära isfronten jämfört med förhållandena utan inlandsis. Om permafrost ej skulle förekomma fås lokalt förhöjda grundvattenflöden alldeles utanför isfronten. Om permafrost dessutom förekommer sträcker sig området med förhöjda flöden ända ut till kanten av permafrosten. Beräkningarna antyder att flödet kan öka en faktor tio. Dessa flödestoppar är dock i sitt sammanhang kortvariga eftersom iskanten generellt sett drar sig tillbaka med en hastighet av en till flera hundra meter per år. Man kan ej bortse från att grundvattnets sammansättning påverkas under de ändrade flödesförhållandena.

Dessa fall bedöms täckas in i de variationer som analyserats. Stora hydrauliska gradienter kan således under kortare tidsrymder, dvs några hundra år, öka grundvattenflödet och grundvattnets sammansättning. En viss ökning av nuklidutsläppet kan inte uteslutas (om sådant utsläpp förekommer) men detta kompenseras mer än väl av den höga ytvattenutspädningen i avsmältningsskedet.

Som tidigare nämnts i avsnitt 5.1.3 finns det ingen anledning att förvänta en förändring i den platttektoniska regimen under de kommande 100 000 åren. Under denna tidsperiod kan vi emellertid förvänta oss två eller tre glaciationscykler /9-6/. Av det skälet har en studie genomförts av berggrundens stabilitet i Finnsjöområdet under en glaciationscykel /9-5/. Vid glaciationsstudien simulerades bergmassans reaktion på en 3 km tjock islast med efterföljande isostatisk återhämtning. Även inverkan av en issjö simulerades. Sammanfattningsvis är resultaten följande:

Ett hydrauliskt övertryck från en issjö utjämnar spänningsfältet i berggrunden. Detta medför att normalspänningarna minskar och därmed även spänningsdiskontinuiteterna i närheten av sprickzoner. Vid inlandsisens avsmältningsskede kommer förskjutningar att uppträda i de större sprickzonerna och då speciellt den flacka zonen, Zon 2. Den relativa förskjutningen mellan ett förvarsområdes ytterkanter (500 m) beräknas bli av storleksordningen 0,15 m. Spänningsökningen runt befintliga zoner och reaktiveringen av vissa zoner motiverar en förvarsplacering som tar hänsyn till dominerande zoner. Ovannämnda studie tyder på att ett lämpligt avstånd i Finnsjön-området är ca 100 m från större svaghetszoner, främst Zon 2. De beräknade resultaten är naturligtvis känsliga för val av indata. Glaciationsmodelleringen kommer därför att kompletteras med en sensitivitetstudie, dock inte inom ramen för SKB 91.

9.3 REFERENSFALLET

Referenssituationens förutsättningar har beskrivits i tidigare kapitel. Nedan följer dock en kort sammanställning:

- Antalet kapslar som ska deponeras är 5 300;
- Alla kapslar representeras av en ”referenskapsel” med 8 BWR-element utbrända till 38 GWd/tU exklusive boxar. Innehållet av radionuklider redovisas i avsnitt 3.2. Aktivitetinnehållet mellan kapsling och kuts redovisas i avsnitt 8.3.3;
- Förvaret är placerat på 600 m djup med 100 m respektavstånd till de brantstående zonerna 1, 4 och 12 och till den flacka Zon 2, se Figur 6-1a;
- Orterna är lagda vinkelrätt mot den förhärskande hydrauliska gradienten och vinkelrätt mot huvudstupnings- och huvudstrykningsriktningen för sprickor av ordning 4 till 5 enligt avsnitt 6.4.6 för att minimera inverkan av den störda zonen. Centrumavståndet mellan orterna är 25 m. Förvaret har 5 830 kapselpositioner vid kapselavståndet 6 m, vilket svarar mot en 10%-ig överkapacitet. 5 300 kapslar ger centrumavstånd i medeltal = 6,6 m. 6 m har dock använts genomgående i analysen;
- Störda zonens utsträckning är 1 m runt deponeringsorterna och dess hydrauliska konduktivitet är 10^{-6} m/s. Återfyllnadens konduktivitet är 10^{-9} m/s;
- Kapslarna är av KBS-3-typ med blyingjutning, se avsnitt 4.1.2. Deponeringshålet har 1 500 mm diameter och är så djupt att kapseltoppen befinner sig 2,5 m under deponeringsorten;
- Varje kapsel har en sannolikhet av 1/1 000 att vara behäftad med en 5 mm^2 defekt genom kopparmanteln i svetsfogen redan vid deponeringen, se avsnitt 4.1.4;
- Dagens förhållanden antas råda i fortfarande vad gäller platsens egenskaper med undantag för salthalten som antas låg, se diskussion i avsnitt 9.2;
- Data med anknytning till geohydrologin redovisas i avsnitt 8.2;
- Grundvattnets sammansättning antas enligt Tabell 5-3 med undantag för: Eh = -200 mV, sulfidhalt = 0,44 ppm, pH = 7. Dessa omständigheter antas också råda i närzonen utom där själva bränsleupplösningen sker. Lösigheterna i närzonen återfinns i Tabell 8-2, K_d -värdena i bufferten ges av Tabell 8-3 och K_d -värdena i berget av Tabell 8-5;
- Övriga data för när- och fjärrzonstransporten återfinns i Tabellerna 8-3 och 8-5;

- För beräkning av årlig dosinteckning för individ i kritisk grupp används en “standardiserad biosfär” med en insjö som recipient för 99% av den utläckande aktiviteten och en 1600 m³/år brunn som recipient för återstående 1%, se kapitel 7. Omräkningsfaktorer från Bq/år till Sv/år återfinns i Tabell 7-2. För det längre tidsperspektivet används endast uttransporttakten av aktivitet från fjärrzonen som mått på förvarets funktion, jfr avsnitt 2.4.2.

9.4 GEOHYDROLOGISKA BERÄKNINGAR FÖR REFERENSFALLET

För referensfallet har en Monte Carlo-simulering med 500 realiseringar gjorts av flödesfältet och av transporttiderna från 88 olika positioner i förvaret, varje position motsvarande ett segment av detsamma med sitt eget strömrör på det sätt som beskrivs i kapitel 8. Utgångspositionerna för partikelbanorna är likformigt fördelade över förvaret med två positioner placerade i varannan deponeringsort, se Figur 8-4.

Förvarets inplacering i området visas i den utvikiningsbara figuren längst bak i rapporten. Den yttre polygonen utgör gräns för området för den NAMMU-modell som använts för att generera randvillkor till området för den inre HYDRASTAR-modellen. Modellområdena är 1 500 m djupa.

Projektioner av strömbanor från en typisk realisering redovisas i Figur 9-6. Strömbanor från en realisering med ovanligt korta tider redovisas i Figur 9-7.

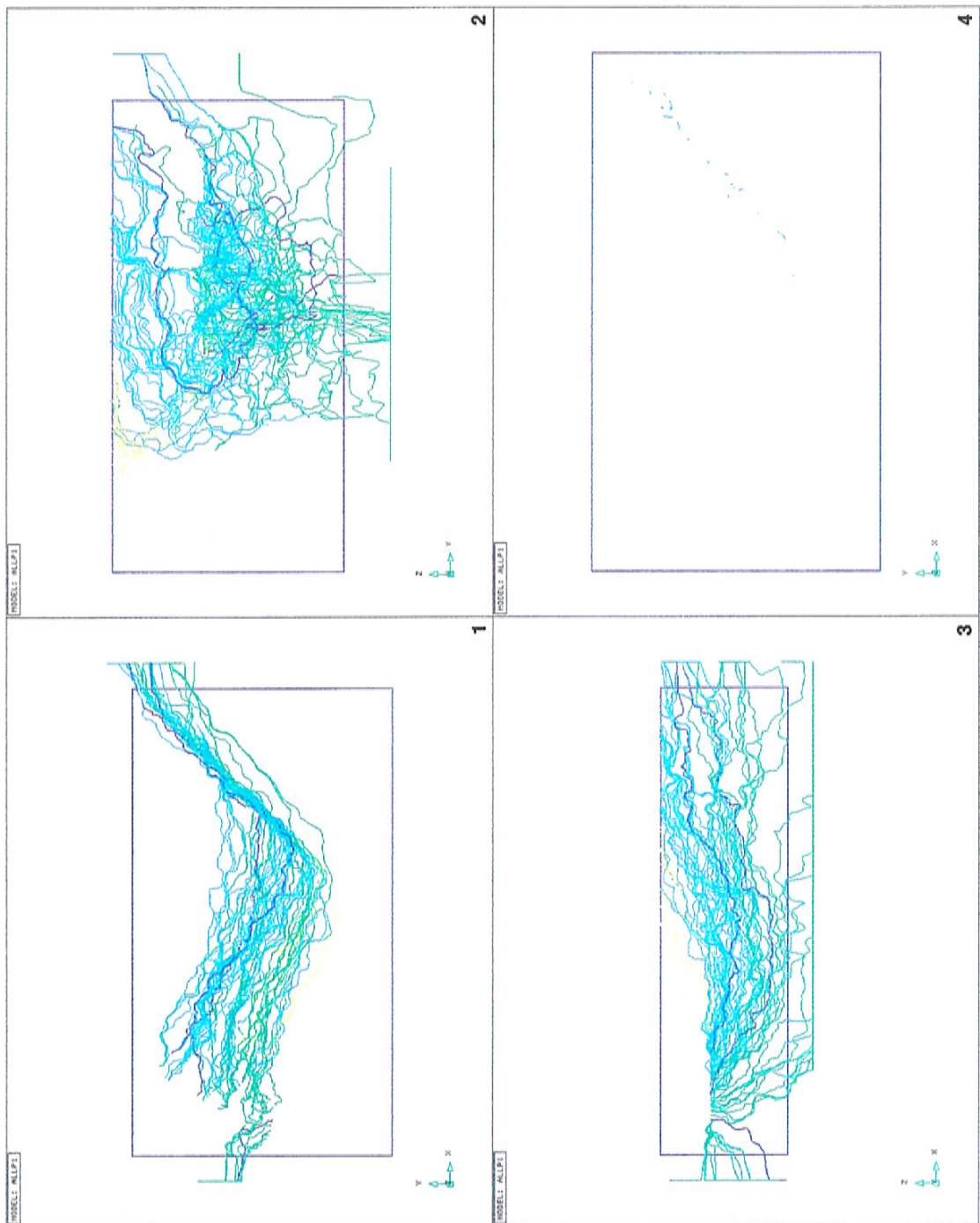
De båda realiseringarna visar samma mönster med tydligt konvergerande flöde in mot Imundbozonen, där majoriteten av strömbanorna når ytan. Realiseringen med ovanligt korta tider visar en tendens till mer uppåtriktad strömning än den typiska. I övrigt visar de samma storskaliga mönster.

Figurerna 9-8 och 9-9 visar histogram för det samlade statistiska materialet för transporttider och för flöden vid kapslarna över alla realiseringar.

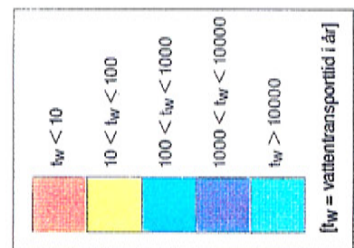
Transporttider över 10 000 år har antagits vara just 10 000 år, vilket inte påverkar slutsatserna, se Figur 9-2. Figur 9-8 visar att en betydande del av transporttiderna är 10 000 år eller mer. Men det finns även en tydligt avskild topp vid kortare tider, centrerad kring 100 år. Detta antyder förekomsten av flera avgränsade utströmningsområden; ett i det flacka område som genomkorsas av Imundbozonen och ett eller flera nedströms på större avstånd. Strömbanorna visar också på detta och på ett utströmningsområde västerut för en mycket liten del av förvaret.

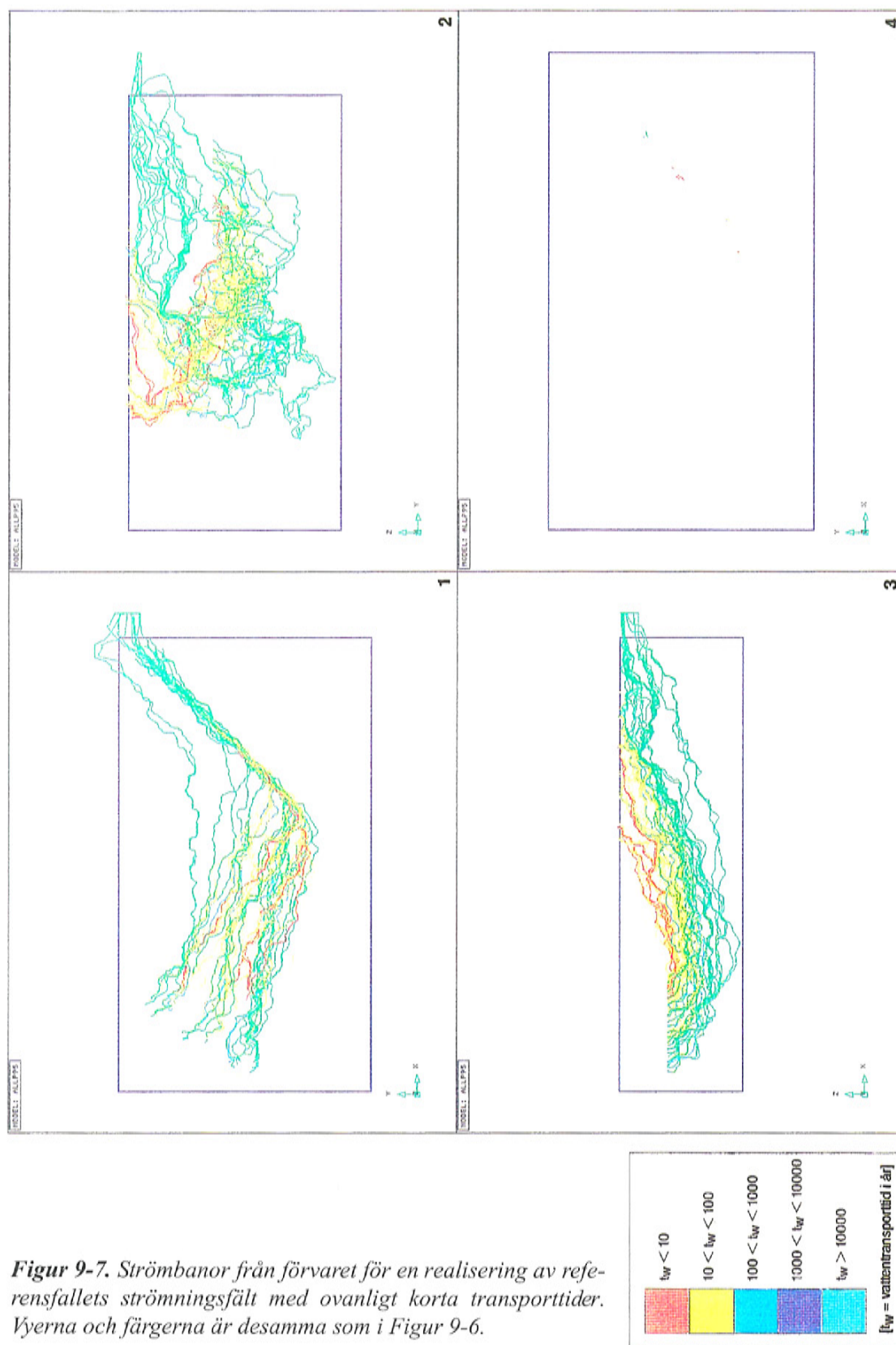
Histogrammen innehåller alla transporttider och alla flöden från alla 500 realiseringarna. De visar inte hur mycket av den totala variabiliteten som härrör från spridningen mellan olika realiseringar, och hur mycket som kan tillskrivas spridningen inom en realisering. En statistiskt mer stringent representation redovisas i Figurerna 9-10 och 9-11. Dessa diagram visar spridningen mellan realiseringarna för olika kvantiler med avseende på transporttider (median och 5-percentil) för varje enskild realisering.

Figur 9-12 visar statistiken för transporttiden för var och en av de 88 strömbanorna separat. Den visar också att transporttiden beror mycket starkt av positionen i förvaret. Endast vissa hörn av förvaret ger korta transporttider. Man kan tydligt se förvarets tre separata huvuddelar i diagrammet, se Figur 9-13.

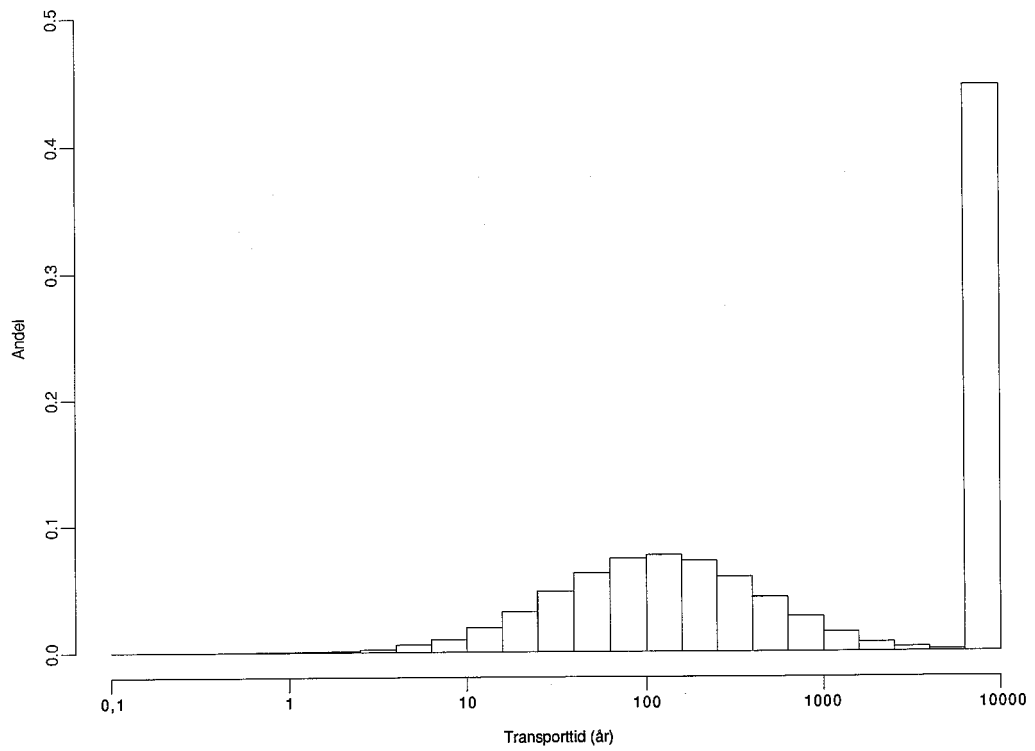


Figur 9-6. Strömbanor från förvaret för en typisk realisering av referensfallets strömningsfält. Vyerna är 1) ovanifrån, 2) från HYDRASTAR-blockets nordöstra kortsida, samt 3) från blockets sydöstra långsida, se den utvinkningsbara figuren sist i rapporten. 4) är en vy ovanifrån som visar var strömbanorna när ytan.

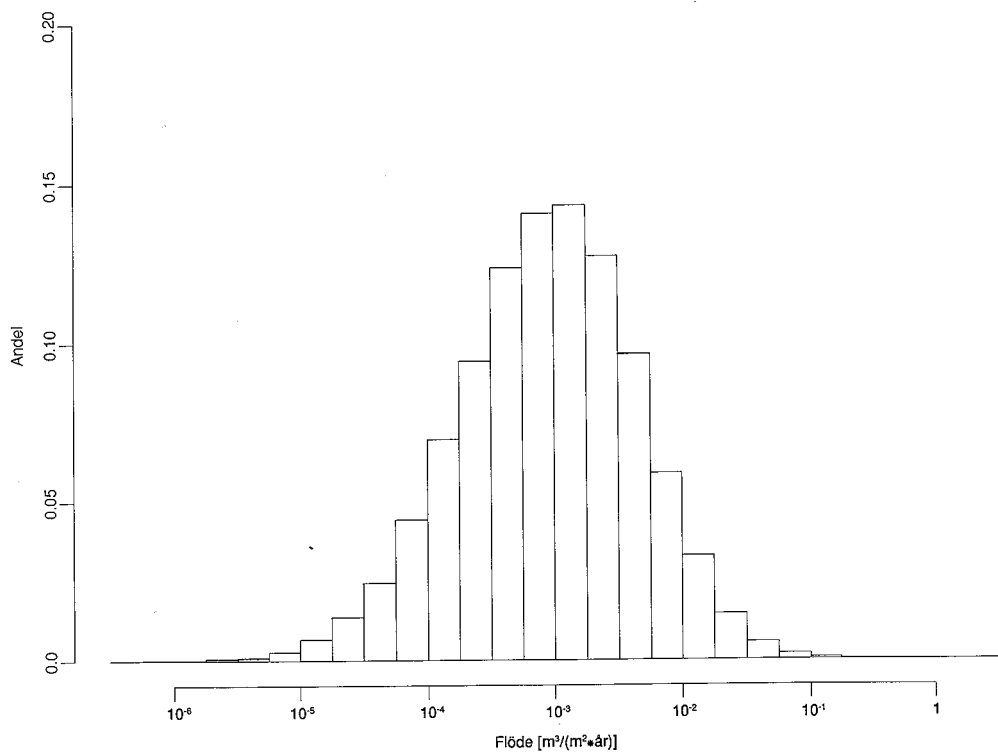




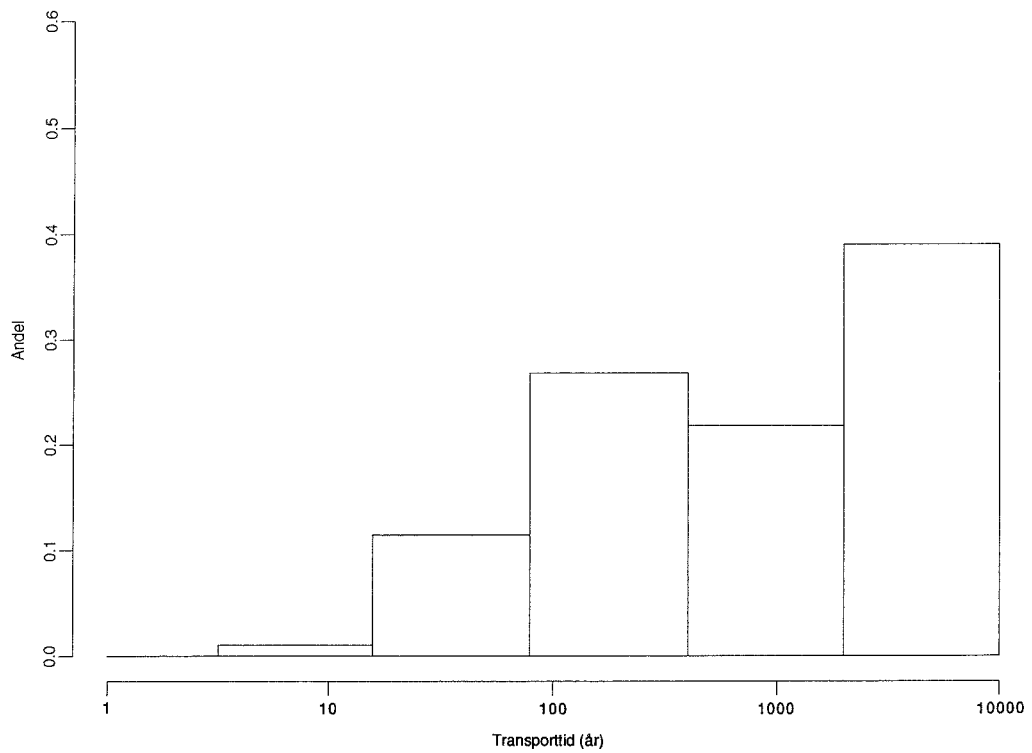
Figur 9-7. Strömbanor från förvaret för en realisering av referensfallets strömningsfält med ovanligt korta transporttider. Vyerna och färgerna är desamma som i Figur 9-6.



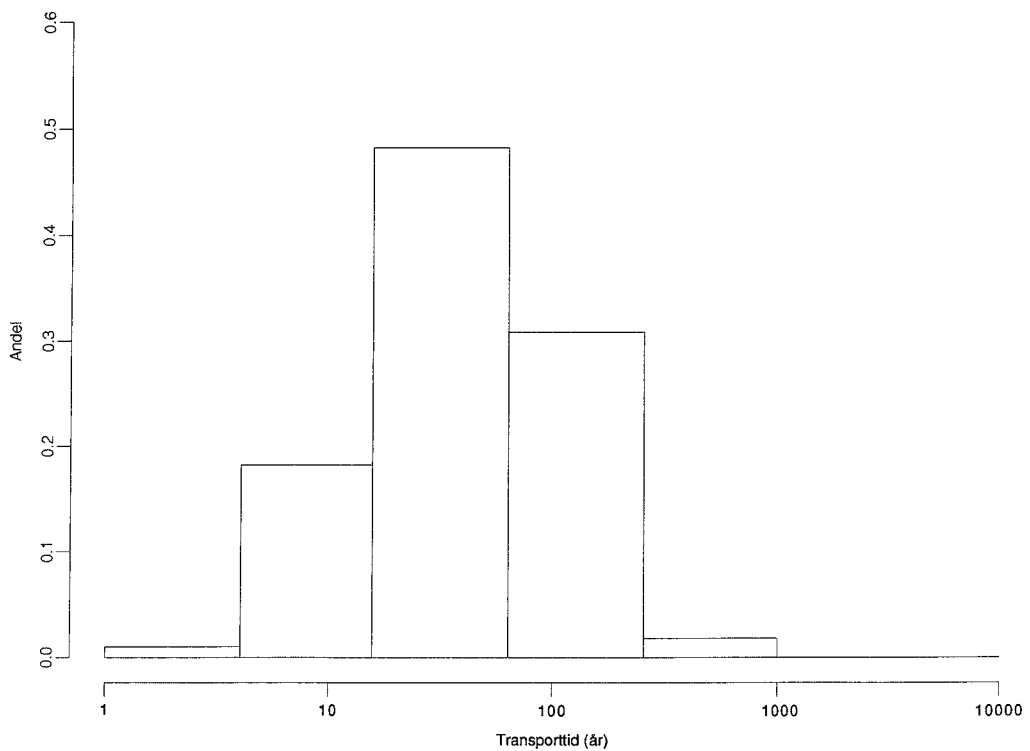
Figur 9-8. Histogram över alla transporttider för vatten från förvaret till ytan från samtliga realiseringar av referensfallet.



