

föringen av radionuklider till människor. En sammanfattande beskrivning ges också i figur 9.1-1.

9.1.1 Närzonens barriärer, deras funktion och utveckling

Bränslet

Bränslets barriärfunktion är att binda radionukliderna i sig. Bränslet fungerar som barriär tack vare sin låga löslighet i vatten och sin låga korrosionshastighet. Radionukliderna är hårt bundna i bränslestrukturen och därför svåra att lösa upp. Upplösningshastigheten i grundvatten, av den sammansättning som normalt finns på flera hundra meters djup i berget, är mycket låg. Endast en del lättlösliga ämnen som finns på ytan av bränslet samt i spalten mot kapslingsrören kommer vid en eventuell exponering av grundvatten att lösas upp snabbt. Totalt sett utgör bränslet en mycket effektiv barriär mot att radioaktiva ämnen löses.

Bränslet har vid deponeringstillfället mycket hög radioaktivitet. Radioaktiviteten och därmed "farligheten" och resteffekten avtar till en början relativt snabbt men med tiden allt långsammare. Hur det deponerade bränslet förändras med tiden beskrivs i avsnitt 4.2.

Vid alfasönderfall i bränslestavarna bildas helium. Under slutförvaringstiden kommer ett heliumövertryck att byggas upp i mycket långsam takt. Beräkningar visar att övertrycket inte kommer att kunna skada kapseln under den tid bränslet bör hållas isolerat.

Om bränslet skulle komma i kontakt med grundvatten är upplösningshastigheten mycket låg. Bränsleupplösningen påverkas av flera faktorer t ex redoxpotential, grundvattensammansättning, strålning, temperatur och växelverkan med övriga tekniska barriärer. Upplösningsprocesserna beskrivs i avsnitt 10.6.

Stålsatsen

Stålsatsens funktion är att ge mekanisk hållfasthet åt kapseln. De påfrestningar som kapseln kan tänkas utsättas för i berget i form av spänningar och skjuvkrafter ska tas upp av stålsatsen så att bränsleelement och det omgivande kopparhöljet förblir intakta. De överväganden som gjorts vid dimensioneringen av stålkapseln redovisas i avsnitt 5.3.

Då stålsatsen inte står i kontakt med grundvatten är dess nedbrytning försumbar och funktionen intakt. För att grundvattnet ska nå stålsatsen måste det passera genom kopparhöljet. Om grundvatten skulle komma i kontakt med stålsatsen utsätts den för olika typer av korrosiva angrepp. Korrosion av stålsatsen under olika förhållanden beskrivs i avsnitt 10.4.4.

Kopparhöljet

Kopparhöljets funktion är att stänga inne radionukliderna och stänga ute grundvattnet. Så länge kopparhöljet är tätt kan ingen transport av radionuklider, i någon form, från kapseln ske. Om vatten skulle tränga in i kapseln ger det förutsättningar för korrosion av stålsatsen, upplösning av bränslet samt transport av radionuklider.

I den kemiska miljö kapseln är placerad i har koppar mycket goda korrosions-egenskaper. Kopparhöljet korroderar så långsamt att kapseln bedöms förbli tät under hela den långa tidsperiod som avfallet kommer att ha förhöjd aktivitet i förhållande till sin omgivning. Vidare ska kopparmaterialets duktilitet tillåta töjning i samband med kryp- eller temperatur-rörelser utan att kopparhöljet spricker. För de dimensionerande kraven på kopparhöljet se även avsnitt 5.3.

Kopparhöljets korrosionshastighet beror av mängden korrosiva ämnen som är lösta i vattnet i kapselns närområde. De korrosiva ämnena i vatten är huvudsakligen löst syre och, för reducerande förhållanden som råder i förvaret, löst sulfid. Grundvattenkemin i kapselns närhet beskrivs i avsnitt 10.5.4. De olika korrosiva angrepp som kopparhöljet kan tänkas utsättas för i förvaret behandlas i avsnitt 10.4.3. Förutom grundvattnets kemi är tiden till korrosionsgenombrott beroende av kopparens renhet och struktur, eventuella tillverkningsfel samt rådande temperatur och tryckförhållanden.

Bufferten – bentoniten

Bufferten har flera funktioner, den fungerar som mekanisk och kemisk buffert, tätskikt och filter. Genom sina reologiska egenskaper fungerar bentoniten som buffert för mekaniska påkänningar. Bentonitens kemiska buffertegenskaper gör miljön runt kapseln mindre korrosiv. Genom sin låga hydrauliska konduktivitet förhindrar bentoniten vattentransport. Korrodanter hindras att nå kapseln och radionuklider hindras att lämna den. Genom den stora yta och många trånga kanaler som bentoniten genom sin porositet har, fångas partiklar och lösta ämnen upp via filtrering och sorbtion.

Efter att bentoniten placerats i deponeringshålen återfuktas den varvid materialet sväller. Eftersom utrymmet är begränsat uppstår då ett svälltryck. Svälltrycket leder till självläkning och homogenisering och förhindrar att vattenförande passager uppstår. Detta beskrivs i avsnitten 10.5.2 och 10.5.3.

För att hålla kapseln på plats har den typ av bentonit som ska användas i slutförvaret god bärighet, se även avsnitt 10.5.3.

Bentonit är den geologiska beteckningen på naturligt förekommande leror som bildats av vulkaniska askor. Bentoniter är rika på svällande lermineraler smektit, se även avsnitt 5.4. Genom sin svällande förmåga, buffertegenskaper och reologiska egenskaper står smektiten för mycket av buffertens funktion. Bentoniten kan vid tillgång på kalium, speciellt vid höga temperaturer, genomgå en strukturomvandling benämnd illitisering. Vid illitiseringen omvandlas lermineralet smektit till illit. Illit har liten svällande förmåga och därmed sämre egenskaper ur förvarssynpunkt. Omvandlingen av smektit till illit beskrivs i avsnitt 10.5.3.

En annan temperaturberoende process som kan försämra buffertens funktion är cementering. Vad som avses med cementering och hur den påverkar buffertens egenskaper beskrivs i avsnitt 10.5.3.

Hög temperatur kan således, via olika processer, bidra till försämrade buffertfunktion. Genom att begränsa bränslemängden i kapseln kan buffertens temperatur begränsas. Vilka hänsyn som tagits till temperaturen vid dimensionering

ringen av bufferten redovisas i avsnitt 5.4. Förvarets termiska utveckling behandlas i avsnitt 10.2.

Återfyllda tunnlar och den störda zonen

Då förvaret är byggt och avfallet utplacerat återfylls tunnarna med en blandning av kvartssand och/eller bergkross och bentonit. Detta beskrivs i avsnitt 5.4. Den störda zonen är den del av berget som påverkats av byggandet av förvaret. Tunnelfyllning och störd zon har barriärfunktioner som liknar bergets. De kan betraktas som en geometriskt begränsad del av berget, med egenskaper som liknar