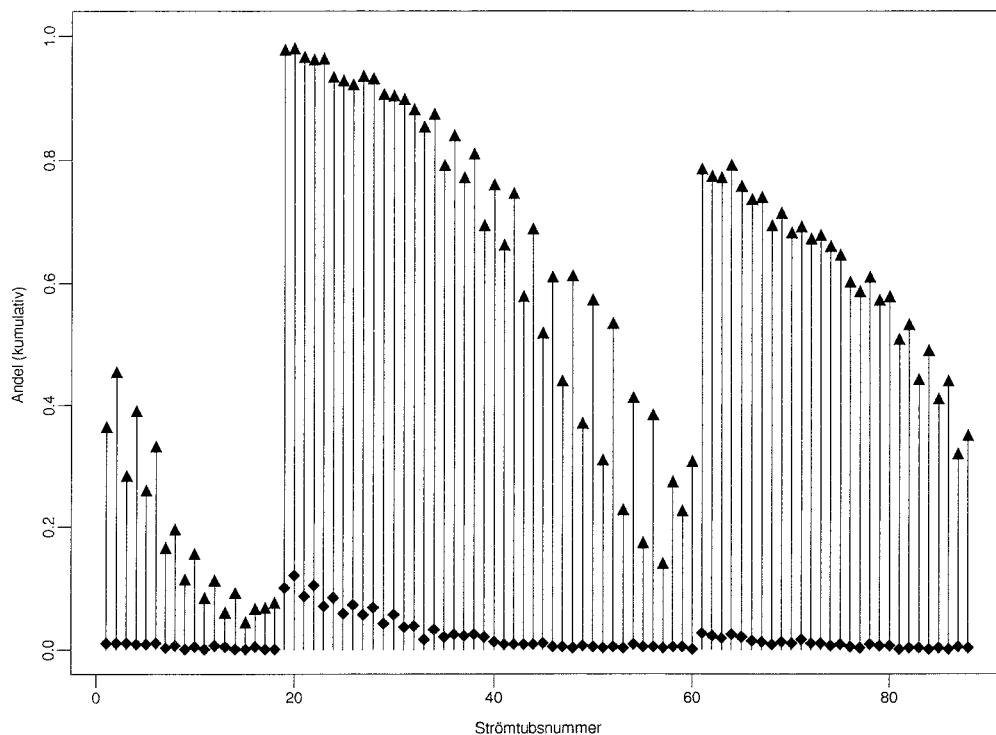
Figur 9-9. Histogram över Darcyflödet på förvarsnivå från samtliga realiseringar av referensfallet.



Figur 9-10. Histogram över medianen för transporttiden för vatten från förvaret i varje realisering.



Figur 9-11. Histogram över nedre 5-percentilen för transporttiden för vatten från förvaret i varje realisering.



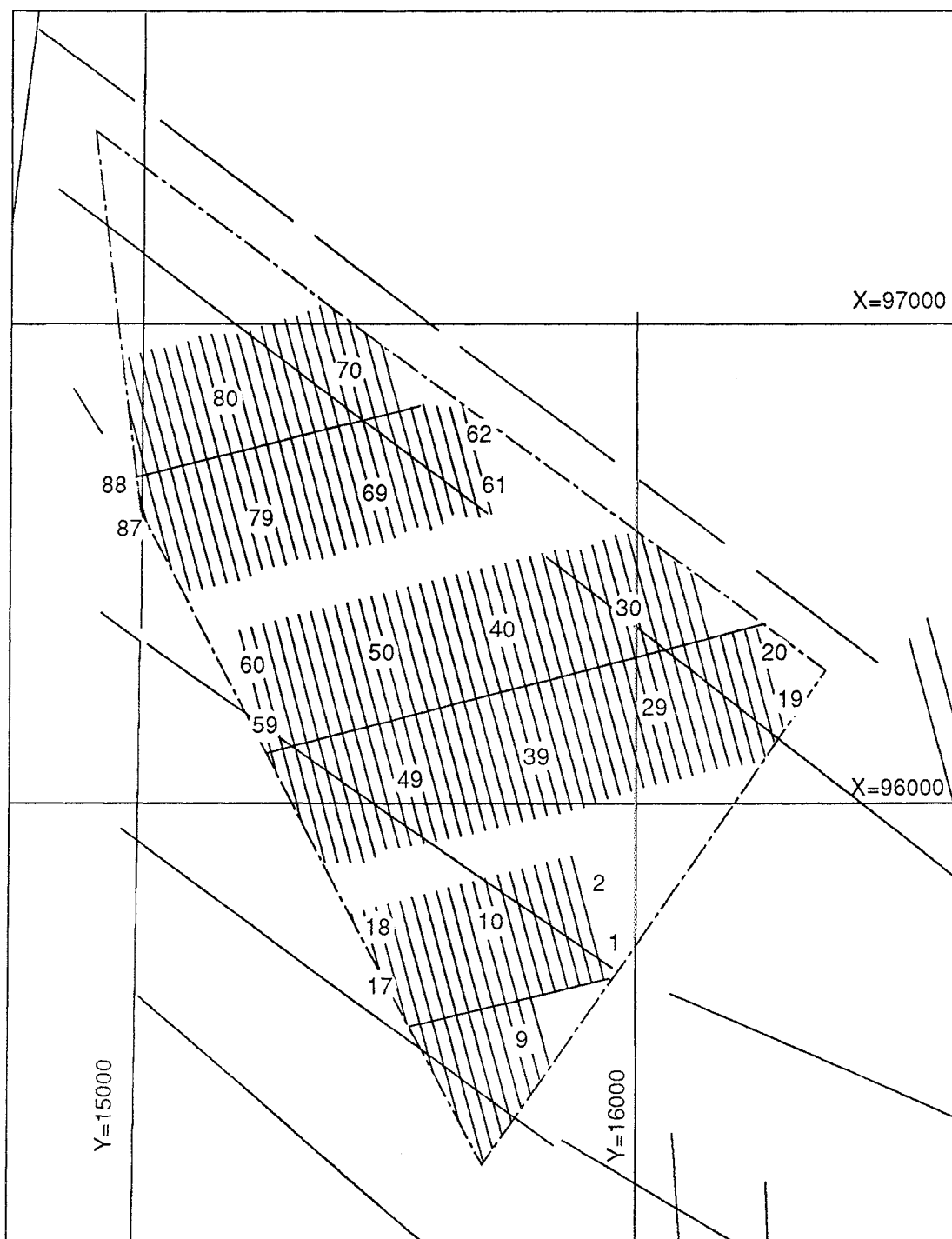
Figur 9-12. Statistik för grundvattnets transporttid från de olika utgångspositionerna för strömbanor i förvaret. Trianglarna anger andelen tider kortare än 10 000 år. Fyrkanterna anger andelen tider kortare än 10 år.

För den fortsatta analysen används den samlade statistiken, representerad i Figurerna 9-8 och 9-9, för jämförelser mellan referensfallet och de variationer som gjorts för att belysa platsens betydelse. För att ytterligare underlätta dessa jämförelser har histogrammen även överförs till en "flytande" form, se Figurerna 9-14 och 9-15.

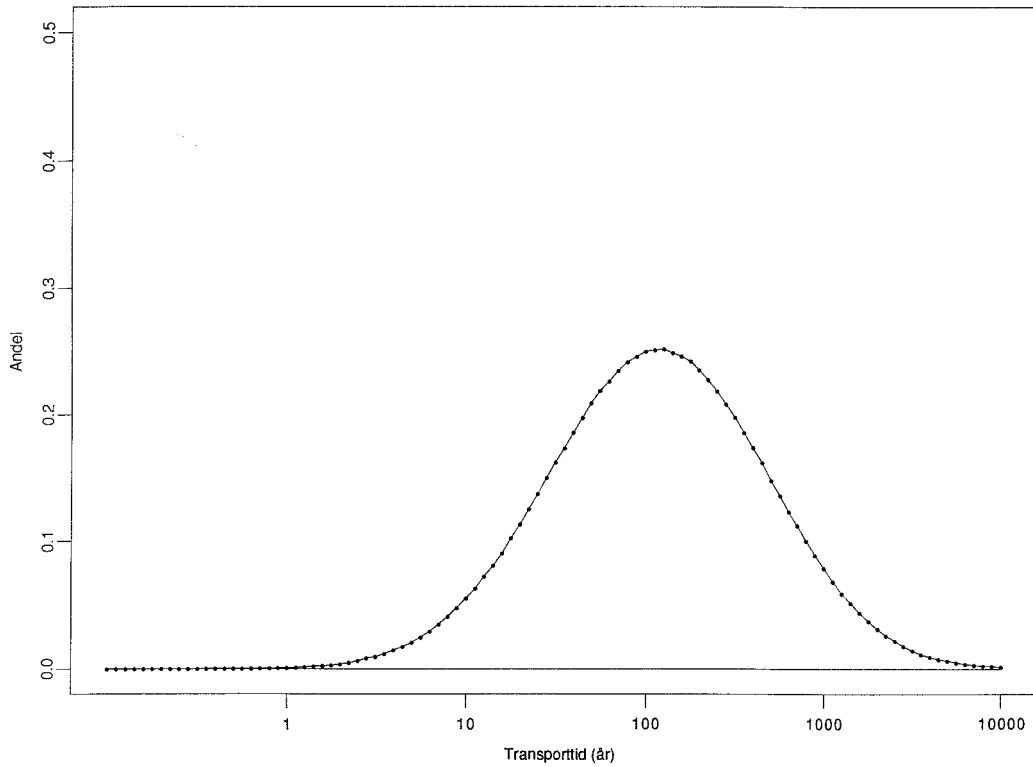
Varje punkt på kurvan i diagrammet representerar på y-axeln den andel av det totala antalet värden som faller inom en faktor 4 runt det aktuella värdet på x-axeln (från en faktor 1/2 under till en faktor 2 över). Tyngdpunkten kommer som nämnts att ligga på jämförelser mellan transporttidsfördelningarna.

Den linjära korrelationen mellan transporttiden och flödet vid utgångspositionen är svag: korrelationskoefficienten är ungefär -0,3 för de logaritmerade värdena.

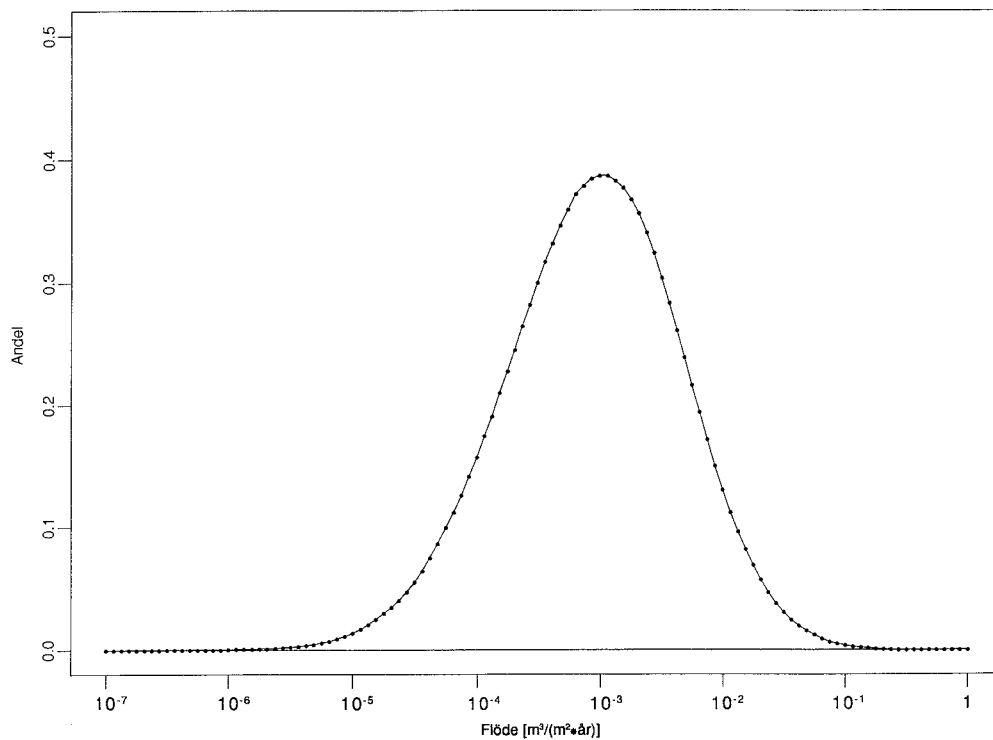
Det samlade statistiska materialet för referensfallets geohydrologiska beräkningar presenteras i /9-14/. Konduktivitetfält, flödesfält m m redovisas och diskuteras i /9-15/.



Figur 9-13. Förvarslayout för referensfallet. Koordinaterna är RAK-koordinater.



Figur 9-14. Flytande histogram över alla transporttider för vatten till ytan kortare än 10 000 år från samtliga realiseringar av referensfallet. Varje punkt på kurvan representerar på y-axeln den andel av det totala antalet tider som faller inom en faktor 4 runt det aktuella värdet på x-axeln (från en faktor 1/2 under till en faktor 2 över).



Figur 9-15. Flytande histogram över alla Darcyflöden på förvarsnivå från samtliga realiseringar av referensfallet. Varje punkt på kurvan representerar på y-axeln den andel av det totala antalet flöden som faller inom en faktor 4 runt det aktuella värdet på x-axeln (från en faktor 1/2 under till en faktor 2 över).

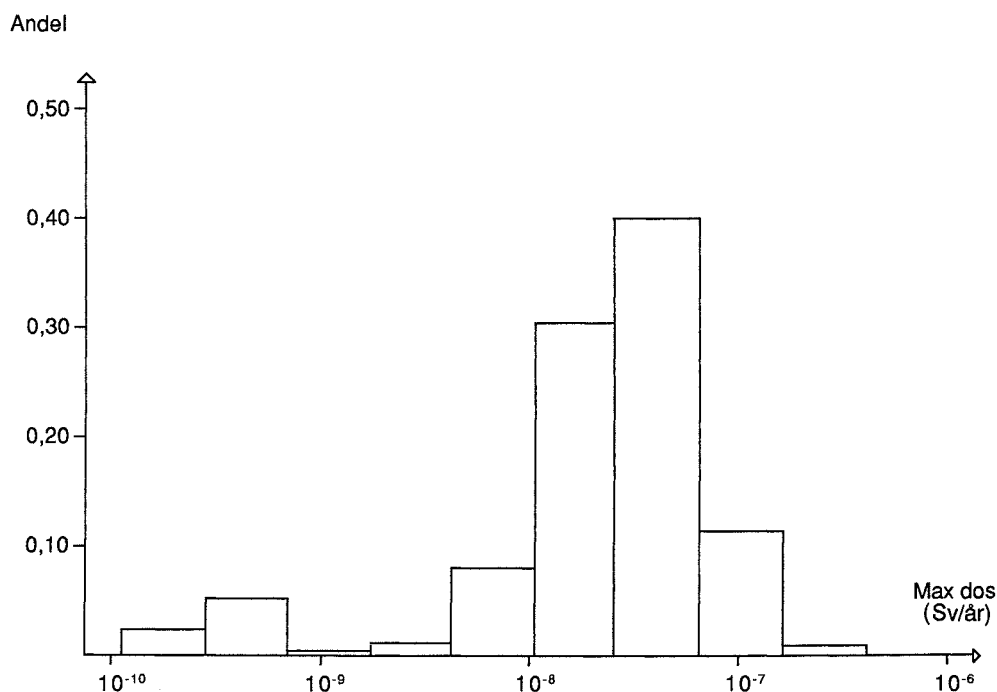
9.5 TRANSPORT- OCH DOSBERÄKNINGAR FÖR REFERENSFALLET

De femhundra realiseringarna som redovisas ovan har också inbegripit beräkning av radionuklidtransporten i närzonen, fjärrzonen och biosfären på det sätt som redovisas i kapitel 8.

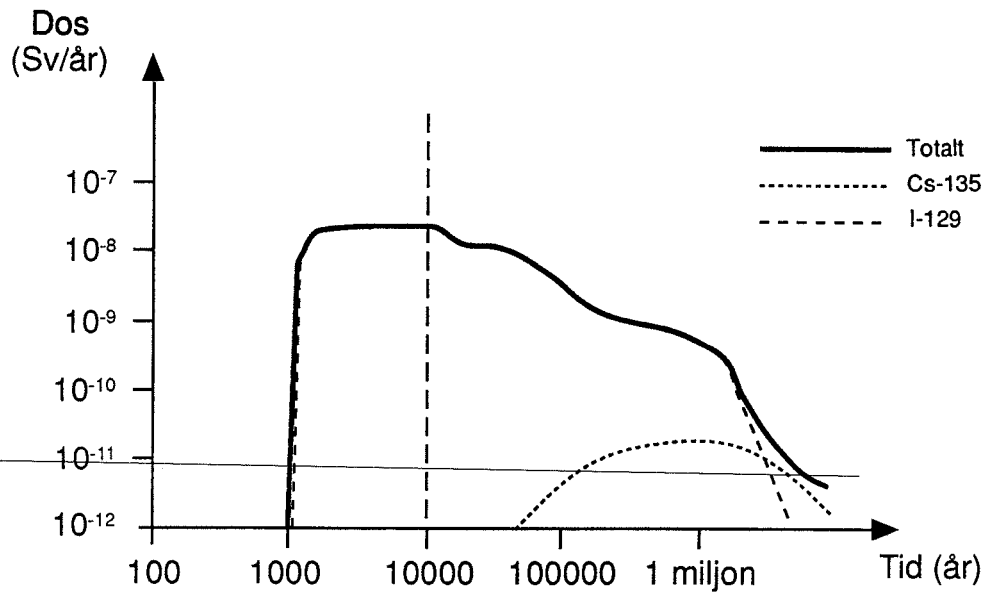
Figur 9-16 visar ett histogram för maximala årliga dosinteckningen för en individ i kritisk grupp fram till 10 000 år från förvarets förslutning.

Figureerna 9-17 och 9-18 redovisar summados och dos från dominerande nuklider som funktion av tiden för två realiseringar. Den ena utgör medianen och den andra 95-percentilen i fördelningen för den maximala dosen fram till 10 000 år. Kurvorna visar även dosen för längre tider.

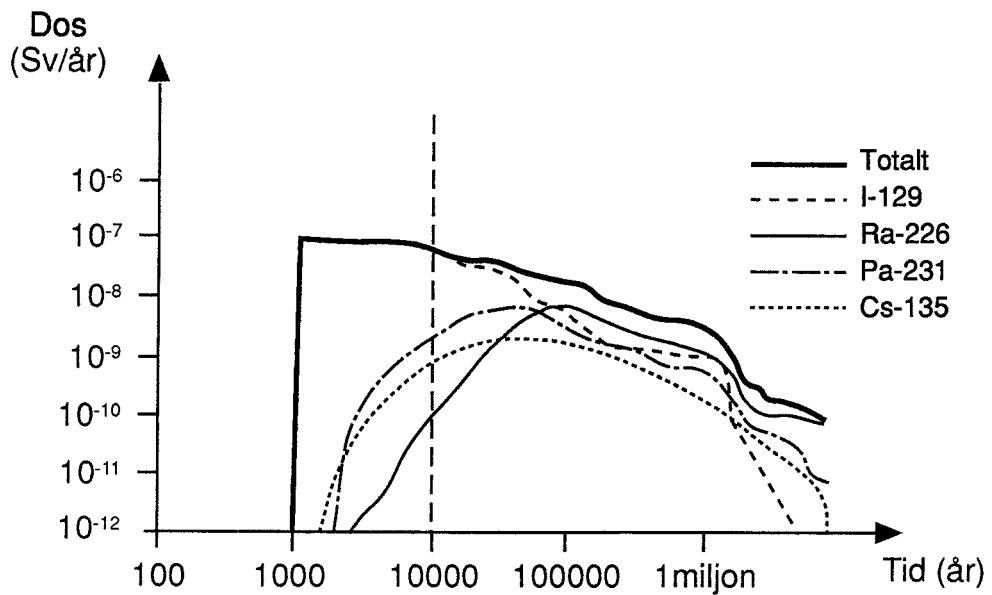
Histogram för maximala utsläpp av långlivade klyvningsprodukter och α -strålare i Bq/år till biosfären över alla tider visas i Figur 9-19. Det smala histogrammet för fissionsprodukterna orsakas av förhållandet att utsläppet domineras av I-129, som påverkas mycket litet av förhållandena i berget. Den mängd naturligt uran som ursprungligen använts för att producera förvarets bränsle är ungefär 50 000 ton. De allra största utsläppsvärdena motsvarar cirka 60 Bq/år och ton naturligt uran, att jämföras med de 10^5 för fissionsprodukter och 10^4 för aktinider som ges som gränser i myndigheternas förslag till riktlinjer /9-7/ och Princip 4 i avsnitt 2.4.2. Tidskurvor för utsläppen motsvarande medianen och 95-percentilen på fördelningarna redovisas i Figureerna 9-20 och 9-21.



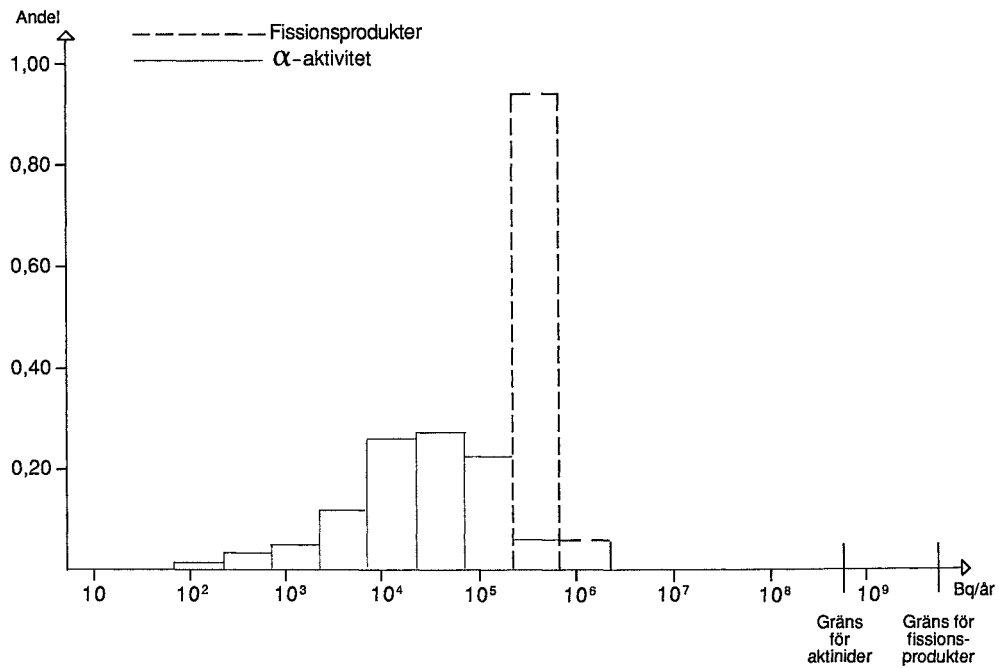
Figur 9-16. Histogram för maximal dos fram till 10 000 år i referensfallet.



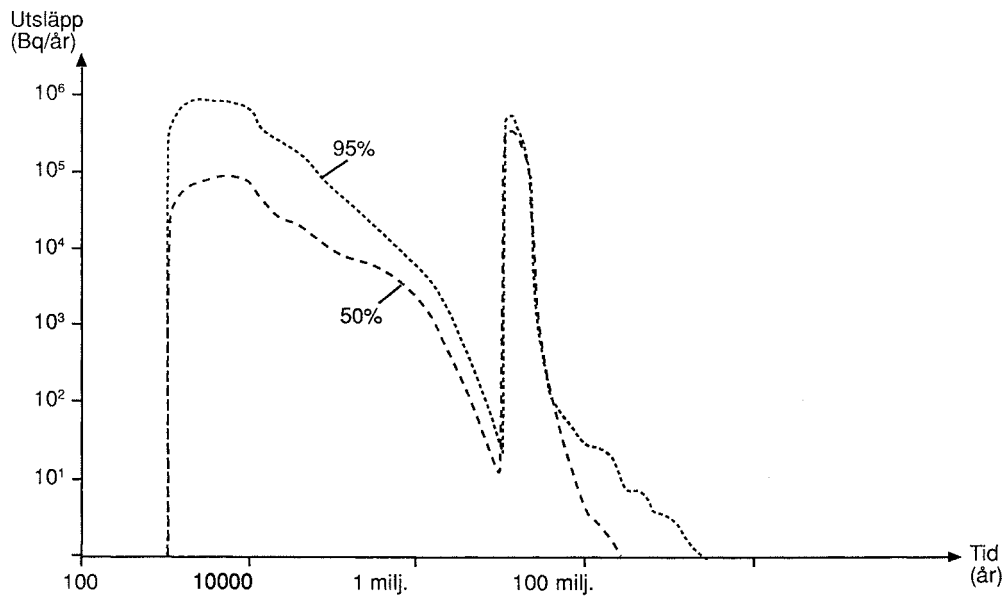
Figur 9-17. Dosen som funktion av tiden för den realisering som motsvarar medianen på fördelningen för den maximala dosen fram till 10 000 år i referensfallet.



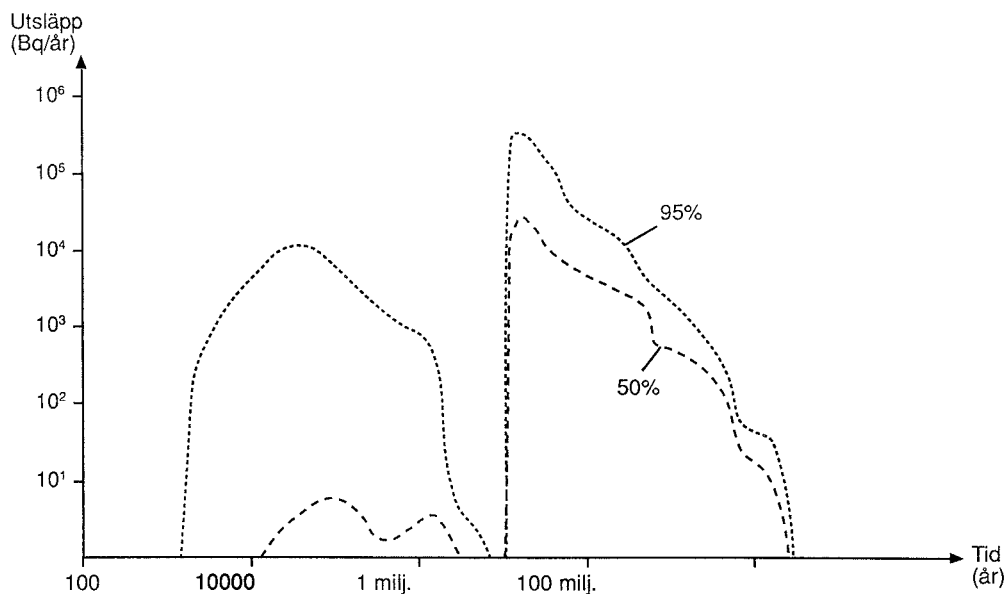
Figur 9-18. Dosen som funktion av tiden för den realisering som motsvarar 95-percentilen på fördelningen för den maximala dosen fram till 10 000 år i referensfallet.



Figur 9-19. Histogram för maximalt utsläpp över alla tider i referensfallet. De indikerade gränserna är de som refereras till i avsnitt 2.4.2.



Figur 9-20. Utsläppet av fissionsprodukter som funktion av tiden för realiseringarna motsvarande 50- och 95-percentilen på fördelningen för maximalt utsläpp över alla tider i referensfallet.



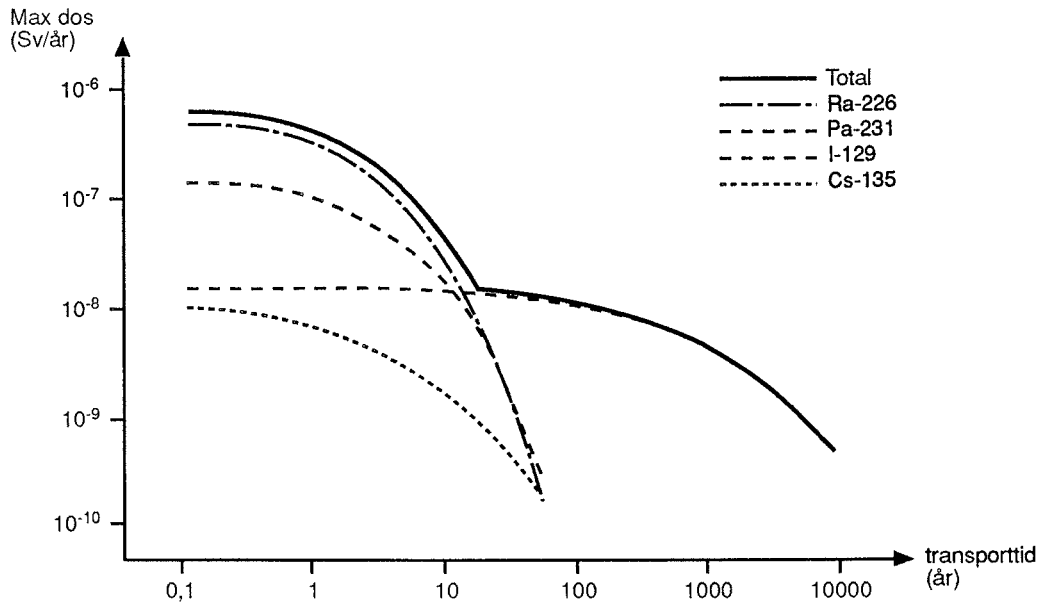
Figur 9-21. Utsläppet av α -strålare som funktion av tiden för realiseringarna motsvarande 50- och 95-percentilen på fördelningen för maximalt utsläpp över alla tider i referensfallet.

För att belysa betydelsen av osäkerheter i modelleringen av radionuklidtransporten i närzonen och fjärrzonen har beräkningar också gjorts för ett antal fall i vilka vissa indata ändrats jämfört med referensfallet /9-8/. Dessa fall har inneburit att följande faktorer ändrats och parametrar givits följande pessimistiska extremvärden:

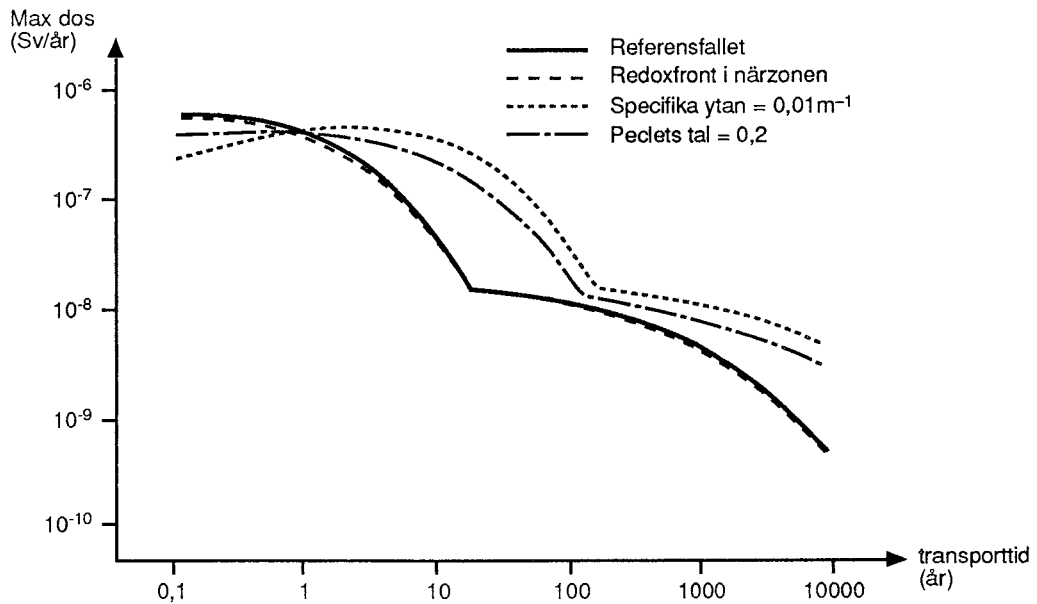
- redoxfront i närzonen med $E_h = +650$ mV (luftmättade förhållanden) i det oxiderande skiktet närmast kapslarna (ökad löslighet för en del ämnen, minskad löslighet för andra) /9-9/;
- specifika ytan tillgänglig för matrisindiffusion = $0,01 \text{ m}^2/\text{m}^3$ berg (minskad matrisdiffusionskapacitet) /9-10/;
- Peclets tal = $0,2$ (ökad dispersion) /9-10/.

Faktorerna har ändrats en i taget var för sig. Figur 9-22 visar den maximala dosens variation med transporttiden för en enstaka initialt defekt kapsel för de ursprungliga data. Bidraget från Cs-135 härrör i första hand från innehållet i spalten mellan kuts och kapsling.

Totalkurvorna för utgångsförutsättningarna och ändringarna ges av Figur 9-23. Ändrade redoxförhållanden ändrar inte resultatet mycket; inget av de redoxkänsliga radioelementen slår igenom. Den minskade specifika ytan och den ökade dispersionen medför båda att en del radionuklider inte hinner avklinga vid transporttider som med de ursprungliga förutsättningarna var tillräckliga för praktiskt taget fullständig avklingning skulle äga rum. Detta gäller framför allt Ra-226 och Pa-231. Skillnaden är dock liten.



Figur 9-22. Maximal dos fram till en miljon år från en initialt defekt kapsel som funktion av transporttiden för vatten till ytan, totalt och fördelad på de dominerande nukliderna.



Figur 9-23. Maximal dos fram till en miljon år från en initialt skadad kapsel som funktion av transporttiden för vatten till ytan för varierade transportparametrar.

9.6 VARIATIONER

9.6.1 Genomförda variationer

Av presentationsskäl har de genomförda variationerna sammanställts under ett mindre antal rubriker, se avsnitt 9.6.2 – 9.6.6, för att belysa olika huvudaspekter av förvarsplatsens egenskaper och förvarets inplacering. Den fullständiga listan över samtliga variationer presenteras nedan med den beteckning (i fetstil) som sedan används genomgående i samband med utvärderingen i följande avsnitt. 50 realiseringar med HYDRASTAR har gjorts för varje variation. Detta har givit tillräcklig statistisk konvergens för redovisningen av transporttider och flöden. I fall där konduktivitsbilderna ändrats har nya randvillkor genererats med NAMMU. Variationerna finns redovisade i detalj i en serie arbetsrapporter där respektive fall definieras och resultat presenteras och diskuteras. Resultatredovisningen görs i form av omfattande statistik för flöden på förvarsnivå och transporttider samt i form av strömbanor, konduktivitsfält och tryck/potentialfält. Endast NAMMU har använts i utvärderingen av ändrade gradienter /9-11/ för att möjliggöra beräkningar i 10 km skala. Variationerna är som följer:

Djup 500 m

Förvaret parallellförflyttat 100 m uppåt från utgångsläget. Inget respektavstånd till Zon 2.

Djup 700 m

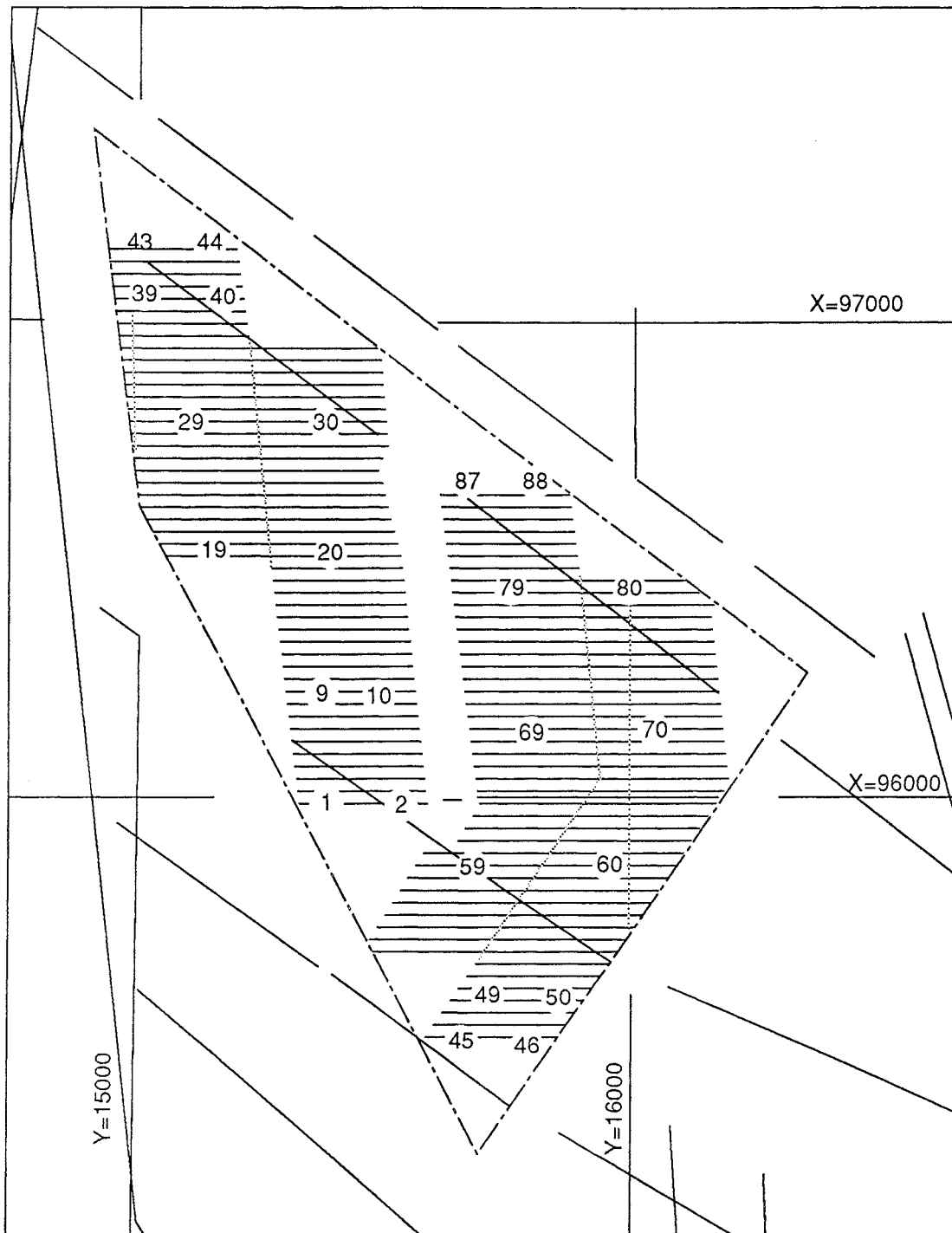
Förvaret parallellförflyttat 100 m nedåt från utgångsläget. 200 m respektavstånd till Zon 2.

Inget respektavstånd

Förvaret parallellförflyttat 100 m i riktning mot Zon 4 och 100 m i riktning mot Zon 1 så att det hamnar i ett läge omedelbart intill dessa zoner.

Deponeringsorterna längs gradienten

Ändrad förvarslayout enligt Figur 9-24. Deponeringsorterna, och därmed störda zoner, är parallella med den storskaliga gradienten. 88 segment och partiklar är fördelade över förvaret enligt samma princip som för referenslayouten.



Figur 9-24. Förvarslayout med deponeringsorterna parallella med den hydrauliska gradienten. Koordinaterna är RAK-koordinater.

Höjd konduktivitet i brantstående zoner

Den hydrauliska konduktiviteten i de brantstående zonerna höjd så att konduktivitetskontrasterna i förhållande till bergmassan (kvoten mellan konduktiviteterna) ökats med en faktor två (2) mot i kontrasterna i referensfallet. De nya kontrasterna motsvarar ungefärligen dem som ges av tolkningarna i /9-12/. Detta har åstadkommits genom att ändrade trender tvingats på den stokastiska modellen. Figur 9-25 visar konduktivitetsfältet i ett horisontellt snitt för en typisk realisering.

Sänkt konduktivitet i bergmassan

Konduktiviteten i bergmassan utanför zonerna har sänkts så att ett tio gånger lägre väntevärde än i referensfallet erhålls på 600 m djup. Figur 9-26 visar konduktivitetsfältet i ett vertikalt snitt för en typisk realisering.

Ingen Zon 2

Zon 2 har avlägsnats ur modellen genom att samtliga uppmätta konduktiviteter i Zon 2 manipulerats så att en sänkning av konduktiviteten till en nivå liknande bergmassan erhållits via betingningen.

Djup flack zon

En ny flack zon har lagts till med samma strykning och stupning som Zon 2, placerad 600 m under Zon 2, påtvingad med en ny trend med samma djupberoende konduktivitet som Zon 2. Respektavståndet från förvaret till den nya zonen blir ca 100 m.

Ingen Imundbozon

Imundbozonen har avlägsnats genom att den i referensfallet introducerade trenden avlägsnats.

Imundbozonen lutad 45°

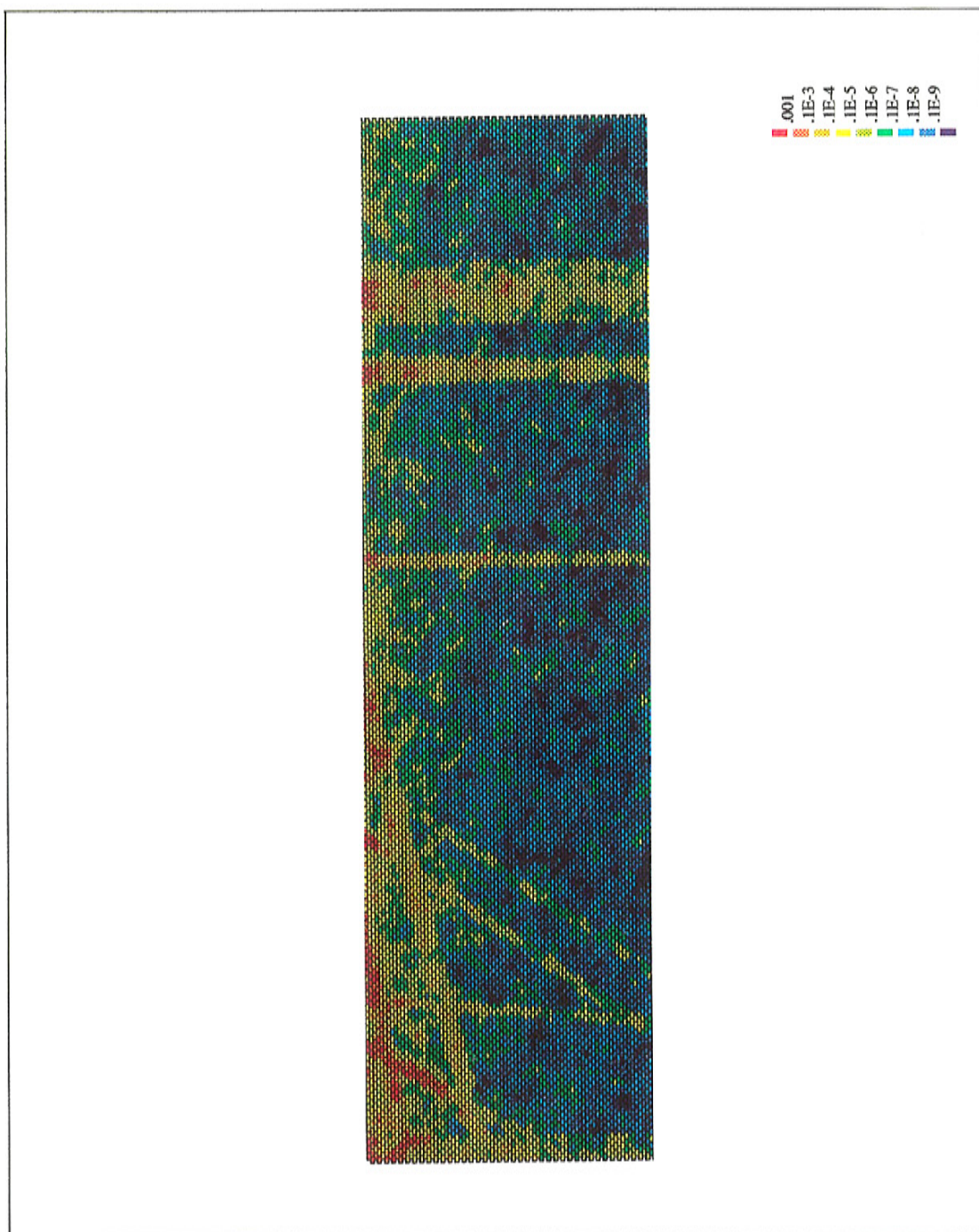
Den i referensfallet vertikala Imundbozonen har lutats 45° från skärningen med markytan och in mot förvaret. Det minsta avståndet mellan förvaret och den flyttade zonen är 800 m mot 1 750 i utgångsläget.

Ändrad gradient

har åstadkommits på så sätt att Finnsjöområdet topografi manipulerats genom att toppytans lutning ändrats med tänkta ”gångjärn” längs två olika linjer. Den ena linjen sammanfaller med linjen A-B i den utvikiningsbara bilden i slutet av rapporten, den



Figur 9-25. Konduktivetsfältet i m/s i en horisontell skiva på 600 m djup för en typisk realisering i fallet **Höjd konduktivitet i brantstående zoner.**



Figur 9-26. Konduktivetsfältet i m/s i en vertikal skiva längs snitt 4 i Figur 8-5 för en typisk realisering i fallet Sänkt konduktivitet i bergmassan.

andra med en linje genom det övre högra hörnet, punkten A, parallell med södra delen av Imundbozonen. Lutningarna mot A-B redovisas i Tabell 9-1. Lutningarna mot den andra linjen redovisas i Tabell 9-2. De regionala gradienterna är de topografiska i ett snitt från en punkt i det södra blocket (D) till punkten A respektive F, den lokala är den längs D-E.

Tabell 9-1. Gradienter (i %) som resultat av olika lutningar av toppytan med tänkta "gångjärn" i linjen A-B i den utvickningsbara figuren.

Fall	A-D	A-C	E-F	D-E
Ursprunglig	0,20	0,17	0,16	0,57
1	0,40	0,42	0,02	0,89
2	0,60	0,65	0,09	1,14
3	0,30	0,30	0,09	0,70

Tabell 9-2. Gradienter (i %) som resultat av olika lutningar av toppytan med tänkta "gångjärn" i en linje genom punkten A i den utvickningsbara figuren, parallell med Imundbozonen.

Fall	A-D	A-C	E-F	D-E
Ursprunglig	0,20	0,17	0,16	0,57
4	0,82	0,59	0,64	1,53
5	-0,10	-0,10	-0,06	-0,16
6	0,04	0,04	0,14	0,35

Ett antal variationer har också gjorts i vilka fler ändringar kombinerats, alla utom en genom kombination av en eller fler av variationerna ovan.

- Inget respektavstånd + Höjd konduktivitet i brantstående zoner;
- Deponeringsorterna längs gradienten + Höjd konduktivitet i brantstående zoner;
- Inget respektavstånd + Deponeringsorterna längs gradienten + Höjd konduktivitet i brantstående zoner;
- Ingen Zon 2 + Djup flack zon;
- Sänkt konduktivitet i bergmassan + Ingen Zon 4/5.

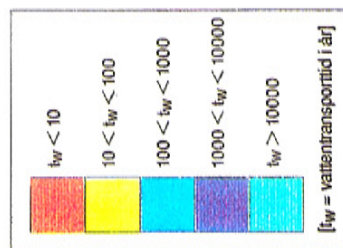
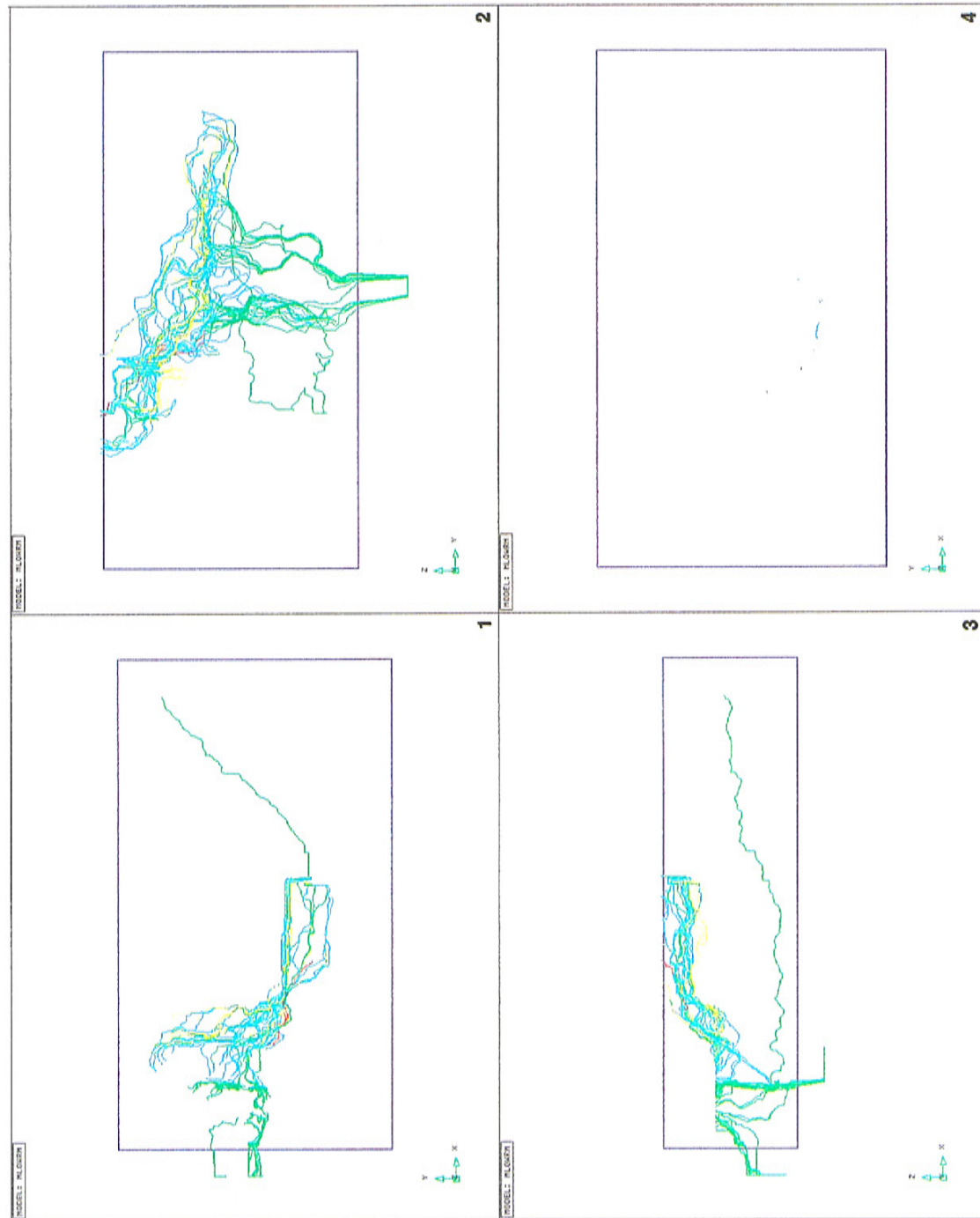
Tabell 9-3 sammanfattar de gjorda variationerna och ger referensen till den arbetsrapport där det statistiska resultatet kan återfinnas.

Tabell 9-3. Sammanställning av genomförda variationsfall.

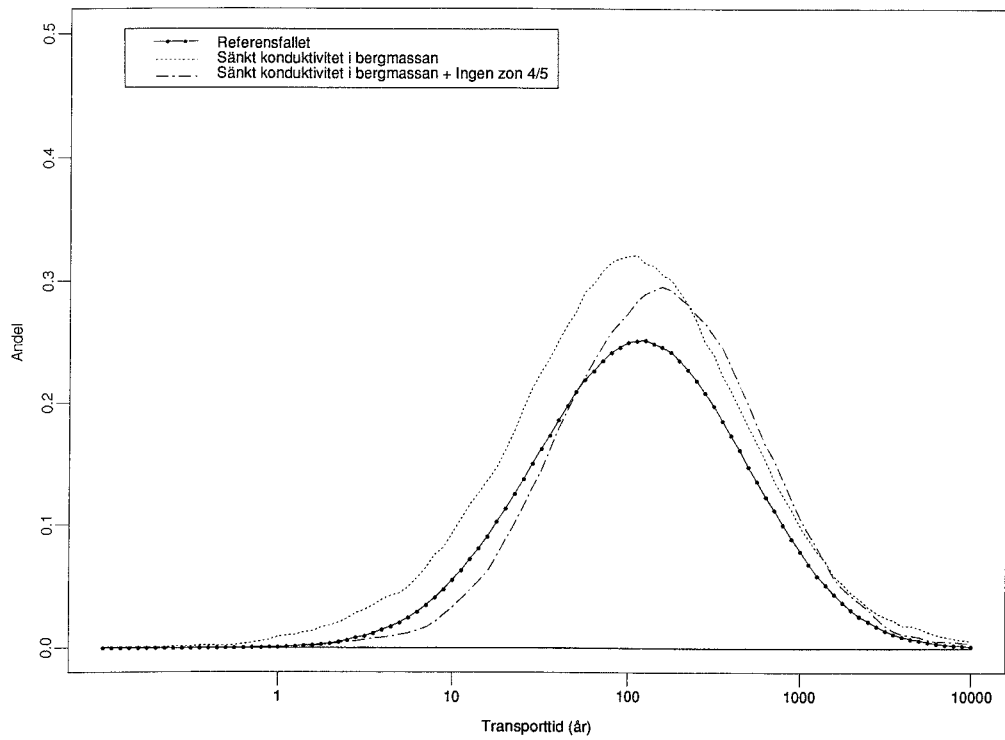
Variation	Diskussion i avsnitt	Referens
Djup 500 m	9.6.6	SKB AR 92-07
Djup 700 m	9.6.6	SKB AR 92-08
Inget respektavstånd	9.6.3 + 9.6.6	SKB AR 92-11
Deponeringsorterna längs gradienten	9.6.5 + 9.6.6	SKB AR 92-24
Höjd konduktivitet i brantstående zoner	9.6.3	SKB AR 92-23
Sänkt konduktivitet i bergmassan	9.6.2	SKB AR 92-19
Ingen Zon 2	9.6.4	SKB AR 92-20
Djup flack zon	9.6.4	SKB AR 92-16
Ingen Imundbozon	9.6.3	SKB AR 92-17
Imundbozonen lutad 45°	9.6.3 + 9.6.6	SKB AR 92-18
Ändrad gradient	9.6.5	SKB TR 92-11
Sänkt konduktivitet i bergmassan + Ingen Zon 4/5	9.6.2	SKB AR 92-14
Inget respektavstånd + Höjd konduktivitet i brantstående zoner	9.6.3 + 9.6.6	SKB AR 92-12
Deponeringsorterna längs gradienten + Höjd konduktivitet i brantstående zoner	9.6.3 + 9.6.5	SKB AR 92-13
Inget respektavstånd + Deponeringsorterna längs gradienten + Höjd konduktivitet i brantstående zoner	9.6.3 + 9.6.5 + 9.6.6	SKB AR 92-22
Ingen Zon 2 + Djup flack zon	9.6.4	SKB AR 92-21

9.6.2 Bergmassans egenskaper i förvarsområdet

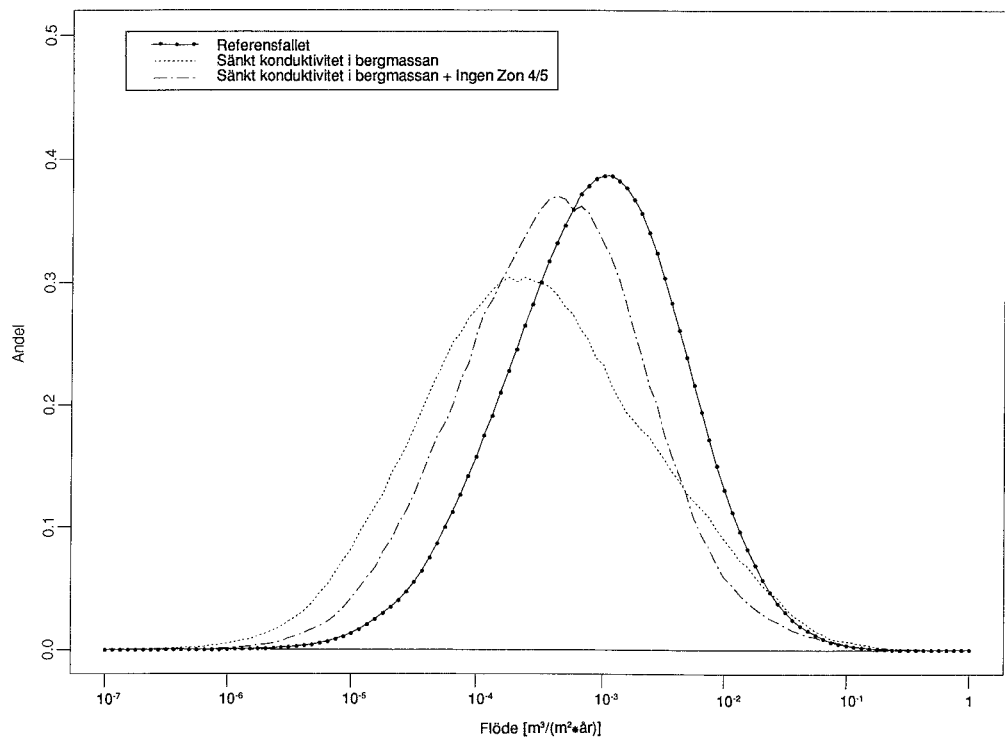
En höjd kontrast mellan bergmassan och samtliga zoner som resultat av en sänkt konduktivitet i bergmassan medför att utströmningsområdet flyttas till den branta zonen Giboda Syd, se Figur 9-27. Flödeslinjerna dras dit via Zon 4 och Zon 5 (Zon 5 skär förvaret). Trots att flödena på förvarsnivå sjunker med en tiopotens, förlängs inte transporttiderna. Fördelningarnas svansar sträcks dessutom ut mot korta tider och högre flöden (kapslar i eller nära Zon 4 och Zon 5), se Figurerna 9-28 och 9-29. Figurerna 9-28 och 9-30 visar att närvaro av Zon 4 och Zon 5 krävs för att den radikala ändringen i strömningsbilden ska uppstå.



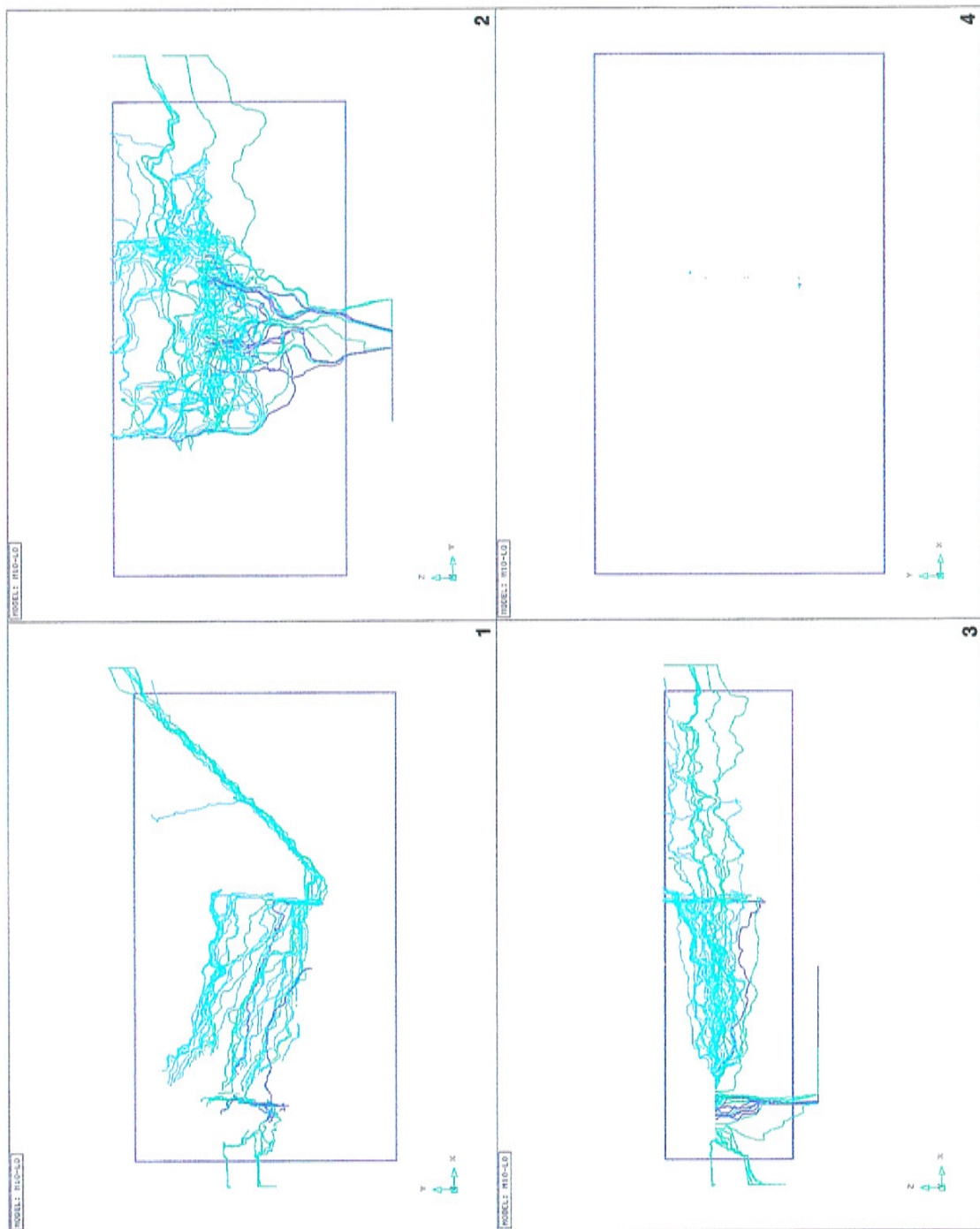
Figur 9-27. Strömbanor för en typisk realisering i fallet Sänkt konduktivitet i bergmassan. Vjerna samma som i Figur 9-6.



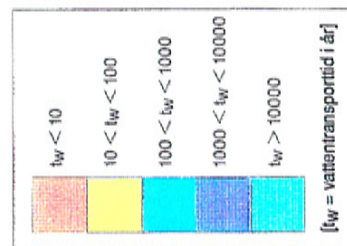
Figur 9-28. Flytande histogram över transporttider för vatten från förvaret till ytan för ett antal variationer.



Figur 9-29. Flytande histogram över Darcyflöden på förvarsnivå för ett antal variationer.



Figur 9-30. Strömbanor för en typisk realisering i fallet Sänkt konduktivitet i bergmassan + Ingen Zon 4/5. Vyerna samma som i Figur 9-6.



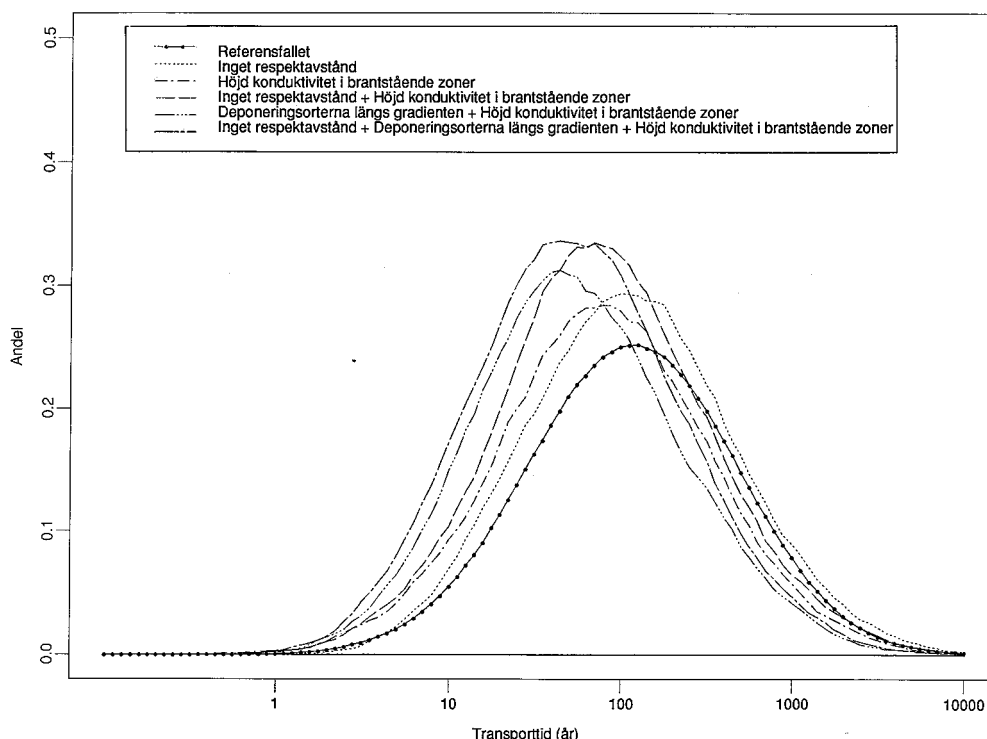
De delar av förvaret som ligger i zoner med avsevärt högre konduktivitet än bergmassan kommer att få korta transporttider eftersom flödet är starkt allokerat till dessa. Låg bergmassekonduktivitet i ett område är av begränsad nytta om man inte samtidigt kan undvika vattenledande strukturer som kan tänkas ta upp flödet direkt till ytan.

9.6.3 Inverkan av brantstående sprickzoner

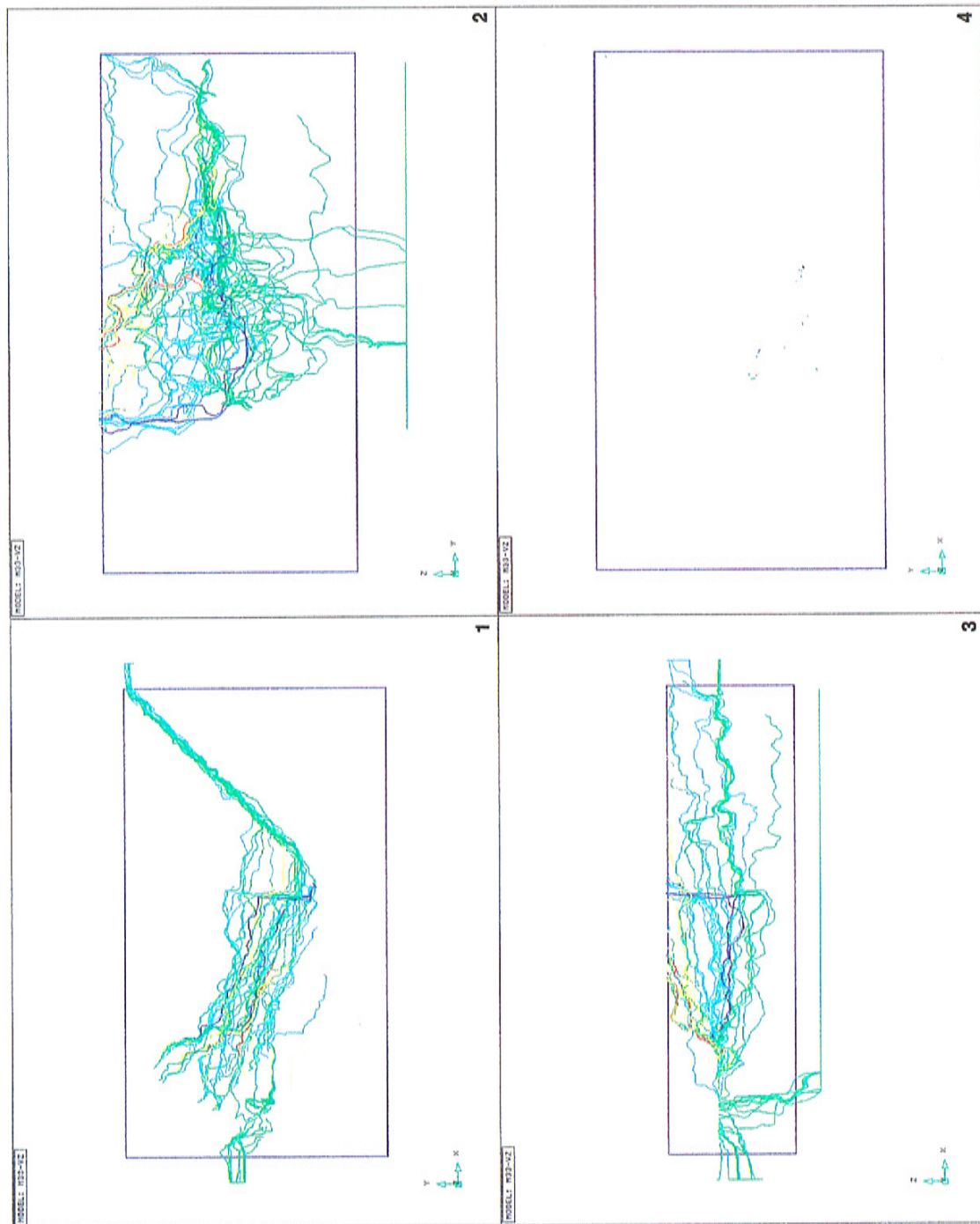
Figur 9-31 visar att respektavståndet som sådant är betydelselöst så länge Zon 1 och Zon 4 är långt från det mot förvaret svarande utströmningsområdet. En större andel av förvarets yta hamnar dock i det inströmningsområde som svarar mot det flacka utströmningsområdet som skärs av Imundbozonen när förvaret flyttas österut, därav den större andelen strömbanor som når markytan före 1 000 år.

Förhöjd konduktivitet i de brantstående zonerna ger inte heller någon nämnvärd inverkan på transporttiderna. Den höjda konduktiviteten i Imundbozonen räcker inte för att förkorta transporttiderna i allmänhet. En liten förhöjning av andelen korta tider kan dock skönjas, orsakad av en tendens hos strömbanorna att ta sig upp i Giboda Syd och av en ökad sannolikhet för någon snabb väg upp via Zon 4. Typiska strömbanor kan ses i Figur 9-32.

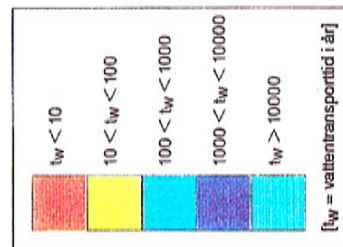
Höjd konduktivitet i de brantstående zonerna och minskat respektavstånd får inte heller i kombination någon större inverkan på transporttiderna. Inte ens kombinerade med den alternativa förvarslayouten som placerar den störda zonen längs gradienten ger de någon principiell förändring av transporttidsbilden, se Figur 9-31.



Figur 9-31. Flytande histogram över transporttider för vatten från förvaret till ytan för ett antal variationer.



Figur 9-32. Strömbanor för en typisk realisering i fallet **Höjd** konduktivitet i brantstående zoner. Vjerna samma som i Figur 9-6.



Det flacka område som skärs av Imundbozonen tjänar som första utströmningsområde för förvaret oavsett om zonen finns där eller inte, se Figur 9-33. Det finns snarast en tendens hos Imundbozonen att sänka trycket på djupet så att strömningen blir mindre uppåtriktad från förvaret. När Imundbozonen är inkluderad i modellen medför detta att en något mindre andel strömbanor når utströmningsområdet under de första 10 000 åren, se Figur 9-34. När zonen lutar 45° från ytan in mot förvaret förstärks effekten ytterligare något, se Figureerna 9-34 och 9-35.

För att de brantstående zonerna i Finnsjön ska få någon mer påtaglig inverkan på strömnings- och transporttidsbilden måste en högre kontrast mot bergmassan kombineras med inverkan av en flack struktur, se avsnitt 9.6.2 samt Figureerna 9-27, 9-28 och 9-30.

9.6.4 Inverkan av flacka sprickzoner

Figur 9-36 antyder att respektavståndet till Zon 2 är betydelselöst, vilket torde ha att göra med att strömningen är nedåtriktad från zonen. Samma sak gäller förvarsdjupet som sådant; avståndet till utströmningsområdet ändras mycket litet. Den större andelen av strömlinjerna som når det flacka området som korsas av Imundbozonen vid ett förvarsdjup av 500 m sammanhänger med att en större andel av förvarets yta hamnar i det inströmningsområde som har det flacka området som utströmningsområde. Flödesökningen svarar mot den något högre konduktiviteten på 500 m djup jämfört med 600 m. Den mindre andelen strömlinjer som når det flacka området i 700 m-fallet sammanhänger i sin tur med att en mindre andel av förvarets yta hamnar i det inströmningsområde som har det flacka området som utströmningsområde. Flödesökningen svarar mot den något lägre konduktiviteten på 700 m djup jämfört med 600 m.

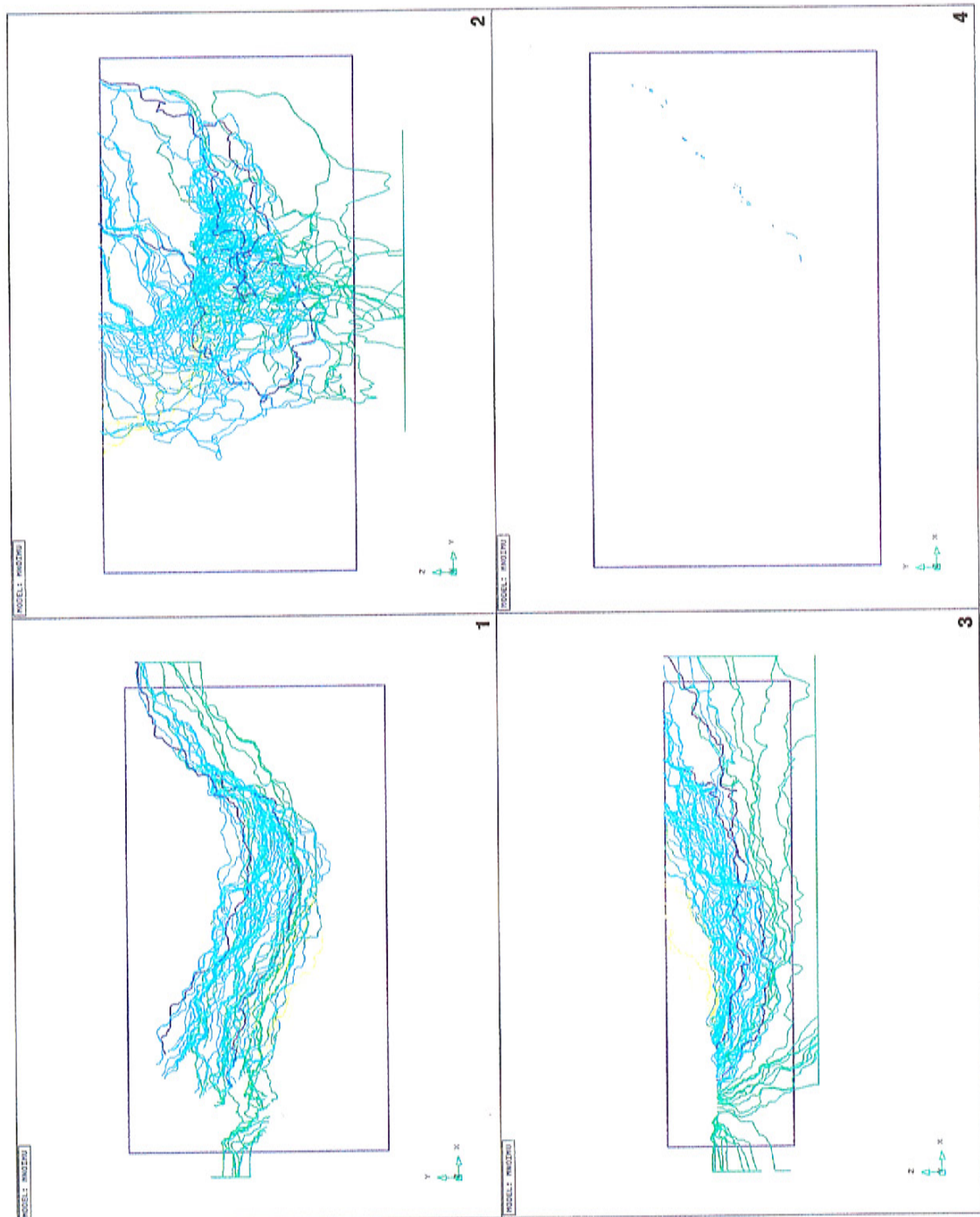
Om Zon 2:s avledande och gradientutjämnande effekt avlägsnas får det som följd att flödena ökar en aning samtidigt som en större andel av strömbanorna från förvarets västra hörn når det utströmningsområde som ryms inom beräkningsblocket, se Figureerna 9-37 och 9-38.

Om en djupare, flack zon placeras i området parallellt med Zon 2 hamnar den nedströms förvaret. Om den har tillräckligt hög transmissivitet flyttar dess skärning med markytan och Imundbozonen tyngdpunkten hos det första utströmningsområdet närmare förvaret, se Figureerna 9-39 och 9-40. En rejäl förskjutning mot kortare tider för den delen blir följd, orsakad delvis av att strömlinjerna hamnar i den nya zonen, delvis av zonen höga transmissivitet, se Figur 9-38. En lutande Imundbozon ligger dock för långt från förvaret för att få någon effekt.

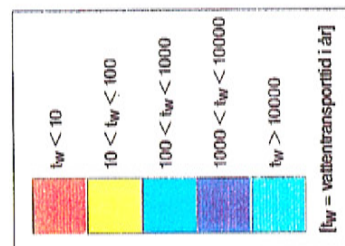
Som tidigare beskrivits i avsnitt 9.6.3 kan vissa sammanhängande strukturer av flacka och brantstående zoner skapa utströmningsområden som är styrda av zonernas transmissiviteter snarare än de topografiska gradienterna; se också Figureerna 9-27, 9-28 och 9-30.

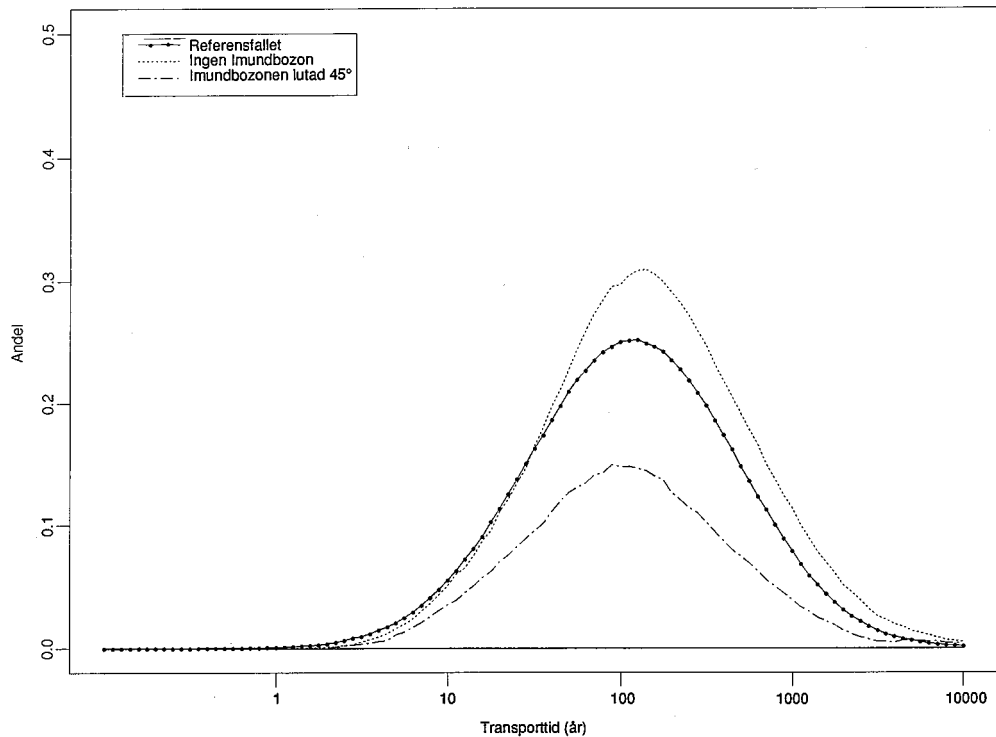
9.6.5 Regionala och lokala hydrauliska gradienter

Inverkan på strömningsmönstret, representerat av en enstaka strömbana med samma utgångspunkt i de olika fallen, av variationer i den regionala gradienten genom lutningar längs Dannemorazonen (linjen A-B i den utvinkningsbara figuren) illustreras i Figur 9-41. Resultatet av lutningar längs en linje parallell med Imundbozonen visas



Figur 9-33. Strömbanor för en typisk realisering i fallet Ingen Imundbozon. Vyerne samma som i Figur 9-6.





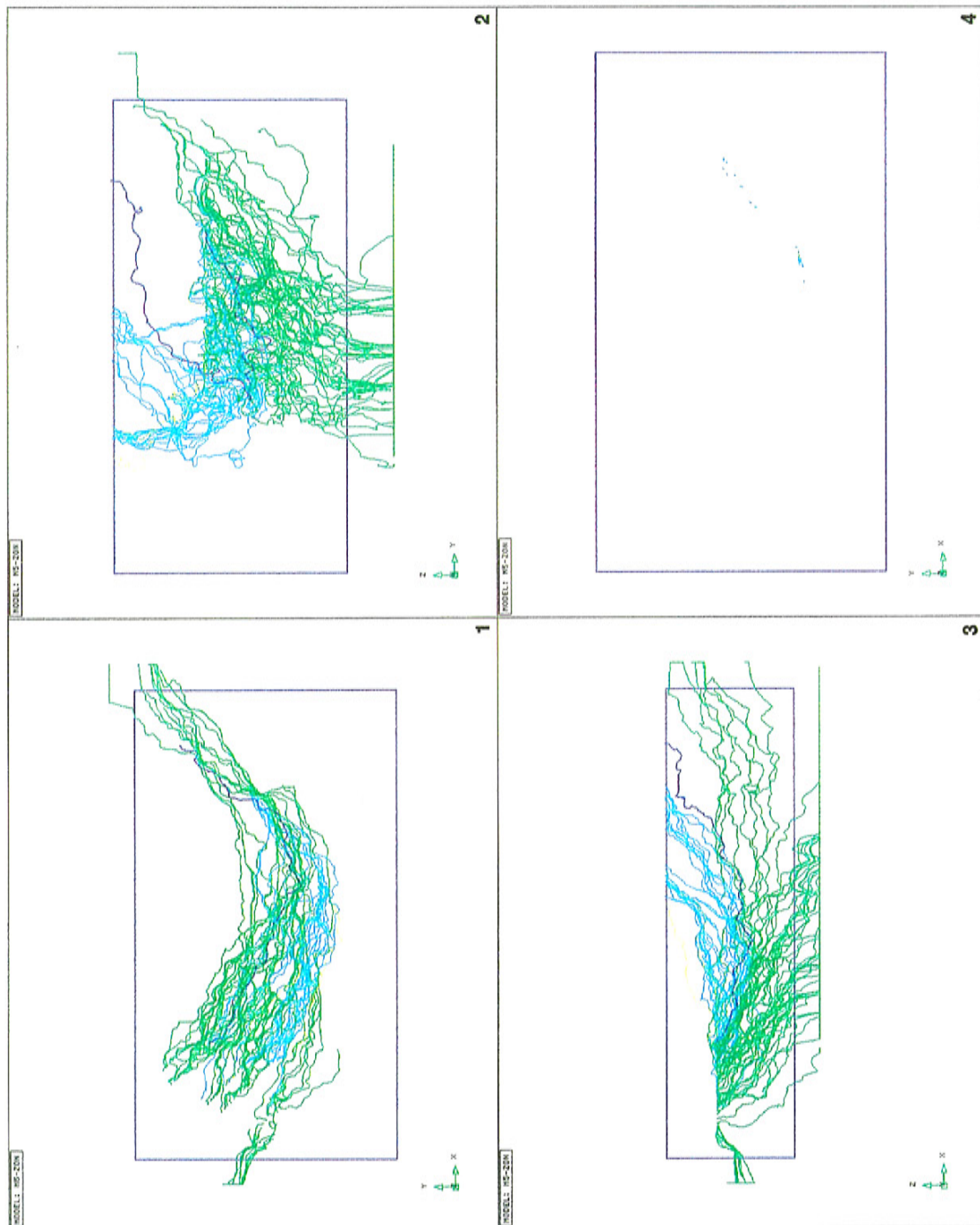
Figur 9-34. Flytande histogram över transporttider för vatten från förvaret till ytan för ett antal variationer.

något mer utförligt i Figur 9-42. Värde att notera är variationen i Gullbackens inflytande. Detta inflytande är i utgångsläget orsaken till det mot norr riktade flödet längs Imundbozonen.

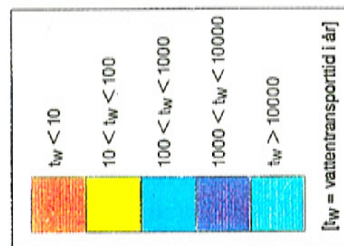
Det är svårt att dra generella slutsatser av beräkningsresultaten. Sammanfattningsvis kan sägas att grundvattenflödet i förvaret normalt styrs både av den lokala och den regionala gradienten medan utströmningsområdets läge och transporttiderna normalt styrs av den regionala gradienten. Det finns en tendens mot längre transporttider vid lägre regional gradient. Vid extremt små regionala gradienter tar dock den lokala gradienten över.

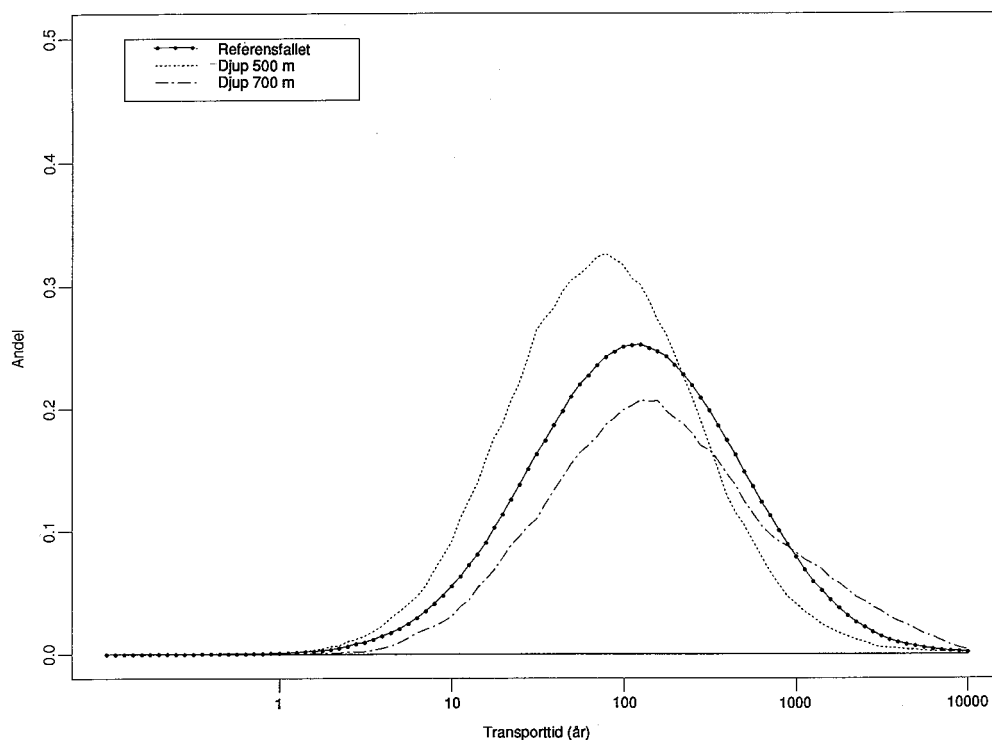
I referensfallet förutsätts att deponeringsorterna ska ligga vinkelrätt (med avvikelse $<15^\circ$) mot såväl den huvudsakliga stupningen som strykningen för sprickor av 4 – 5:e ordningen för att minimera inverkan av den störda zonen. Samtidigt ska orterna ligga vinkelrätt mot gradienten. Detta är möjligt i Finnsjöområdet men inte nödvändigtvis möjligt på andra platser.

En alternativ utformning med den hydrauliska gradienten längs deponeringsorterna medför att flödet tenderar att stråkas i den störda zonen. Detta ger dock liten inverkan på transporttiderna även om de brantstående zonerna ges en högre konduktivitet och om konnektiviteten ökar genom att respektavståndet till de branta zonerna minskar, se Figur 9-43; zonerna ligger för långt från utströmningsområdet. Fördelningens lågflödesområde tenderar att förskjutas åt höger med smalare fördelning och något förhöjd median som följd, se Figur 9-44.



Figur 9-35. Strömbanor för en typisk realisering i fallet **Imundbozonen lutad 45°**. Vyerä samma som i Figur 9-6.





Figur 9-36. Flytande histogram över transporttider för vatten från förvaret till ytan för ett antal variationer.

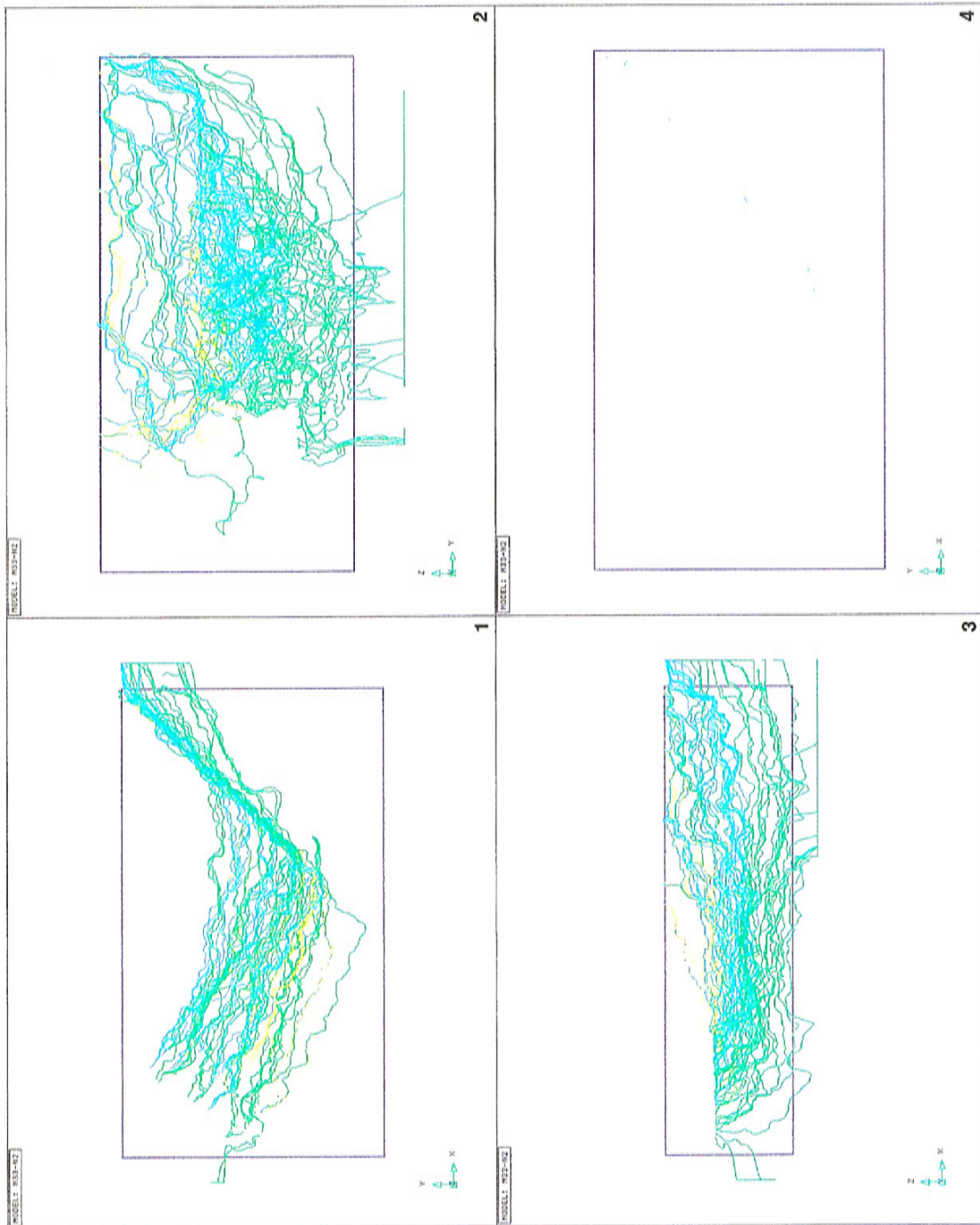
Separata studier som gjorts av störd zon antyder också att dess betydelse är begränsad /9-13, 9-14/. Den förväntas ha relativt liten transmissivitet eftersom dess radiella utsträckning är liten. Det omgivande berget och eventuellt korsande zoners transmissivitet begränsar också tillflödet.

I HYDRASTAR har den störda zonen representerats förenklat på så sätt att dess transmissivitet fördelats ut för att ge ekvivalenta konduktivitetsförhöjningar i närmast omgivande noder.

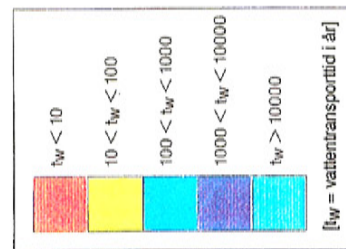
9.6.6 Inplaceringen av förvaret i bergblocket och anpassningen till de geologiska strukturerna

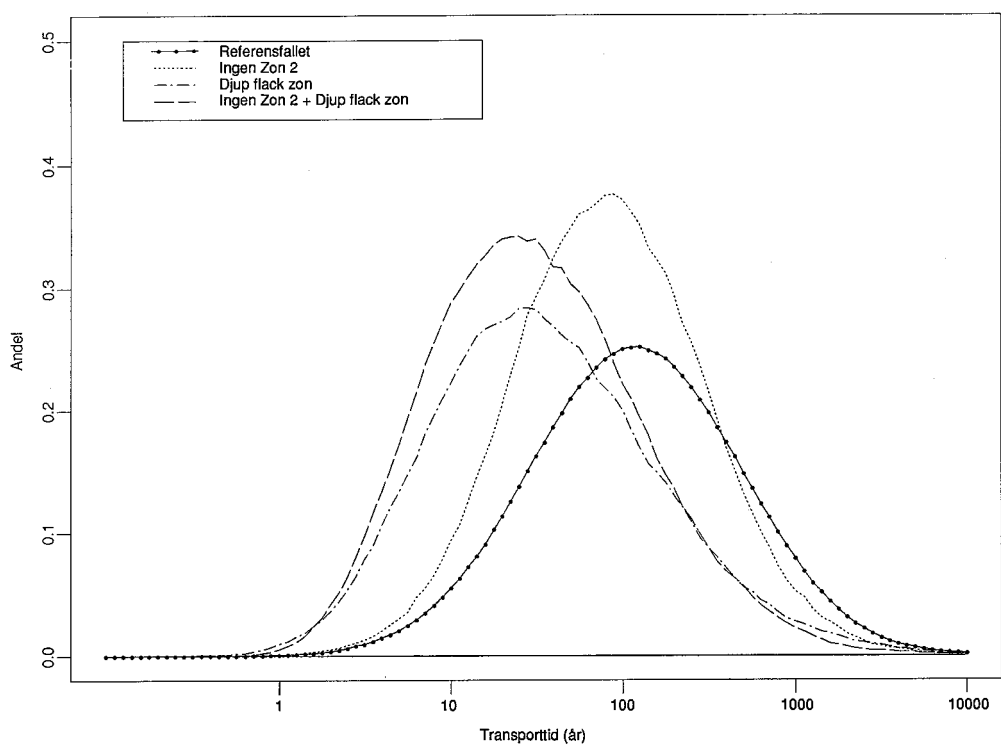
Figur 9-45 sammanfattar effekten på transporttiderna av olika sätt att placera förvaret i bergblocket i relation till gradienten och till strukturer med olika hydrauliska egenskaper.

Ingen av de faktorer som är representerade i figuren har något större inflytande på vattentransporttiderna. Vad som är viktigare är existensen av, och inplaceringen av förvaret i förhållande till, flacka strukturer. Av Figur 9-38 framgår betydelsen av att lägga förvaret under en flack struktur, om någon sådan finns, och att undvika att placera förvaret intill underliggande flacka zoner.

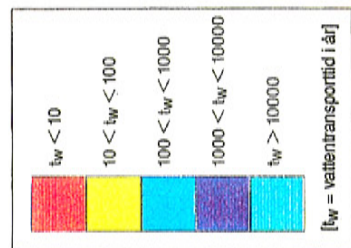
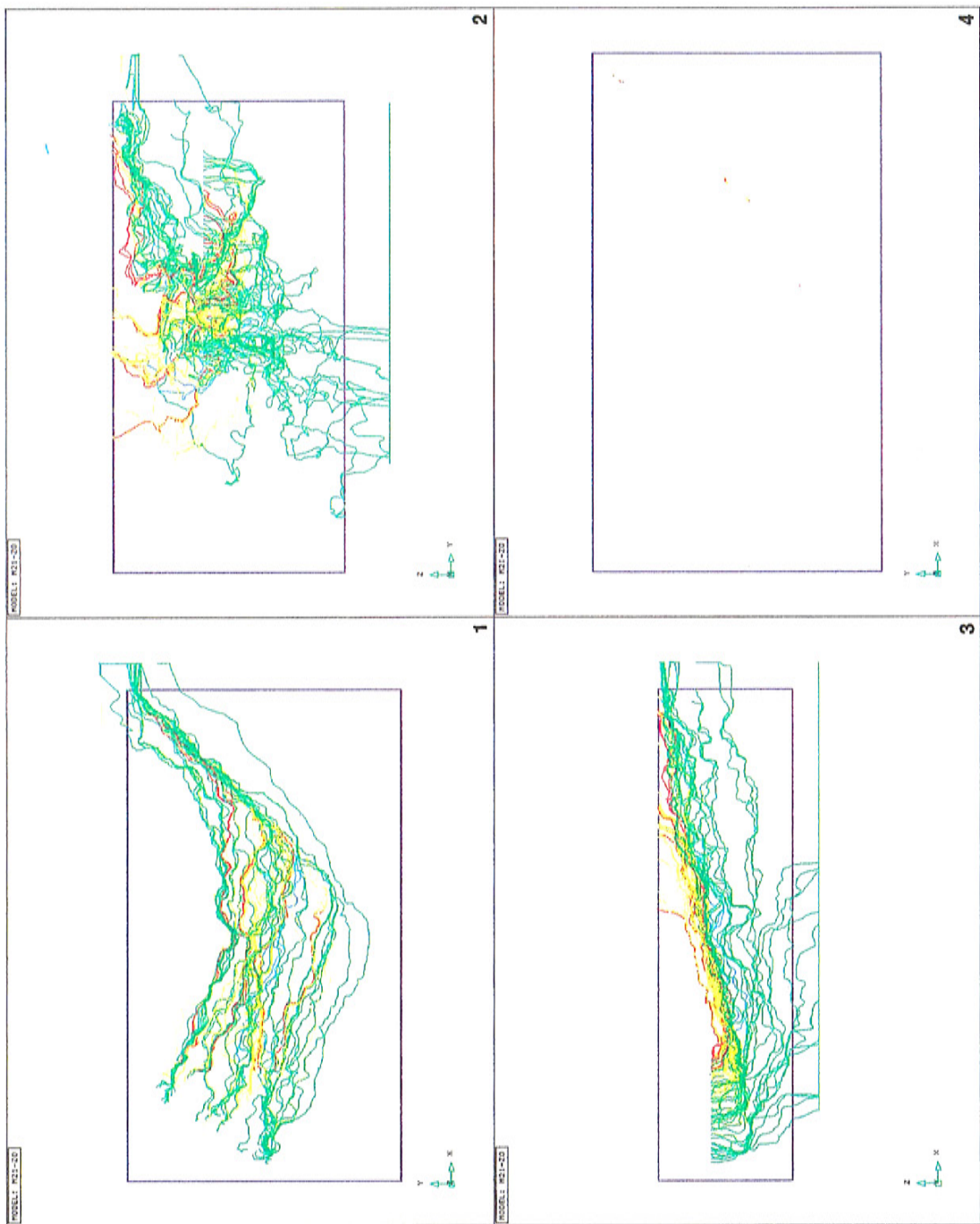


Figur 9-37. Strömbanor för en typisk realisering i fallet **Ingen Zon 2**. Vyerna samma som i Figur 9-6.

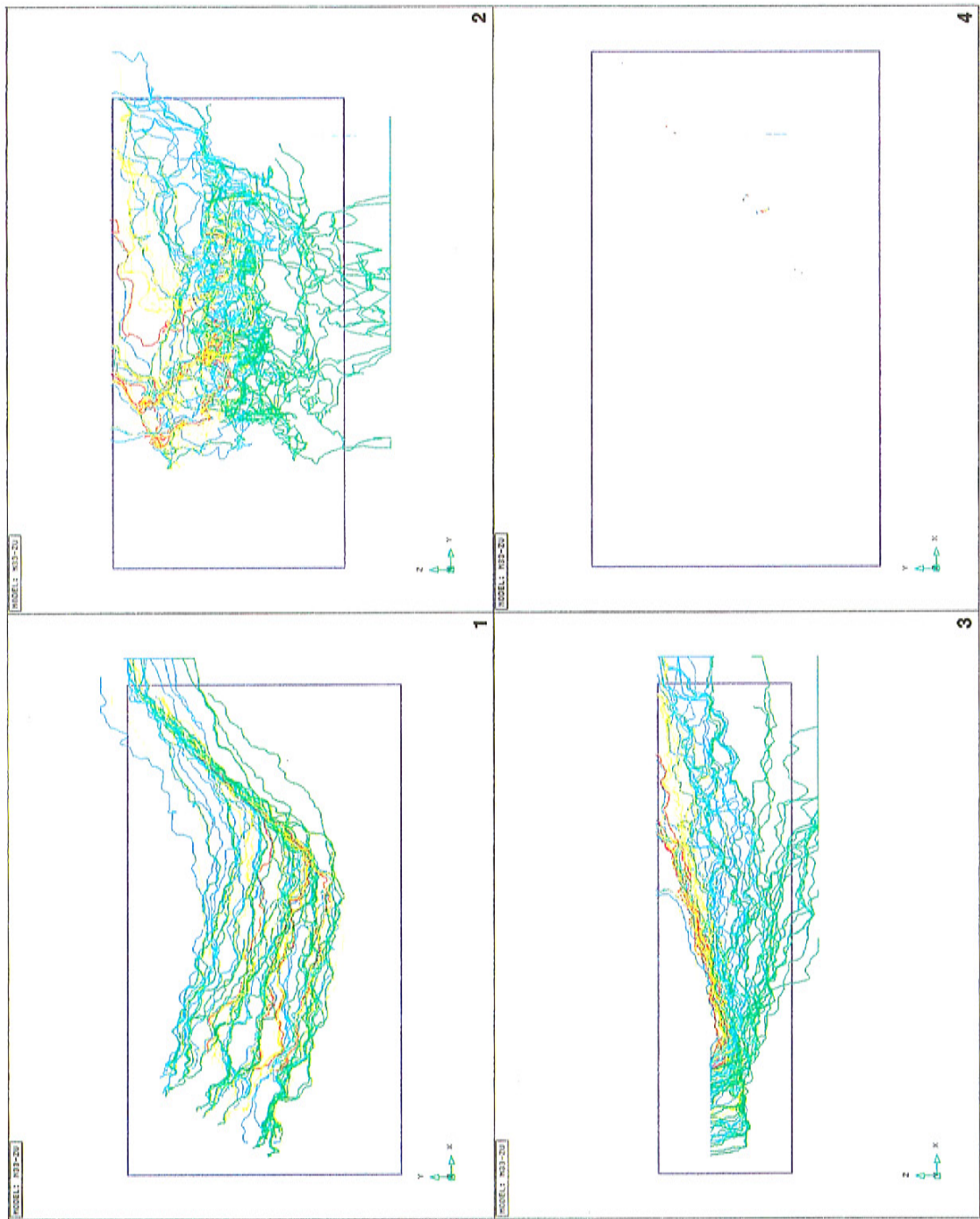




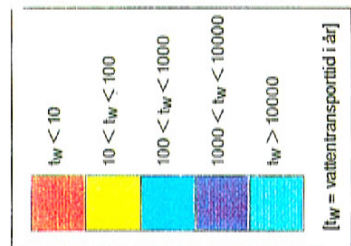
Figur 9-38. Flytande histogram över transporttider för vatten från förvaret till ytan för ett antal variationer.

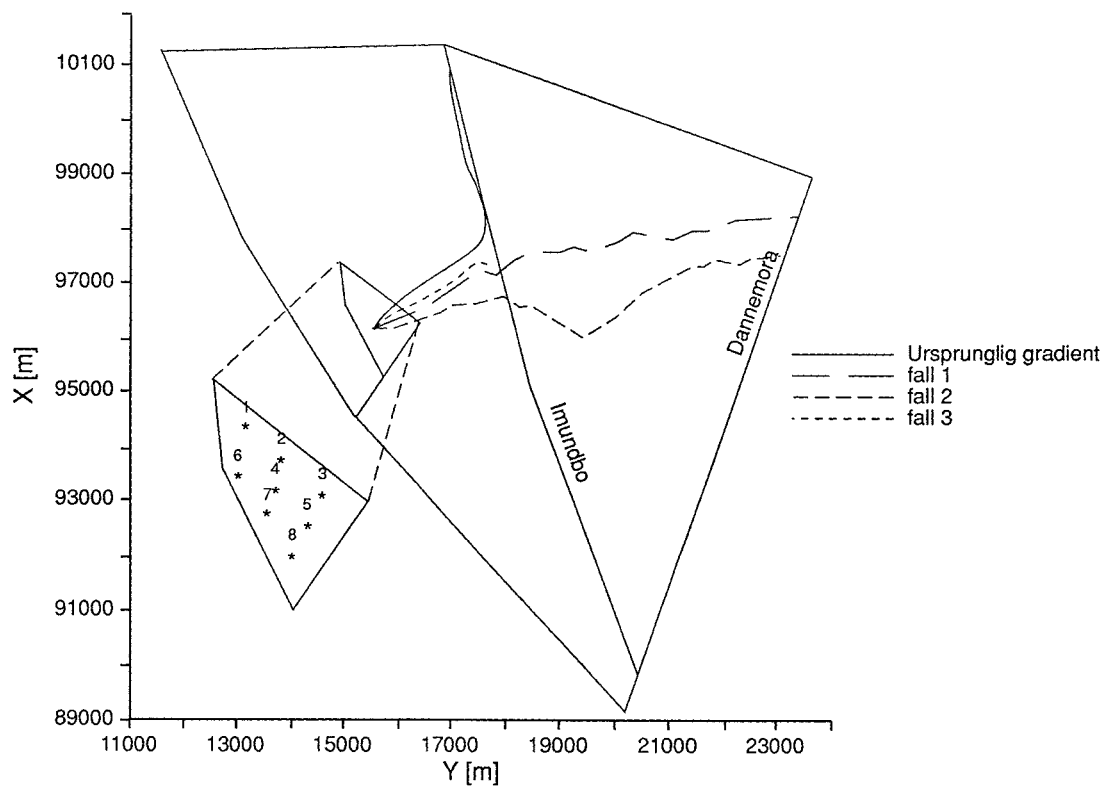


Figur 9-39. Strömbanor för Djup flack zon. Vyerna samma som i Figur 9-6.

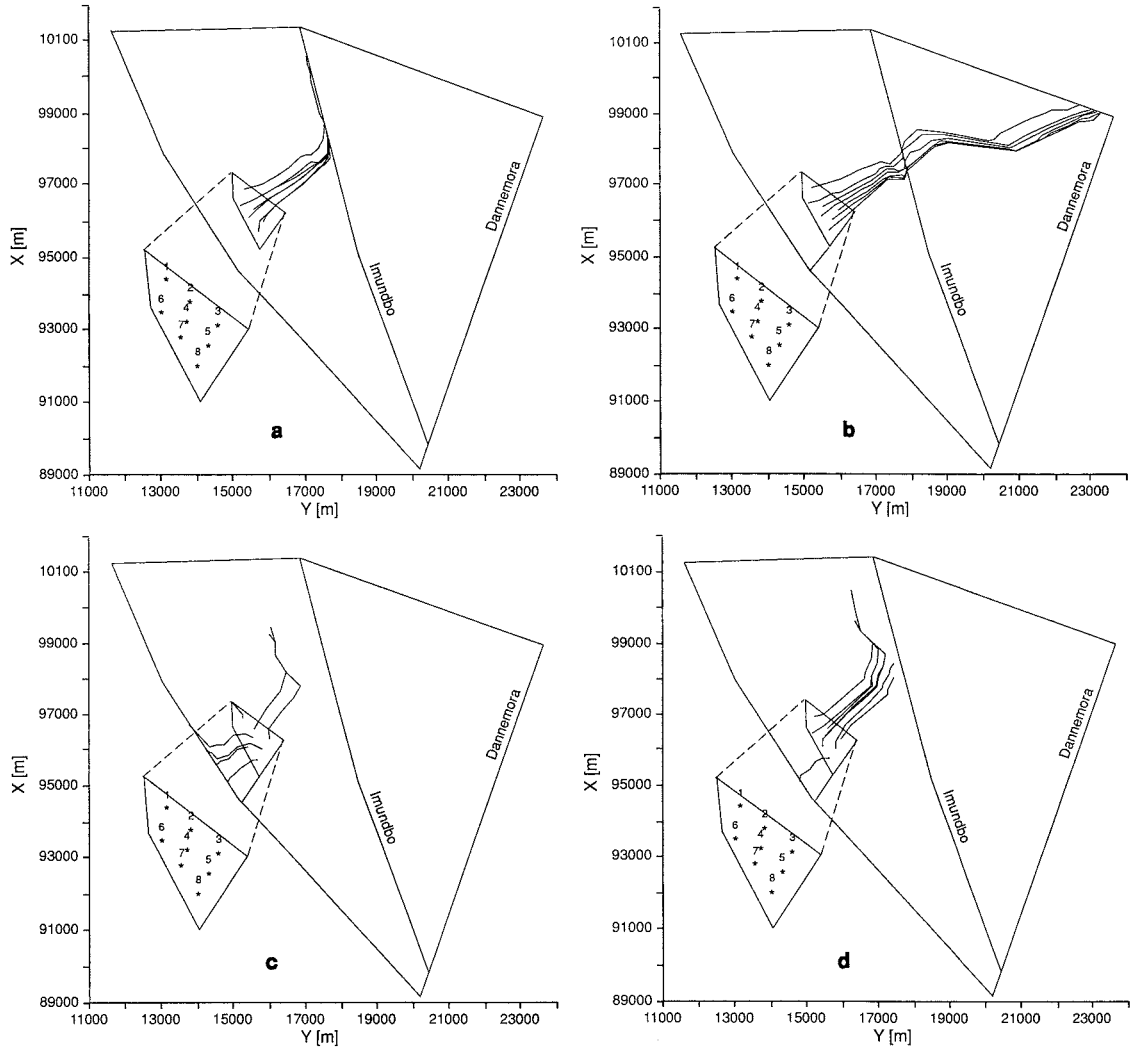


Figur 9-40. Strömbanor för en typisk realisering i fallet Ingen Zon 2 + Djup flack zon. Vyer som i Figur 9-6.

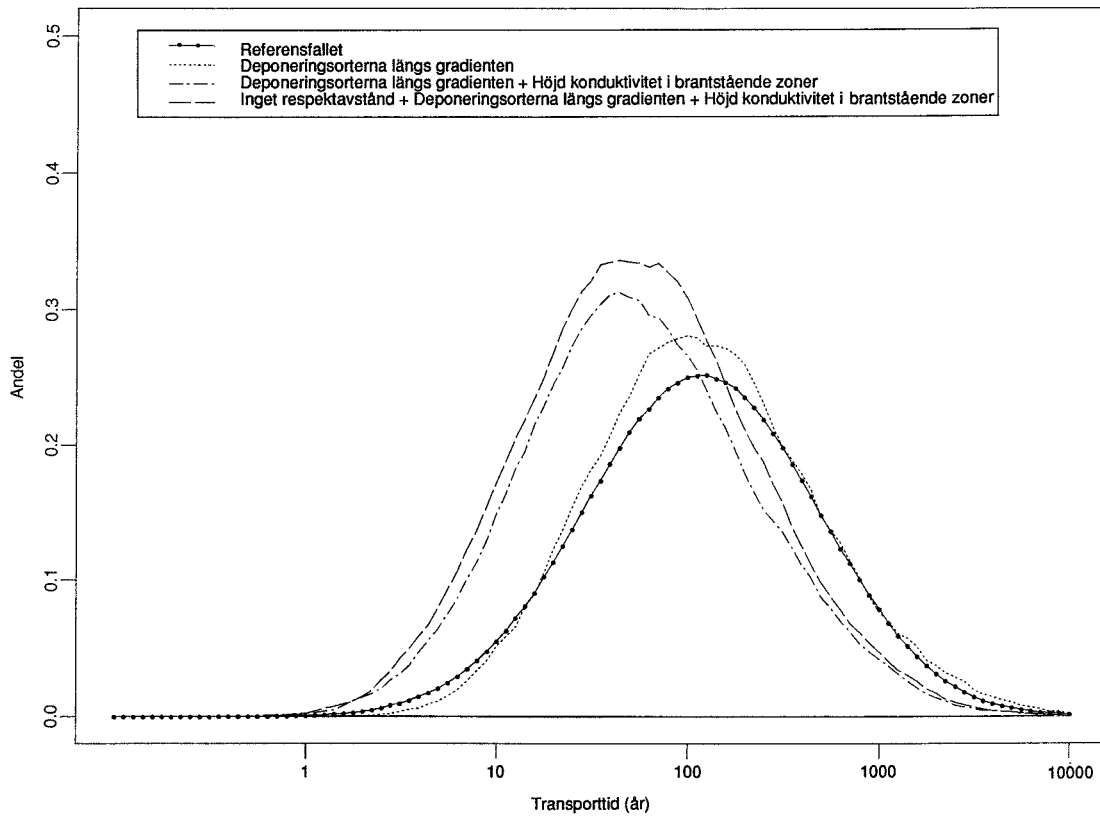




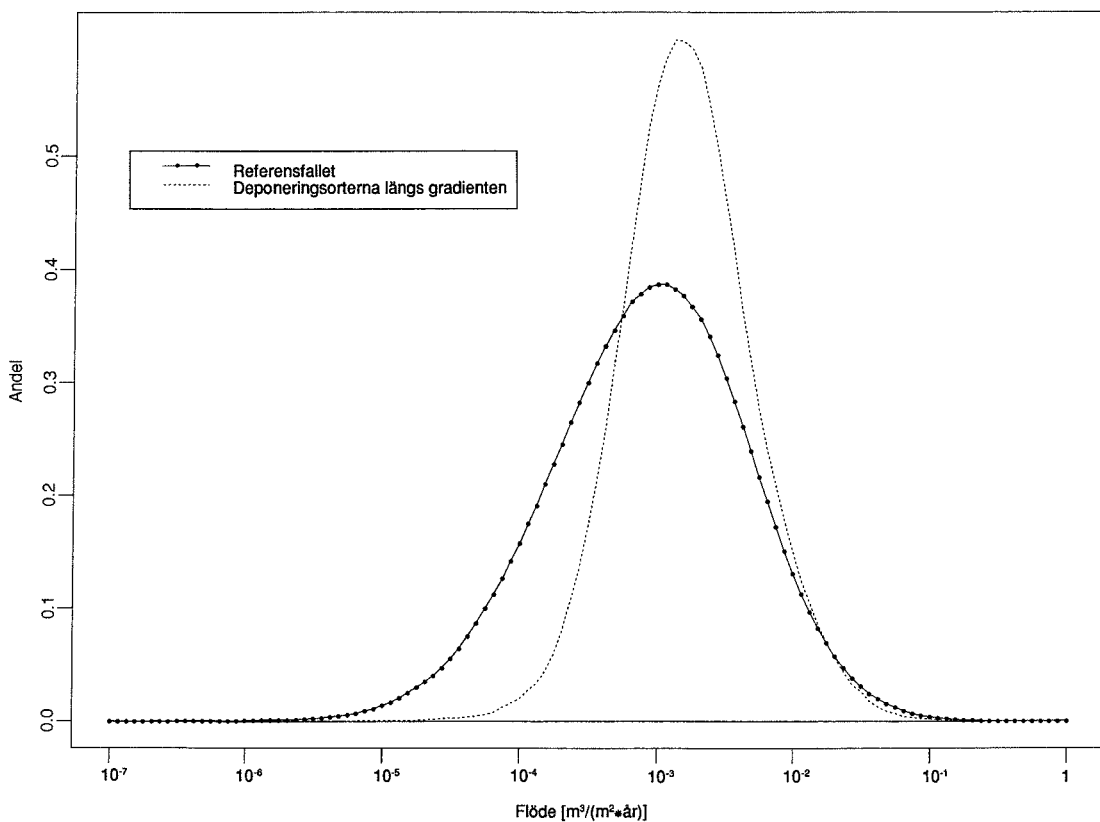
Figur 9-41. Horisontell projektion av en strömbana (nr 7 i figuren) för olika gradientfall (beräkningarna gjorda med NAMMU, se även den utvickningsbara figuren längst bak i rapporten). Koordinaterna är RAK-koordinater.



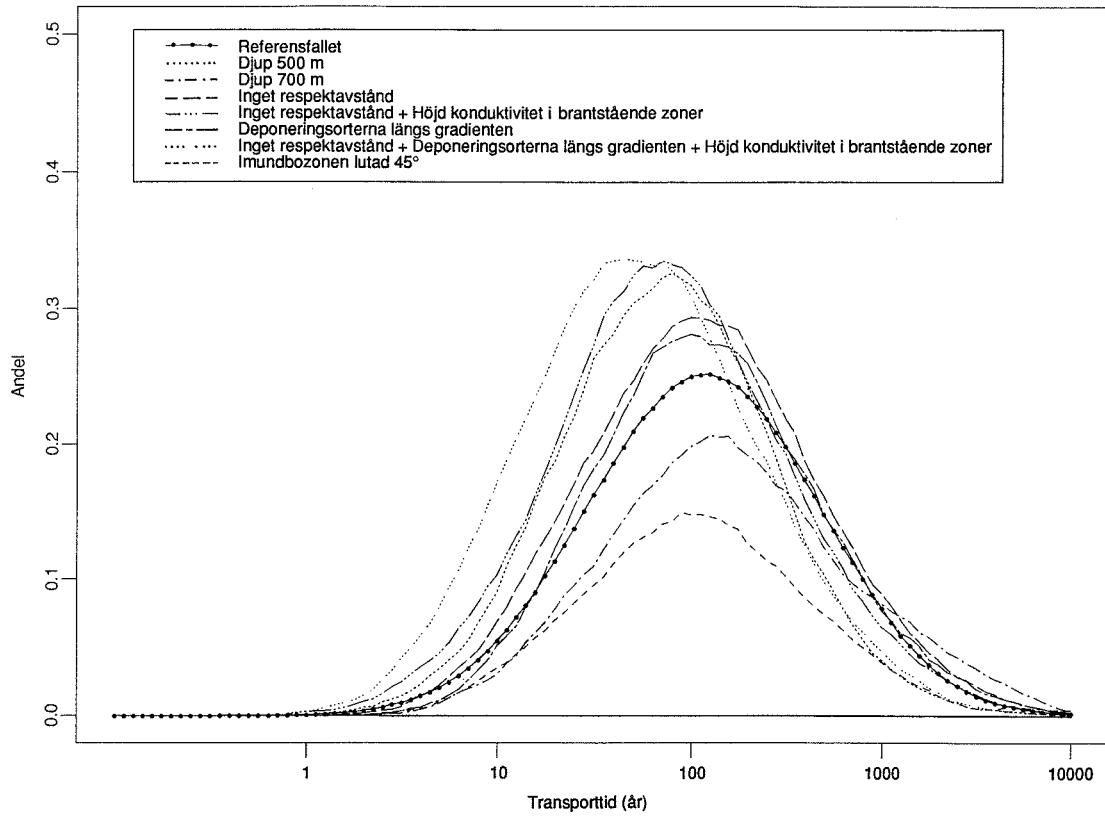
Figur 9-42. Horisontella projektioner av strömbanor för olika gradientfall: a) utgångsläget, b) fall 4, c) fall 5, d) fall 6 (beräkningarna gjorda med NAMMU, se även den utvecklingsbara figuren längst bak i rapporten).



Figur 9-43. Flytande histogram över transporttider för vatten från förvaret till ytan för ett antal variationer.



Figur 9-44. Flytande histogram över Darcyflöden på förvarsnivå för ett antal variationer.



Figur 9-45. Flytande histogram över transporttider för vatten från förvaret till ytan för ett antal variationer.

10 SLUTSATSER

Kapitlet sammanfattar de viktigare resultaten av analyserna med hänsyn till syftet med SKB 91 och presenterar slutsatserna.

10.1 ALLMÄNT

En säkerhetsanalys har genomförts för ett tänkt förvar för använt kärnbränsle placerat i SKBs geologiska undersökningsområde vid Finnsjön. Förvaret antages utformat enligt de principer som togs fram i KBS-studierna. Detta innebär ett bergförvar på djupet 300 – 700 m där bränslet, inkapslat i koppar, deponeras så att temperaturhöjningen i bufferten håller sig väl under 100°C.

Säkerhetsanalysen SKB 91 skiljer sig i vissa avseenden från tidigare analyser. Ett utökat kunskapsunderlag har gjort det möjligt att ta hänsyn till förhållanden som tidigare behandlats på ett förenklat sätt. Exempel är den begränsning av utläckaget från en initialt defekt kapsel som ges av hålet i kapselväggen, och transporten av radionuklider i sprickzoner. Den utökade räkneprecisionen hos moderna datorer och nya modeller har vidare gjort det möjligt att ta hänsyn till variabiliteten i bergets vattengenomsläpplighet och till förvarets verkliga geometri.

Bortsett från att initialt defekta kapslar förutsatts ha blivit deponerade innebär de nya modellerna att analyserna nu är mera realistiska än vad de tidigare varit. Samtidigt påverkas också resultaten starkare av förläggningsplatsens egenskaper, dvs resultaten är i högre grad än tidigare platsspecifika. Detta är en förutsättning för att kunna studera den inverkan bergbarriären har på säkerheten, men innebär också att en överföring av resultaten till andra platser måste göras med försiktighet.

10.2 FÖRVARETS SÄKERHET

10.2.1 Troliga förhållanden

De tekniska barriärerna i förvaret har utformats för att långsiktigt isolera de radioaktiva ämnena från omgivande grundvatten. Bränslet inkapslas och deponeras på kontrollerat sätt så att förvaret med största sannolikhet inte innehåller några defekta kapslar.

Materialen i kapsel och buffert har valts så att barriärerna inte är känsliga för rimliga förändringar i grundvattenkemi eller temperaturer. Den kemiska miljön i djup granitisk berggrund är sådan att kapslarnas kopparväggar inte kommer att penetreras av korrosiva ämnen förrän möjligen efter flera tiotal miljoner år.

De blyfyllda kapslarna fungerar som solida kroppar i berget och tål aktuella tryck, inklusive de som kan uppkomma vid en framtida glaciation. Eventuella bergrörelser vid tryckavlastningen efter en glaciation utlöses i de regionala svaghetszoner som omger förvaret. Bergrörelser av sådan storlek att kapseln skulle klippas av inträffar endast i sprickzoner med en utsträckning av 10 km eller mer. Sådana strukturer kan identifieras vid utbyggnaden av ett förvar och inga kapslar deponeras där.

En möjlig anledning till att kapslarna förlorar sin täthet är att ett inre heliumtryck byggs upp i kapseln av α -sönderfall i bränslet. Detta tryck når upp till samma nivå som sträckgränsen för kopparkapseln tidigast något 10-tal miljoner år efter inkapslingen.

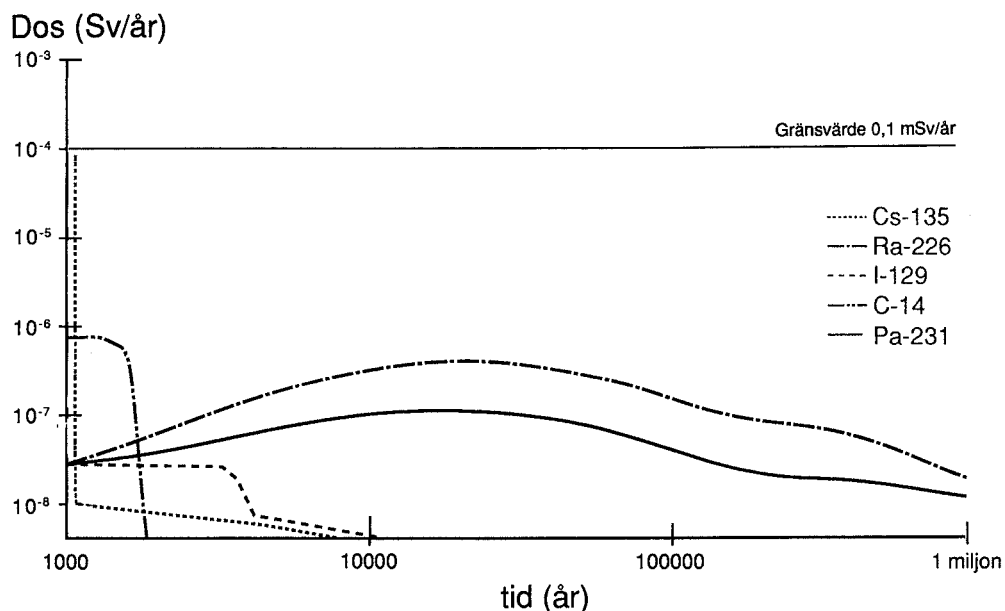
Kopparkapseln isolerar sålunda det använda bränslet under mycket lång tid, väsentligt längre än de dryga 100 000 år som erfordras för att de radioaktiva ämnenas farlighet skall ha sjunkit till en nivå som motsvarar rika uranmalmer.

10.2.2 Referensscenario

För att underbygga säkerhetsbedömningen har förvarets inverkan på omgivningen studerats även för mindre sannolika fall. Ett antagande är därvid att otäta kapslar deponerats på grund av att defekter vid tillverkningen inte upptäckts i kvalitetskontrollen. Ett referensscenario har definierats där 0,1% av deponerade kapslar är behäftade med initiala skador. För detta scenario beräknas bränsleupplösning, transport av radionuklider från barriärerna i närområde, genom berggrunden och biosfären, samt dos till människan.

Frigörelsen av radionuklider från en skadad kapsel begränsas starkt av bränslets långsamma upplösning och av den maximala storlek en initial defekt kan ha. Beräkningarna visar att om de utläckta radionukliderna från en skadad kapsel direkt förs upp i biosfären, skulle dosen stanna under nivån 0,001 mSv/år för samtliga nuklider utom Cs-135, se Figur 10-1.

Isotopen Cs-135 antas till 5% av inventariet ha frigjorts från bränslematrisen och är således tillgänglig för uttransport så snart grundvattnet kommer i kontakt med bränslet. Med antagandet enligt ovan att denna cesiummängd från en skadad kapsel direkt



Figur 10-1. Dosrat till individ under antagandet att utsläppet från en initialt skadad kapsel sker direkt till biosfären.

skulle nå biosfären kan den ge upphov till en dos av ca 0,03 mSv. I realiteten tar det ca tio år innan maximal utsläppstakt från närområdet uppnås, vilket sänker dosraten från cesium till procentnivåer av de som angivits i Figur 10-1.

Redan här kan alltså konstateras att närområdets barriärer begränsar utsläppen till nivåer som ligger under gällande gränsvärde 0,1 mSv/år.

De säkerhetsmässiga krav som måste ställas på berget runt förvaret är således i första hand att det skall bevara en ur kemisk och mekanisk synpunkt stabil miljö kring förvaret, så att de tekniska barriärernas funktion säkerställs.

För att i övrigt klarlägga den säkerhetsmässiga betydelsen av bergbarriären vid Finnsjön, har en geohydrologisk modellering av området gjorts. Vattenflöde och transporttider upp till biosfären i olika delar av förvaret har beräknats.

Provtagning i Finnsjöområdet visar att vatten under Zon 2 har en mycket högre salthalt än det ytligare vattnet. Denna skiktning av grundvattnets densitet innebär att grundvattenomsättningen under Zon 2 reduceras. Studier visar på mellan 10 och 100 gånger långsammare vattentransporttid mellan förvarsdjup och markyta vid existerande salthalter jämfört med ett renodlat sötvattenfall. Beräkningarna i SKB 91 baseras på det ogynnsammare sötvattenfallet eftersom den rådande situationen kan komma att förändras under de tidsperioder som måste överblickas, och eftersom utbyggnaden kan komma att rubba balansen. Ett utsläpp till salt vatten ger normalt väsentligt lägre doser än om utsläppet sker i drickbart vatten.

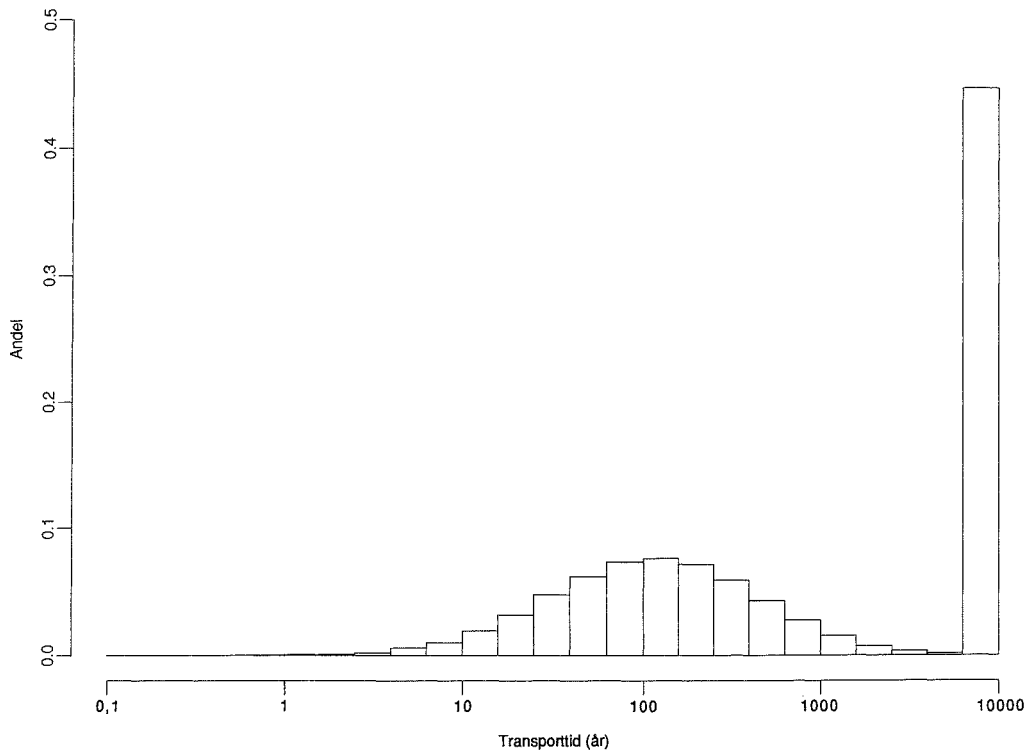
Analysen av läckaget vid en initial kapselskada visar att utsläppet av radionuklider från närområdet endast i ringa utsträckning påverkas av vattenflödet kring deponeeringshållet.

Grundvattnets rörelser i modellblocket har beräknats med både stokastiska och deterministiska hydrologimodeller. De strömningsmönster som genererats är i god överensstämmelse med varandra. Resultaten visar att strömningen huvudsakligen styrs av topografiska förhållanden och den flacka Zon 2 över förvaret. Andra sprickzoner påverkar flödesbilden endast i liten omfattning. Den huvudsakliga utströmningen av grundvatten från förvarsområdet sker till Skålsjön eller till det ytvatten som rinner ner mot Skålsjön längs Imundbozonens dalgång, se den utvikbara kartan längst bak i rapporten.

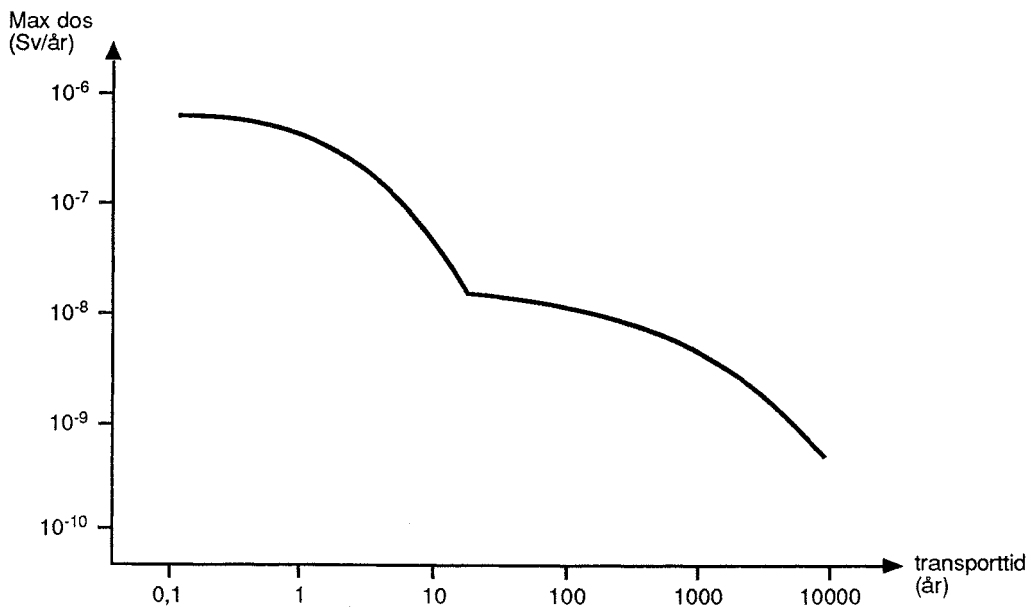
Transporttiderna för vatten upp till markytan har beräknats för strömbanor som startar i olika delar av förvarsområdet. För nära hälften av strömbanorna är vattnets transporttid längre än 10 000 år, se Figur 10-2. För de strömbanor som når marken före 10 000 år har medianvärdet för vattentransporttiden i referensfallet beräknats till 110 år. I förvarets nordöstra hörn genereras, med en sannolikhet av 5 á 10%, vattentransporttider kortare än 10 år.

Beräkningarna visar att storleken av utsläppet till biosfären av nuklider i viss mån påverkas av vattentransporttiden. Om de från närområdet frigjorda nukliderna når biosfären via en strömbana med vattentransporttiden kortare än 10 år ger beräkningarna en ca tio gånger högre dos än om utsläppet varit via en strömbana med 100 års transporttid. Vid 1 000 års vattentransporttid och längre sjunker doserna kraftigt, se Figur 10-3.

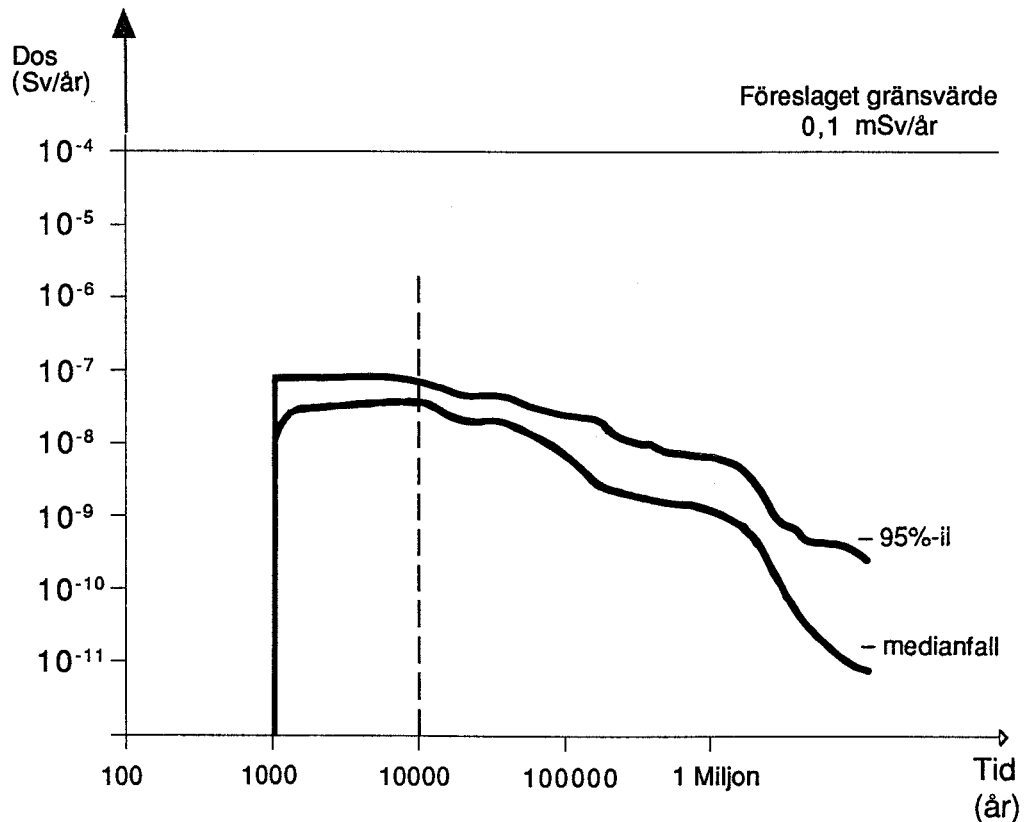
Hela kedjan av beräkningar från frigörelse ur bränslet till dos i biosfären har genomförts för referensfallet. Resultaten visar att förvarets effekter på omgivningen med drygt en faktor 1 000 underskrider det av myndigheterna föreslagna gränsvärdet för



Figur 10-2. Histogram över transporttiden för vatten från olika delar av förvaret till markytan vid 500 realiseringar av referensfallet.



Figur 10-3. Maximal dosintekning vid utsläpp från en initialt defekt kapsel vid olika transporttider för grundvatten från kapsel till biosfär.



Figur 10-4. Referensfallet – Dosintekning för individer vid olika tider efter förvarets förslutning. Kurvorna visar ett medelfall och ett ogynnsamt fall.

individdos och att resultatet är relativt okänsligt för den slumpmässiga variabiliteten i de hydrauliska förhållandena, se Figur 10-4.

Betydelsen av det sätt på vilket radioaktiva ämnen kommer ut i biosfären har studerats med en biosfärmodell. Jämfört med ett utläckage till den standardbiosfär som använts i referensfallet skulle samma utsläpp till Östersjön ge doser som är ca 100 gånger lägre. Skulle en brunn vara så extremt placerad att den lyckas suga till sig samtliga radionuklider som läcker ut ur ett förvar skulle en individ som fyller hela sitt vattenbehov med vatten enbart från denna brunn få en upp till 100 gånger högre dos.

Sammanfattningsvis visar analyserna att närområdets barriärer isolerar de radioaktiva ämnena i det använda bränslet mycket effektivt. Radioaktiva klyvningsprodukter och samtliga aktinider med hög begynnelseaktivitet och med potential att ge höga individdoser kvarhålls i närområdet. Sålunda avklingar cesium-137 och strontium-90 innan vattnet kommer i kontakt med bränslet i en skadad kapsel. Lösighetsbegränsningar och sorption i leran hindrar andra ämnen med hög begynnelseaktivitet såsom aktiniderna plutonium, neptunium och americium samt de långlivade klyvningsprodukterna zirkonium-93, palladium-107 och tenn-126 att komma ut i berget även om kapseln är skadad.

I praktiken är det endast de lättlösliga och långlivade ämnena kol-14, jod-129 och cesium-135 samt de långlivade urandöttrarna radium-226 och protaktinium-231 som kan komma ut ur närområdet. Detta begränsar således (även med en skadad kapsel) utsläppet till en så låg nivå att det säkerhetsmässiga behovet av bergets barriärfunktion blir mycket begränsat. Kravet på berget ur säkerhetssynpunkt är därför framför-

allt att det skall ge en mekaniskt stabil omgivning där kapslar kan deponeras utan att hamna mitt i potentiella rörelsezoner och att det skall ge en kemiskt stabil reducerande miljö för närområdet.

10.3 BERGET SOM BARRIÄR – VARIATIONSBERÄKNINGAR

Säkerhetskraven för ett förvar innebär att den slutliga förvaringens säkerhet skall baseras på flera passiva barriärer. Även om det således ur säkerhetssynpunkt inte är nödvändigt att hitta den geologiskt allra förmånligaste platsen för ett förvar i Sverige, så är det rimligt att söka optimalt utnyttja den potential till barriärfunktion som berget på en plats erbjuder.

Den kemiska miljön i svensk berggrund och den stabilitet som kan tillskrivas bergblock som kan bli aktuella för förvaret varierar endast i ringa omfattning från plats till plats. Den faktor som på enklaste sätt sammanfattar en viss bergvolymens barriärpotential är fördelningen av vattentransporttider från förvaret till biosfären. För att belysa hur denna egenskap påverkas av olika platsspecifika egenskaper och parametrar har ett femtontal variationer av de hydrauliska förutsättningarna i referensfallet genomförts.

Variationerna omfattar

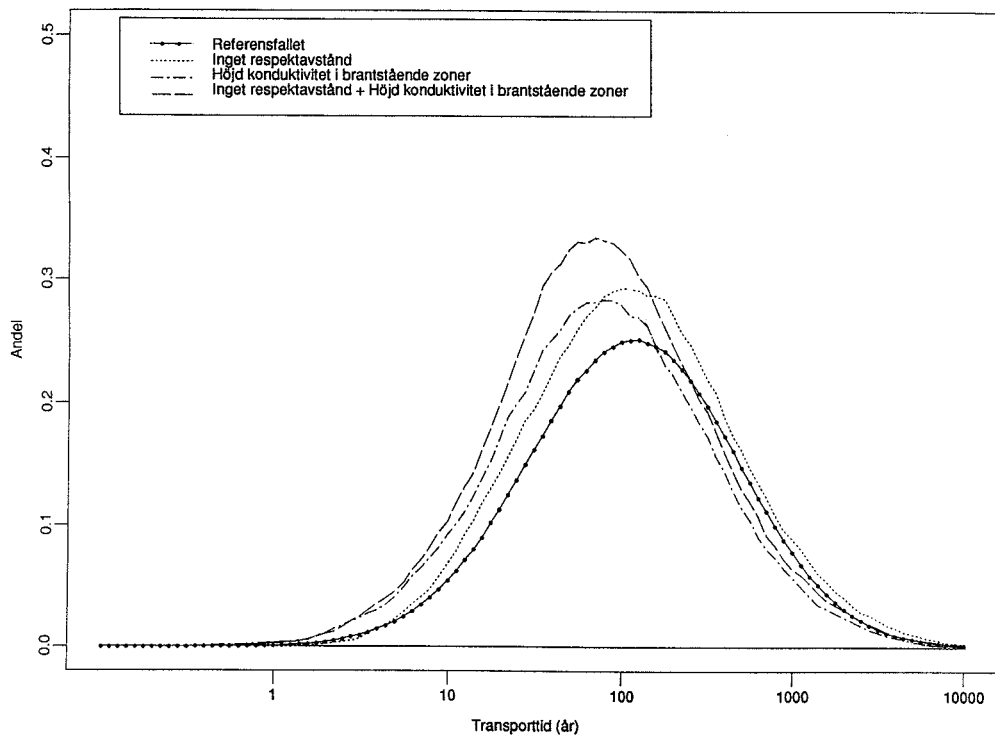
- bergmassans egenskaper i förvarsområdet;
- inverkan av brantstående strukturer;
- inverkan av flacka strukturer;
- regionala och lokala hydrauliska gradienter.

Andra variationer har gjorts för att visa betydelsen av kontaktyta mellan strömmande grundvatten och berg, dispersion och matrisindiffusion, och betydelsen av saltskiktning i grundvattnet.

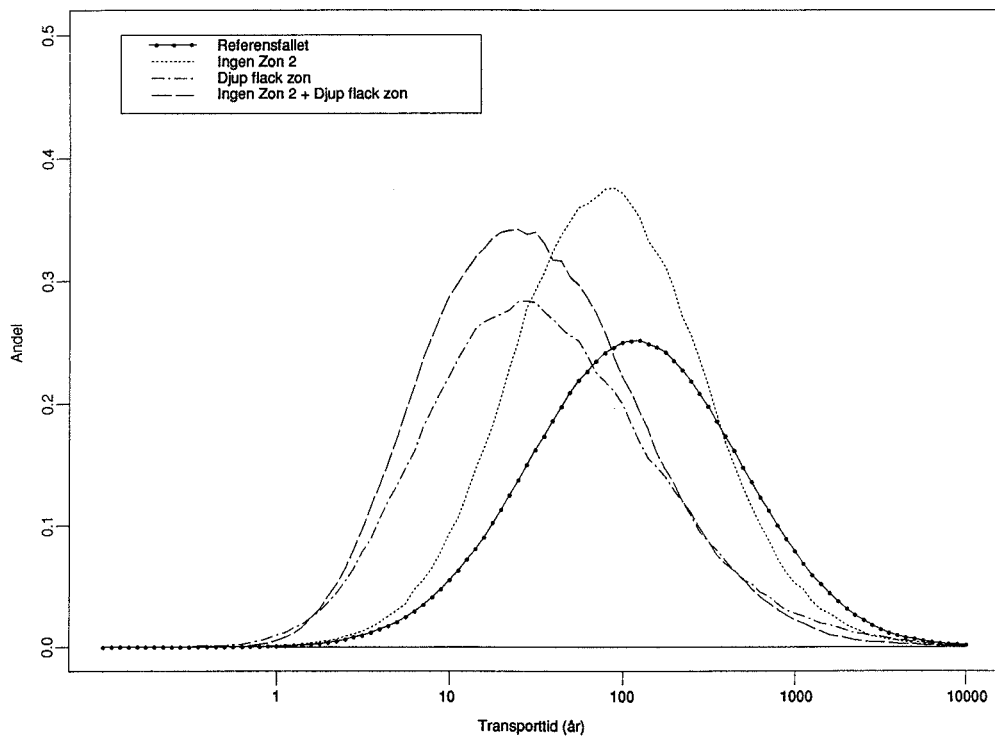
En allmän observation är att strömlinjebild och vanligt förekommande transporttider i en berggrund som i Finnsjöområdet är relativt lite påverkade av de brantstående sprickzonernas lägen och deras avstånd till förvaret. För att en tydlig inverkan på transporttiderna skall ses måste kvoten mellan sprickzonernas och bergets vattengenomsläpplighet höjas från drygt en faktor 10, till mer än 100, se Figur 10-5.

En starkare påverkan fås av variationer i sprickzoner med nära horisontell orientering. Tas den över förvaret liggande Zon 2 bort och ersätts med ”normalt” berg ändras strömningsbild, strömbanorna blir flackare och en större andel mynnar längre bort från förvaret. Om en liknande flack zon antas ligga parallellt med Zon 2 men under förvaret blir ändringen kraftigare, se Figur 10-6. Utströmningen styrs till zonen skärning med markytan och vattentransporttiderna blir 4 à 5 gånger kortare. En starkt vattenförande flack zon under förvaret bör undvikas.

Variationsanalyserna visar **sammanfattningsvis** att strömningsbild och transporttid för vatten från förvaret till biosfären i relativt liten utsträckning förändras vid de flesta variationer som genomförts. Väsentliga förändringar skapas i första hand av flacka starkt vattenförande zoner som kan ge både gynnsammare och ogynnsammare förhållanden än i referensfallet, genom att isolera förvaret från grundvattengradienter i markytan eller genom att styra det vatten som passerar förvaret upp i ett närliggande utströmningsområde. Effekten av förvarets tekniska barriärer innebär dock även i det



Figur 10-5. Vattentransporttidernas beroende av avståndet mellan förvar och sprickzoner och av kvoten mellan vattengenomsläppligheten i sprickzoner och berg.



Figur 10-6. Vattentransporttidernas beroende av flacka zoner med hög vattenföring.

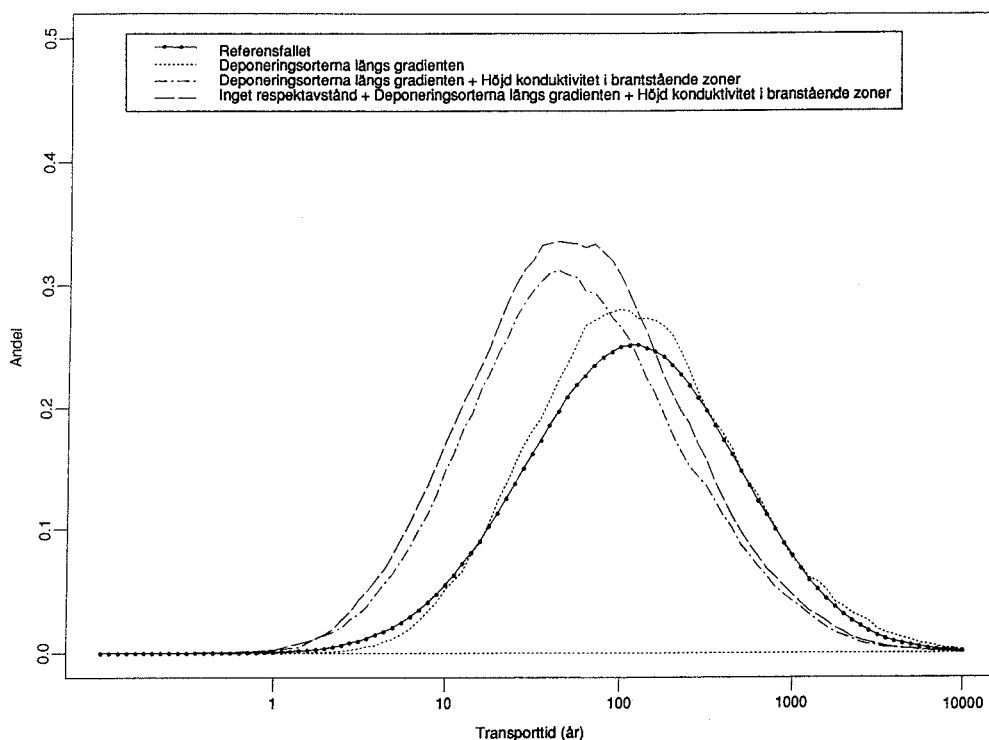
ogynnsammaste beräkningsfallet att dosbelastningarna inte påverkas mera än med drygt en tiopotens, dvs väsentligt mindre än marginalen till föreslagna gränsvärden.

Om en hög salthalt i grundvattnet kring förvaret finns kvar under lång tid blir grundvattenomsättningen lägre genom förvaret samtidigt som vissa spridningsvägar till människan bortfaller genom att brunnar blir salta.

Effekten av många av ovan diskuterade variationer är naturligtvis i viss mån beroende av de lokala förhållanden som valts för referensfallet. Även om likheten mellan framtida kandidatplatser kan vara stor bör en överföring av resultaten till slutsatser som gäller för andra platser därför göras med försiktighet.

10.4 FÖRVARSAUTFORMNING – ANPASSNING TILL LOKALA FÖRHÅLLANDEN

Utbyggnaden av deponeringsorter kan ge en zon med högre vattengenomsläpplighet parallellt med orten. Om ortriktningen avviker från gradientens riktning fås inga nämnvärda effekter. Till och med när orterna orienteras maximalt ogynnsamt i förhållande till huvudsprickriktning och gradient är effekterna små. Först när detta kombineras med stora skillnader i hydraulisk konduktivitet mellan berg och närliggande sprickzoner märks en förhöjning av andelen korta transporttider, se Figur 10-7.



Figur 10-7. Vattentransporttidernas beroende av en förhöjd vattengenomsläpplighet kring förvarsorterna.

Transporten av radionuklider styrs av strömbanorna genom förvaret. Genom att anpassa förvarets utformning till grundvattnets strömningsmönster kan man undvika att placera kapslar i positioner som kan ge korta transporttider.

Under förutsättning att bergblocket är tillräckligt stort, eller att flera angränsande block kan användas för deponering, ger den utnyttjade förvarsprincipen en god möjlighet att anpassa lägen för orter och deponeringshål till successivt erhållen information om förvarsbergets lokala egenskaper. Analyserna visar att förvarsblockets hydrauliska förhållanden är sådana att de kortaste transporttiderna genomgående är knutna till ett specifikt hörn i förvaret. För ett område som Finnsjön är värdet av att inte deponera i detta hörn större än att söka undvika deponeringspositioner som av slump visat sig ligga i ogynnsamma förhållanden.

Variationerna omfattande zoner ovanför och under förvaret visar att ett respektavstånd mellan större flacka sprickzoner och närmaste kapselpositioner kring 100 m är väl motiverat. En ändring av förvarets nivå med 100 m upp eller ner påverkar transporttiderna med ca en faktor två.

Sammanfattningsvis kan konstateras att det finns möjlighet att via förvarets utformning utnyttja den lokala berggrundens möjlighet att fungera som säkerhetsbarriär. Skillnaderna vid olika utnyttjande av lokalen förefaller dock inte normalt vara av sådan storlek att de skulle vara avgörande för om förvaret skulle vara acceptabelt eller inte. En huvudorsak till denna ringa känslighet är att säkerhetsanalysen tar hänsyn till att förvaret är utbrett i rummet. Även om en viss inläggning av förvaret skulle medföra att ett antal kapselpositioner kommer i ett mindre gynnsamt läge, påverkas säkerheten för förvaret som helhet endast marginellt.

Kvalitativa värderingar enligt ovan bedöms vara giltiga för alla platser som studerats i Sverige. En kvantifiering av värdet att anpassa förvaret till de lokala förhållandena är dock starkt lokalbunden. I Finnsjön har dessutom den platsanknutna informationen endast delvis tagits fram för att utnyttjas i en säkerhetsanalys.

Liknande bedömningar om ingående parametrars betydelse måste dock alltid göras vid anpassningen av ett förvar till en förläggingsplats. Det finns stora likheter vad gäller dataunderlagets bristande fullständighet mellan förutsättningarna för SKB 91 och de som kommer att råda i ett tidigt skede av en platsutvärdering. Den väsentliga skillnaden är möjligheten att löpande styra de geologiska undersökningarna på en kandidatplats till parametrar och strukturer som i de tidiga analyserna visar sig vara viktiga. Fortsatta analyser med ett utökat underlag, varvat med verifierande undersökningar och en utveckling av dataunderlaget, möjliggör en successivt ökad förståelse av platsens säkerhetsmässiga funktion och en lokal anpassning av förvarsutformningen.

Beräkningssystemet som använts för SKB 91 har därför byggts upp så att det möjliggör löpande analyser parallellt med pågående platskaraktärisering och förvarsutformning. Detta medför att modeller kan bytas ut för att motsvara önskad detaljningsnivå och databaser och de flesta parametrar kan förändras på ett enkelt sätt och utan ingrepp i modeller och datorprogram.

10.5 SAMMANFATTANDE SLUTSATSER

Säkerhetsanalysen SKB 91 visar, att ett förvar anlagt djupt ner i svenskt urberg och med långtidsstabila tekniska barriärer med god marginal uppfyller av myndigheterna föreslagna säkerhetskrav. Säkerheten hos ett sådant förvar är endast i ringa utsträckning beroende av det omgivande bergets förmåga att fördröja och sorbera utläckande radioaktiva ämnen. Bergets funktion är i första hand att under lång tid ge stabila mekaniska och kemiska förhållanden så att de tekniska barriärernas långtidsfunktion inte äventyras.

SKB 91 har visat, att de säkerhetsmässiga krav som måste ställas på en plats där ett slutförvar skall byggas är sådana att de torde vara uppfyllda på de flesta platser som SKB undersökt i Sverige. Analyserna visar också att det finns ett antal faktorer som kan vara starkt styrande för hur berggrunden fungerar som extra säkerhetsbarriär. Exempel på sådana är förekomst och läge av flacka strukturer och deras vattenföring.

SKB 91 utgör ett exempel på hur funktions- och säkerhetsanalyser kan användas för att belysa betydelsen av olika geologiska strukturer i ett tilltänkt förvarsområde och för att klargöra faktorer som är väsentliga ur säkerhetssynpunkt. Metodiken kan, i ett fortsatt lokaliseringsarbete, utnyttjas för att anpassa förvaret på ett sådant sätt att bergets förmåga att bidra till förvarets säkerhet utnyttjas på bästa sätt. Detta fordrar dock tillgång till plats-specifika data och möjlighet att successivt komplettera dessa data parallellt med fortlöpande säkerhetsanalyser.

REFERENSER

Kapitel 2

- 2-1** Disposal of radioactive waste – Review of Safety Assessment Methods.
A report from the Performance Assessment Advisory Group of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency, OECD/NEA, Paris.
1991
- 2-2** Disposal of Radioactive Waste – Can Long-term Safety be Evaluated?
An International Collective Opinion, OECD/NEA, Paris.
1991
- 2-3** Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories, Systematic Approaches to Scenario Development, Report of the NEA Working Group on the Identification and Selection of Scenarios for Performance Assessment of Radioactive Waste Disposal. OECD/NEA, Paris.
1992
- 2-4** **Ed. Andersson J**
The Joint SKI/SKB Scenario Development Project.
SKB Technical Report TR 89-35.
December 1989
- 2-5** **Kjellbert N, Eng T**
Processes and events in the SKB 91 PROCESS SYSTEM.
SKB Arbetsrapport AR 92-34 (under framtagning).
May 1992
- 2-6** Kärnkraftens slutsteg, PLAN 91.
Kostnader för kärnkraftens radioaktiva restprodukter.
SKB.
Juni 1991
- 2-7** Disposal of high level radioactive waste.
Consideration of some basic criteria. A consultative document.
- 2-8** IAEA Safety standards.
Safety principles and technical criteria for the underground disposal of high level radioactive waste. Safety Series No 99, Vienna.
1989

Kapitel 3

- 3-1** **Forsyth R S, Werme L O, Bruno J**
J Nucl Mater 138 (1986) 1.
1986
- 3-2** **Forsyth R S, Werme L O**
Corrosion Tests on Spent PWR Fuel in Synthetic Groundwater.
SKB Technical Report TR 87-16.
September 1987

- 3-3 Thomas L E, Beyer C E, Charlot L A, Guenther R J**
Microstructural Analysis of LWR Spent Fuels at High Burnup.
J Nucl Mater (in print).
1991
- 3-4 Gray W J, Strachan D M, Wilson C N**
Gap and Grain-Boundary Inventories of Cs, Tc, and Sr in Spent LWR Fuel
EMRS 1991 Fall Meeting, Proceedings of a Conference on the Scientific Basis
for Nuclear Waste Management 1991.
Materials Research Society, Pittsburgh PA, to be printed 1992.
1991
- 3-5 Forsyth R S, Werme L O**
Spent Fuel Corrosion and Dissolution.
Accepted for publication in J Nucl Mater.
1991
- 3-6 Johnson L H**
The Dissolution of Irradiated UO₂ Fuel in Groundwater, Atomic Energy of
Canada Ltd. Report AECL-6837.
Report AECL-6837.
1982
- 3-7 Werme L O, Sellin P and Forsyth R S**
Radiolytically Induced Oxidative Dissolution of Spent Nuclear Fuel.
SKB Technical Report TR 90-08.
May 1990
- 3-8 Katayama Y B, Bradley D J, Harvey C O**
Status Report on LWR Spent Fuel IAEA Leach Tests, Battelle Pacific North-
west.
Laboratory Report PNL-3173.
1980
- 3-9 Ingemansson T, Elkert J**
Model for Calculation of Absorbed Alpha and Beta Radiation Dose to Water
with Highly Burnt Up Nuclear Fuel.
ABB Atom Report RM 91-23.
1991
- 3-10 Sunder S, Boyer G D, Miller N H**
XPS Studies of UO₂ Oxidation by Alpha Radiolysis of Water at 100°C, *175*
(1990) 163.
J Nucl Mater.
1990
- 3-11 Sunder S, Shoesmith D W, Miller N H, Wallace G J**
Determination of Criteria for Selecting a UO₂ Fuel Dissolution Model for
Nuclear Fuel Waste Management Concept Assessment.
EMRS 1991 Fall Meeting, Proceedings of a Conference on the Scientific Basis
for Nuclear Waste Management 1991, Materials Research Society, Pittsburgh
PA, to be printed 1992.
1991
- 3-12 Smith H J, Tait J C, von Massow R E**
Radioactive Decay Properties of Bruce "A" CANDU™ UO₂ Fuel and Fuel
Recycle Waste, Atomic Energy of Canada Ltd.
Report AECL-9072.
1987

- 3-13 Shoesmith D W, Sunder S**
An Electrochemically-Based Model for the Dissolution of UO₂.
SKB Technical Report TR 91-63.
December 1991
- 3-14 Johnson L H, Shoesmith D W**
Radioactive Waste Forms for the Future.
Eds. Lutze W and Ewing R C, Elsevier Science Publishers B. V. pp. 635-698.
1988
- 3-15 Lemire R J**
Effects of High Ionic Strength Groundwater on Calculated Equilibrium Concentrations in the Uranium-Water System, Atomic Energy of Canada Ltd.
Report AECL-9549.
1987
- 3-16 Johnson L H, Joling H H**
The Dissolution of Irradiated Fuel under Hydrothermal Conditions.
In: Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 6, Ed. Topp S V (Elsevier Science Publishing Co) p. 321.
1982
- 3-17 Wilson C N**
Results from Long-Term Dissolution Using Oxidized Spent Fuel.
Mat. Res. Soc. Symp. Vol. 212, Materials Research Society.
1991
- 3-18 Forsyth R S, Werme L O, Bruno J**
Preliminary study of spent UO₂-fuel corrosion in the presence of bentonite,
J Nucl Mater, 160 (1988) 218.
1988
- 3-19 Gray W J, McVay G L, Barner J O, Shade J W, Cote R W**
Evaluation of Spent Fuel as a Waste Form in a Salt Repository.
In: Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 26, Ed. McVay G L (Elsevier Science Publishing Co) p. 437.
1984
- 3-20 Christensen H, Bjergbakke E**
Alpha-Radiolysis of Aqueous Solutions.
In: Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 50, Ed. Werme L O (Materials Research Society) p. 401.
1986
- 3-21 Christensen H**
Calculation of the Effect of α -Radiolysis on UO₂ Oxidation.
Studsvik Nuclear technical Note NS-90/72.
1990
- 3-22 Christensen H, Sunder S, Shoesmith D W**
Calculations of Radiolysis in Connection with UO₂ Oxidation Studies. III.
Adjustment of the final stage of oxidation.
Studsvik Technical Note NS-90/99.
1990

- 3-23 Cramer J, Vilks P, Larocque J P A**
Near-Field Analogue Features from Cigar Lake Uranium Deposit
In: Natural Analogues in Nuclear Waste Disposal, Eds. Côme B and Chapman N A (The Commission of the European Communities) EUR 11037.
1987
- 3-24** Kärnkraftens slutsteg, PLAN 90.
Kostnader för kärnkraftens radioaktiva restprodukter.
SKB
Juni 1990
- 3-25** SKB Annual Report 1991. Including summaries of Technical Reports issued during 1991.
SKB Technical Report TR 91-64 (under framtagning).
May 1992
- 3-26 Håkansson R**
Calculations of radionuclide content and decay heat in spent fuel.
SKB Arbetsrapport AR 90-17.
April 1990
- 3-27 Kjellbert N**
Bränslemängder, radionuklidinnehåll, resteffekter och typkapsel för SKB 91.
SKB Arbetsrapport AR 90-41.
November 1990

Kapitel 4

- 4-1 Benjamin L A, Hardie D, Parkins R N**
Investigation of the Stress Corrosion Cracking of Pure Copper.
SKBF/KBS Technical Report TR 83-06.
April 1983
- 4-2 Sanderson A, Szluha T F, Turner J L, Leggatt R H**
Feasibility Study of Electron Beam Welding of Spent Fuel Nuclear Waste Canisters.
SKBF/KBS Technical Report TR 83-25.
April 1983
- 4-3 Henderson P J, Österberg J-O, Ivarsson B G**
Low Temperature Creep of Copper Intended for Nuclear Waste Containers, Swedish Institute for Metals.
Rapport IM-2780.
1991
- 4-4 Rajainmäki H, Nieminen M, Laakso L**
Production Methods and Costs of Oxygen Free Copper Canisters for Nuclear Waste Disposal.
SKB Technical Report TR 91-38.
June 1991
- 4-5** Feasibility Study of detection of Defects in thick Welded Copper.
Tekniska Röntgencentralen.
SKBF/KBS Technical Report TR 83-32.
April 1983

- 4-6** Corrosion Resistance of a Copper Canister for Spent Nuclear Fuel.
The Swedish Corrosion Institute and its Reference Group.
SKBF/KBS Technical Report TR 83-24.
April 1983
- 4-7 King F, Leneveu D**
Prediction of the Lifetimes of Copper Nuclear Waste Containers, Focus '91.
Proceedings of a Conference on Nuclear Waste Packaging, American Nuclear
Society, LaGrange Park IL, USA.
To be printed 1992
- 4-8 Sellin P**
Modelling of Copper Ion/Bentonite Interaction.
SKB Arbetsrapport AR 90-14.
May 1990
- 4-9 Taxén C**
Korrosionseffekter av ett litet hål i en kopparkapsel för utbränd kärnbränsle.
SKB Arbetsrapport AR 91-26.
Mars 1991
- 4-10 Pusch R, Nilsson J, Ramqvist G**
Final Report of the Buffer Mass Test - Volume I: Scope, preparative field work
and test arrangement.
Stripa Project Technical Report TR 85-11.
July 1985
- 4-11 SKB - FoU-program 1989**
Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Del II program 1990-1995.
Avsnitt 5.3.
September 1989
- 4-12 Börgesson L**
Laboratory Testing and Computer Simulations of Clay Barrier Behavior.
Sciences Geologiques vol III p 117; Proceedings of the 9th International Clay
Conference, Strassbourg.
1989

Kapitel 5

- 5-1** Projekt Kärnbränslesäkerhet
Kärnbränslecykelns slutsteg, Förglasat avfall från upparbetning.
KBS.
1977
- 5-2** Projekt Kärnbränslesäkerhet
Kärnbränslecykelns slutsteg. Slutförvaring av använt kärnbränsle.
KBS.
1978
- 5-3** Kärnbränslecykelns slutsteg. Använt Kärnbränsle <196> KBS-3.
SKBF/KBS.
Maj 1983

- 5-4 Carlsson L, Gidlund G**
Evaluation of the hydrogeological conditions at Finnsjön.
SKBF/KBS Technical Report TR 83-56.
May 1983
- 5-5 Ahlbom K, Smellie J (Eds)**
Characterization of fracture zone 2, Finnsjön study-site.
SKB Technical Report TR 89-19.
August 1989
- 5-6 Ittner T**
Long term sampling and measuring program. Joint report for 1987, 1988 and 1989, Within the project: Fallout studies in the Gideå and Finnsjö areas after the Chernobyl accident in 1986.
SKB Technical Report TR 91-09.
December 1990
- 5-7 Ahlbom K, Tirén S**
Overview of geologic and geohydrologic conditions at the Finnsjön site and its surroundings.
SKB Technical Report TR 91-08.
January 1991
- 5-8 Eronen M, Olander H**
On the world's ice ages and changing environment. Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies.
Report YJT-90-13.
1990
- 5-9 Mörner N-A**
The Fennoscandian uplift and late Cenozoic geodynamics: geological evidence.
GeoJournal Vol. 3.3.
1979
- 5-10 Bergqvist E**
Postglacial land uplift in northern Sweden.
Some remarks on its relation to the present rate of uplift and the uncompensated depression. GFF, Vol 99, pp 347-357.
1977
- 5-11 Lindewald H**
Salt grundvatten i Sverige.
SGU, Rapporter och Meddelanden Nr 39.
1985
- 5-12 Axelsson C-L, Byström J, Eriksson Å, Holmén J, Haitjema H M**
Hydraulic evaluation of the groundwater conditions at Finnsjön. The effect on dilution in a domestic well.
SKB Technical Report TR 91-54.
September 1991
- 5-13 Wikberg P**
Grundvattenkemi i SFR.
SKB Arbetsrapport AR SFR 85-05.
1986

- 5-14 Slunga R**
The earthquakes of the Baltic shield.
SKB Technical Report TR 90-30.
June 1990
- 5-15 Boulton G S**
Proposed approach to time-dependent or even-scenario modelling of future glaciation in Sweden.
SKB Arbetsrapport AR 91-27.
1991
- 5-16 Kullinger B**
Artikel i "Boken om Bergslagen". A-C Backlund (redaktör).
Rubicon, Stockholm.
1988
- 5-17 Geier J E, Axelson C**
Discrete Fracture Modelling of the Finnsjön rock mass. Phase 1: Feasibility study.
SKB Technical Report TR 91-13.
March 1991
- 5-18 Vuorila P, Kuivamäki A, Veriö A**
Observations on long-term stability of the bedrock in Finland.
Proceedings from OECD/NEA workshop on Long-term observation of geological environment: needs and techniques, 9-10 Sept. 1991, Helsinki, Finland.
1991
- 5-19 Tirén S**
Geologic setting and deformation history of a low angle fracture zone at Finnsjön, Sweden. In Characterization of fracture zone 2, Finnsjön study-site .
SKB Technical Report TR 89-19, part II.
August 1989
- 5-20 Tullborg E-L, Larson S-Å**
Fissure fillings from Finnsjön and Studsvik, Sweden. Identification, chemistry and dating.
SKBF/KBS Technical Report TR 82-20
December 1982
- 5-21 Wickman F E, Åberg G, Levi N**
Rb-Sr dating of alteration events in granitoids.
Contrib. Mineral. Petrol., 83.
1983
- 5-22 Olkiewicz A**
Lineament, sprickzoner och sprickor inom norra Uppland med speciel betoning på undersökningsområdet vid Finnsjön.
SKBF/KBS Arbetsrapport AR 81-34.
1981
- 5-23 Andersson J-E, Ekman L, Winberg A**
Detailed investigations of fracture zones in the Brändan area, Finnsjön study site. Analysis of the conductive fracture frequency.
SKB Arbetsrapport AR 88-08.
February 1988

- 5-24 Carlsson L, Winberg A, Arnefors J**
Hydraulic modeling of the final repository for reactor waste (SFR). Compilation and conceptualization of available geological and hydrogeological data.
SKB Progress Report, SFR 86-03.
1986
- 5-25 Lager I**
The Dannemora iron ore deposit. In: Lundström I, and Papunen, H; Mineral deposits of southwestern Finland and the Bergslagen Province, Sweden. Excursion guide nr 3.7. IAGOD Symposium, 1986.
Sveriges Geologiska Undersökning, Serie Ca 61.
1986
- 5-26 Bjarnason B, Stephansson O**
Hydraulic fracturing stress measurements in borehole Fi-6, Finnsjön study site, central Sweden.
SKB Arbetsrapport AR 88-54.
1988
- 5-27 Rosengren L, Stephansson O**
Distinct element modelling of the rock mass response to glaciation at Finnsjön, central Sweden.
SKB Technical Report TR 90-40.
December 1990
- 5-28 Andersson J-E, Nordqvist R, Nyberg G, Smellie J, Tirén S**
Hydrogeological conditions at the Finnsjön area. Compilation of data and conceptual model.
SKB Technical Report TR 91-24.
February 1991
- 5-29 Ahlbom K, Smellie J A T (Ed.)**
Characterization of fracture zone 2, Finnsjön study site.
Journal of Hydrology, Special issue, Vol. 126, Nos. 1-2.
1991
- 5-30 Pusch R, Börgesson L, Knutsson S**
Origin of silty fracture fillings in crystalline bedrock.
GFF, Vol 112, Part 3.
1990
- 5-31 Talbot C J**
Problems posed to a bedrock radwaste repository by gently dipping fracture zones.
GFF Vol 112, Part 4.
1990
- 5-32 Ahlbom K, Andersson P, Ekman L, Tirén S**
Characterization of fracture zones in the Brändan area, Finnsjön study site, central Sweden.
SKB Arbetsrapport AR 88-09.
June 1987
- 5-33 Gustafsson E, Andersson P**
Groundwater flow conditions in a low angle fracture zone at Finnsjön, Sweden. In Characterization of fracture zone 2, Finnsjön study-site.
SKB Technical Report TR 89-19.
August 1989

- 5-34 Carlsson, A, Winberg A, Grundfelt B**
 Model calculations of the groundwater flow at Finnsjön, Fjällveden, Gideå and Kamlunge.
 SKBF/KBS Technical Report TR 83-45.
 May 1983
- 5-35 Laurent S**
 Analyses of groundwater from deep boreholes in Kråkemåla, Sternö and Finnsjön.
 SKBF/KBS Technical Report TR 82-23.
 December 1982
- 5-36 Ahlbom K, Andersson P, Ekman L, Gustafsson E, Smellie J, Tullborg E-L**
 Preliminary investigations of fracture zones in the Brändan area, Finnsjön study site.
 SKB Technical Report TR 86-05.
 February 1986
- 5-37 Smellie J, Wikberg P**
 Hydrochemical investigations at Finnsjön, Sweden. In Characterization of fracture zone 2, Finnsjön study site .
 SKB Technical Report TR 89-19.
 August 1989
- 5-38 Abelin H, Neretnieks I, Tunbrant S, Moreno L**
 Final Report of the Migration in a Single Fracture – Experimental Results and Evaluation.
 Stripa Project Technical Report TR 85-03.
 1985
- 5-39 Klockars C-E, Persson O, Tullborg E-L, Larsson S Å, Andersson K, Allard B, Torstenfelt B**
 Migration Experiments in Studsvik.
 SKBF-KBS Technical Report KBS TR 83-18.
 January 1983
- 5-40 Andersson P, Eriksson C-O, Gustafsson E, Ittner T**
 Dipole Tracer Experiment in a Low-angle Fracture Zone at Finnsjön.
 SKB Arbetsrapport AR 90-24.
 March 1990
- 5-41 Byegård J, Albinsson Y, Skarnemark G and Skålberg M**
 Field and laboratory studies of the reduction and sorption of technetium(VII) in Chemistry and Migration Behaviour of Actinides and Fission Products in the Geosphere. Third Conf. in Jerez de la Frontera.
 21-25 Oct. 1991
- 5-42 Eriksen T, Cui D**
 On the Interaction of Granite with Tc(IV) and Tc(VII) in Aqueous Solutions.
 SKB Technical Report TR 91-47.
 October 1991
- 5-43 Birgersson L, Neretnieks I**
 Diffusion in the Matrix of Granitic Rock. Field Tests in the Stripa Mine. Final Report.
 SKB Technical Report TR 88-08.
 April 1988

- 5-44 Rundberg R S, Albinsson Y**
Carbonate Adsorption on Goethite as a Function of pH and Ionic Strength, in Chemistry and Migration Behavior of Actinides and Fission Products in the Geosphere.
Conference in Jerez de la Frontera.
21-25 October, 1991
- 5-45 Sätmark B, Albinsson Y**
Sorption of Fission Products on Natural Occuring Mineral Colloids and their Stability.
Ibid
- 5-46 Pedersen K**
Potential Effects of Bacteria on Radionuclide Transport from a Swedish High Level Nuclear Waste Repository.
SKB Technical Report TR 90-05.
January 1990
- 5-47 Tullborg E-L, Larsson S-Å**
Fissure fillings from Finnsjön and Studsvik Sweden. Identification, chemistry and dating.
SKBF/KBS Technical Report TR 82-20.
December 1982
- 5-48 Wikberg P (Ed.), Gustafson G, Rhén I, Stanfors R**
Äspö Hard Rock Laboratory. Evaluation and conceptual modelling based on the pre-investigations 1986-1990.
SKB Technical Report TR 91-22.
June 1991
- 5-49 Grenthe I, Stumm W, Nilsson A-C, Laaksoharju M, Wikberg P**
Redox potentials and redox reactions in deep groundwater systems.
Submitted to Chemical Geology.
1991
- 5-50 Allard B, Karlsson F, Neretnieks I**
Concentrations of particulate matter and humic substances in deep groundwaters and estimated effects on the adsorption and transport of radionuclides.
SKB Technical Report TR 91-50.
November 1991
- 5-51 Eriksen T**
Radionuclide transport in a single fissure. A laboratory study.
SKBF/KBS Technical Report KBS TR 83-01.
January 1983

Kapitel 6

- 6-1 Ageskog L, Sjödin K**
Tentative outline and siting of a repository for spent nuclear fuel at the Finnsjön site. SKB 91 reference concept.
SKB Technical Report TR 91-36.
September 1991

- 6-2 Thunvik R, Braester C**
Heat propagation from a radioactive waste repository. SKB 91 reference canister.
SKB Technical Report TR 91-61.
March 1991
- 6-3 Ahlbom K, Tirén S**
Overview of geologic and geohydrologic conditions at the Finnsjön site and its surroundings.
SKB Technical Report TR 91-08.
January 1991
- 6-4 Pusch R, Karnland O**
Preliminary report on longevity of montmorillonite clay under repository-related conditions.
SKB Technical Report TR 90-44.
December 1990
- 6-5 Johansson E, Hakala M, Lorig, L J**
Rock Mechanical and Hydraulic Behavior of the Near Field for spent Nuclear Waste.
Report YJT-91-21. Helsinki.
October 1991
- 6-6 Shen B, Stephansson O**
Modelling of Rock Mass Response to Repository Excavations, Thermal Loading from Radioactive Waste and Swelling Pressure of Buffer Material
SKI Technical Report 90:2.
December 1990.
- 6-7 Ahlbom K, Svensson U**
The ground water circulation in the Finnsjön area. The impact of density gradients.
SKB Technical Report TR 91-57.
November 1991
- 6-8 Hökmark H**
Distinct Element Modeling of Fracture Behavior in Near Field Rock.
Stripa Project Technical Report 91-01.
January 1991
- 6-9 Hökmark H, Israelsson J**
Distinct Element Method Modeling of Joint Behavior in Near Field Rock <196>
Relevance of Two-Dimensional Simulations Considering 3D effects of the Fracture System.
Stripa Project Technical Report TR 91-22.
- 6-10 Winberg A**
The role of the disturbed rock zone in radioactive waste repository safety and performance assessment. A topical discussion and international overview.
SKB Technical Report TR 91-25.
June 1991
- 6-11 Pusch R, Neretnieks I, Sellin P**
Description of transport pathways in a KBS-3 type repository.
SKB Technical Report TR 91-49.
December 1991

- 6-12 Pusch R, Börgesson L, Hökmark H, Karnland O**
 Final report on test 4 - Sealing of a natural fine fracture zone.
 Stripa Project Technical Report TR 91-26.
 June 1991
- 6-13 Alcorn, Coons, Christian-Farrar, Wallace**
 Theoretical Investigations of Grout Seal Longevity.
 Stripa Project Technical Report TR 91-24.
 February 1991

Kapitel 7

- 7-1 Axelsson C-L, Byström J, Eriksson Å, Holmien J, Maitjema H M**
 Hydraulic Evaluation of the Ground Water Conditions at Finnsjön. The Effects on Dilution in a Domestic Well.
 SKB Technical Report TR 91-54.
 September 1991
- 7-2 Landström O, Sundblad O**
 Migration of Thorium, Uranium Radium and ¹³⁷Cs in till Soils and their uptake in organic matter and peat.
 SKB Technical Report TR 86-24.
 October 1986
- 7-3 Nebot J, Bruno J**
 The implications of soil acidification on a future HLNW repository; Part I: The effects of increased weathering, erosion and deforestation.
 SKB Technical Report TR 91-45.
 July 1991
- 7-4 Disposal of High Level Radioactive waste Consideration of some basic criteria.**
 Konsultativt dokument 1989.
 Utgivet av tillsynsmyndigheter i Sverige och Finland.
 November 1991
- 7-5 Bergström U, Nordlinder S**
 Dose conversion, Factors for major nuclides within high level waste.
 SKB Technical Report TR 90-35.
 November 1990
- 7-6 Bergström U, Nordlinder S**
 Individual doses from unit releases of long lived radionuclides.
 SKB Technical Report TR 90-09.
 April 1990
- 7-7 Bergström U, Nordlander S**
 Individual doses from radionuclides released to the Baltic Coast.
 SKB Technical Report TR 91-41.
 May 1991
- 7-8 BIOMOVS, Technical Report No 6**
 Irrigation with Contaminated Groundwater.
 SSI.
 May 1989

- 7-9 BIOMOVIS, Technical Report No 5.
Ageing of a lake.
SSI.
1989
- 7-10 **Sundblad B, Bergström H, Evans S, Puigdomenech I**
Long term dynamics of a lake ecosystem and the implications for radiation exposure.
SKB Technical Report TR 88-31.
Sept 1988
- 7-11 **Charles D, Smith G M**
Project -90. Conversion of Releases from the Geosphere to Estimates of Individual Doses to Man.
SKI TR 91:14.
July 1991
- 7-12 ICRP Publication 46, 1985
Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste.
Annals of the ICRP, 15, (4), Pergamon Press, Oxford.
- 7-13 The 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Annals of the ICRP, 21, No 1-3, Pergamon Press
ICRP Publication 60.
1991
- 7-14 Biosphere Scenario Development: An interim report of an SKI/SKB/SSI Biosphere working group.
SKI TR 89:15
- 7-15 **Wright E D**
Semi-annual status report of the Canadian nuclear fuel waste management program 1989, April 1 – September 30.
AECL TR-425-7.
March 1990
- 7-16 **Ahlbom K, Ericsson L O, och Äikäs T**
SKB/TVO Ice age scenario.
SKB Technical Report TR 91-32.
1991
- 7-17 **Björck S and Svensson N-O**
Climatic change and uplift patterns – past, present and future.
SKB Technical Report TR 92-XX (under framtagning).
1990
- 7-18 **Eronen M and Olander H**
On the world's ice ages and changing environments.
Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies. Helsingfors.
Report YJT-90-13.
1990
- 7-19 **Kukla G, Berger A, Lotti R and Brown J**
Orbital signature of interglacials
Nature, 290, pp 295-300.
1981

- 7-20 Imbrie J and Imbrie J Z**
Modelling the climatic response to orbital variations.
Science, 207, pp 943-953.
1980

Kapitel 8

- 8-1 Lovius L, Norman S, Kjellbert N**
Uncertainties in repository performance from spatial variability of hydraulic conductivities – statistical estimation and stochastic simulation using PROPER.
SKB Technical Report TR 90-03.
February 1990
- 8-2 Rae J, Robinson P C**
NAMMU: Finite Element Program for Coupled Heat and Groundwater Flow Problems.
Harwell Report AERE 9610, Harwell Laboratory, Oxfordshire, England.
1979
- 8-3 HYDROCOIN-1**
The International HYDROCOIN Project – Level 1 Code Verification.
Organisation for Economic Cooperation and Development/Nuclear Energy Agency (OECD/NEA) and Swedish Nuclear Power Inspectorate (SKI).
1988
- 8-4 Atkinson R, Herbert A W, Jackson C P, Robinson P C**
NAMMU User Guide (Release 4).
AERE, Harwell Laboratory, Oxfordshire, England.
1987
- 8-5 Dershowitz W S, Herbert W A, Long J**
Fracture flow code crossvalidation plan.
Stripa Project Technical Report TR 89-02.
1989
- 8-6 Dershowitz W S, Lee G, Geier J**
FRACMAN version 2.3 Interactive discrete feature data analysis, geometric modeling, and exploration simulation user documentation.
Golder Associates Inc., Redmond, Washington, USA.
1991
- 8-7 Miller I**
MAFIC version beta 1.2 - Matrix/fracture interaction code with solute transport user documentation.
Golder Associates Inc., Redmond, Washington, USA.
1990
- 8-8 Spalding D B**
A general purpose computer program for multi-dimensional one- and two-phase flow.
Math. Com. Sim. 8, p 267-276.
1981

- 8-9 Norman S**
Verification of HYDRASTAR – A code for stochastic continuum simulation of groundwater flow.
SKB Technical Report TR 91-27.
July 1991
- 8-10 Norman S**
Statistical Inference and Comparison of Stochastic Models for the Hydraulic Conductivity at the Finnsjö Site.
SKB Technical Report TR 92-08.
March 1992
- 8-11 Norman S, Hörnfeldt P, Ström, A**
The implementation of the disturbed rock zone in HYDRASTAR
SKB Arbetsrapport AR 91-18.
May 1991
- 8-12 FEMGEN/FEMVIEW. The Finite Element Pre- and Post-Processor. User Manual. Version 1.**
FEMVIEW Limited.
October 1989
- 8-13 Norman S**
HYDRASTAR – a code for stochastic simulation of groundwater flow.
SKB Technical Report TR 92-12.
May 1992
- 8-14 Andersson J E, Nordqvist R, Nyberg G, Smellie J, Tiren S**
Hydrogeological Conditions in the Finnsjön Area Compilation of Data and Conceptual Model.
SKB Technical Report TR 91-24.
February 1991
- 8-15 Lindbom B, Boghammar A, Lindberg H, Bjelkås J**
Numerical Groundwater Flow Calculations at the Finnsjön Site.
SKB Technical Report TR 91-12.
February 1991
- 8-16 Lindbom B, Boghammar A**
Numerical Groundwater Flow Calculations at the Finnsjön Site – extended regional area.
SKB Technical Report TR 92-03.
March 1992
- 8-17 Lindbom B, Boghammar A**
Numerical Groundwater Flow Calculations at the Finnsjön Site – complementary calculations.
SKB Arbetsrapport AR 91-34.
September 1991
- 8-18 Ahlbom K, Svensson U**
The groundwater circulation in the Finnsjön area – the impact of density gradients.
SKB Technical Report TR 91-57.
November 1991

- 8-19 Geier J E, Axelsson C-L**
Discrete fracture modelling of the Finnsjö rock mass. Phase 1: Feasibility study
SKB Technical Report TR 91-13.
March 1991
- 8-20 Geier J, Axelsson C-L, Hässler L, Benabderrahmane A**
Discrete fracture modelling of the Finnsjön rock mass.
GOLDER Geosystem AB.
SKB Technical Report TR 92-07.
April 1992
- 8-21 Ageskog L, Sjödin K**
Tentative outline and siting of a repository for spent nuclear fuel at the Finnsjön site. SKB 91 reference concept.
SKB Technical Report TR 91-36.
September 1991
- 8-22 SKB 91**
Geohydrologiska beräkningar.
Variationsfall: Beräkningsskala 48 meter (Skala 48).
SKB Arbetsrapport AR 92-30.
Mars 1992
- 8-23 SKB 91**
Geohydrologiska beräkningar.
Variationsfall: Beräkningsskala 24 meter (Skala 24).
SKB Arbetsrapport AR 92-28.
April 1992
- 8-24 SKB 91**
Geohydrologiska beräkningar.
Variationsfall: Tätare beräkningsnät (Mindre block 24).
SKB Arbetsrapport AR 92-27.
April 1992
- 8-25 SKB 91**
Geohydrologiska beräkningar.
Variationsfall: Statistisk anisotropi (Anisotrop).
SKB Arbetsrapport AR 92-32.
April 1992
- 8-26 SKB 91**
Geohydrologiska beräkningar.
Variationsfall: Statistisk modell utan trend (Ingen trend).
SKB Arbetsrapport AR 92-29.
April 1992
- 8-27 Boghammar A**
Memo regarding validation of flux calculation with HYDRASTAR – an SKB 91 study.
SKB Arbetsrapport AR 92-09.
March 1992
- 8-28 Andersson P, Gustafsson F**
Groundwater flow conditions in a low angle fracture zone.
SKB Technical Report TR 89-19.
August 1989

- 8-29** Evaluation of Corrosion Resistance of Material Intended for Encapsulation of Nuclear Fuel Waste.
Status Report Swedish Corrosion Research Institute and its reference group.
KBS Technical Report TR 31.
1977
- 8-30 Bruno J, Sellin P**
Radionuclide solubilities to be used in SKB 91.
SKB Technical Report TR 92-13 (under framtagning).
1992
- 8-31 Bengtsson A, Widén H**
Transient nuclide release through the bentonite barrier.
SKB Technical Report TR 91-33.
May 1991
- 8-32 Brandberg F, Skagius K**
Porosity, sorption and diffusivity data compiled for the SKB 91 study.
SKB Technical Report TR 91-16.
April 1991
- 8-33 Kjellbert N**
Tullgarn – a near field radionuclide migration code.
SKB Arbetsrapport AR 91-25.
August 1991
- 8-34 Norman S, Kjellbert N**
NEAR21 – A near field radionuclide migration code for use with the PROPER package.
SKB Technical Report TR 91-19.
April 1991
- 8-35 Perry R H, Green D W, Maloney J O**
Perry's Chemical Engineers' Handbook, 6th Ed.
- 8-36 Nilsson L, Moreno L, Neretnieks I, Romero L**
A resistance network model for radionuclide transport into the near field surrounding a repository for nuclear waste (SKB, Near Field Model 91).
SKB Technical Report TR 91-30.
June 1991
- 8-37 Elert M, Neretnieks I, Kjellbert N, Ström A**
Description of the transport mechanisms and pathways in the far field of a KBS-3 type repository.
SKB Technical Report TR 92-09.
April 1992
- 8-38 Norman S, Kjellbert N**
FARF31 – A far field radionuclide migration code for use with the PROPER package.
SKB Technical Report TR 90-01.
January 1990
- 8-39 Allard B, Karlsson F, Neretnieks I**
Concentrations of particulate matter and humic substances in deep groundwaters and estimated effects on the adsorption and transport of radionuclides
SKB Technical Report TR 91-50.
November 1991

- 8-40 Eriksson T E, Cui D**
On the interaction of granite with Tc(Iv) and Tc(vII) in aqueous solution.
SKB Technical Report TR 91-47.
October 1991
- 8-41 Andersson P, Eriksson C-O, Gustafsson E, Ittner T**
Dipole Tracer Experiment in a Low-Angle Fracture Zone at the Finnsjön Site,
Central Sweden.
SKB Arbetsrapport AR 90-24.
March 1990

Kapitel 9

- 9-1 Ahlbom K, Svensson U**
The groundwater circulation in the Finnsjö area – the impact of density gradients.
SKB Technical Report TR 91-57.
November 1991
- 9-2 Voss C, Andersson J**
Some aspects of regional flow of variable density groundwater in crystalline basement rock.
SKI TR 91:9
- 9-3 Lindbom B, Boghammar A**
Exploratory calculations concerning the influence of glaciation and permafrost on the groundwater flow system, and an initial study of permafrost influence at the Finnsjön site – an SKB 91 study.
SKB Technical Report TR 91-58.
December 1991
- 9-4 Vallander P, Eurenus, J**
Impact of a repository on permafrost development during glaciation advance.
SKB Technical Report TR 91-53.
December 1991
- 9-5 Rosengren L, Stephansson O**
Distinct element modelling of the rock mass response to glaciation at Finnsjön, Central Sweden.
SKB Technical Report TR 90-40.
December 1990
- 9-6 Ahlbom K, Äikäs T, Ericsson L O**
SKB/TVO ice age scenario.
SKB Technical Report TR 91-32.
June 1991
- 9-7** Disposal of high-level radioactive waste
Consideration of some basic criteria.
- 9-8 Bruno J, Sellin P**
Radionuclide solubilities to be used in SKB 91.
SKB Technical Report TR 92-13 (under framtagning).
1992

- 9-9 Elert M, et al.**
Description of the transport mechanisms and pathways in the far field of a KBS-3 type repository.
SKB Technical Report TR 92-09.
April 1992
- 9-10 Lindbom B, Boghammar A**
Numerical groundwater flow calculations at the Finnsjön study site – the influence of the regional gradient.
SKB Technical Report TR 92-11.
April 1992
- 9-11 Andersson J-E, et al.**
Hydrogeological conditions in the Finnsjön area. Compilation of data and conceptual model.
SKB Technical Report TR 91-24.
February 1991
- 9-12 Bengtsson A, et al.**
Impact from the disturbed zone on nuclide migration - a radioactive waste repository study.
SKB Technical Report TR 91-11.
January 1991
- 9-13 Pusch R, Neretnieks I, Sellin P**
Description of transport pathways in a KBS-3 type repository.
SKB Technical Report TR 91-49.
December 1991
- 9-14 Jansson S**
SKB 91 – Statistical analysis of HYDRASTAR results.
(A reference case with 500 realizations).
SKB Arbetsrapport AR 92-01.
January 1992
- 9-15 SKB 91**
Geohydrologiska beräkningar.
Referensfallet.
SKB Arbetsrapport AR 92-33.
Maj 1992

Anteckningar

A series of horizontal dotted lines for taking notes.

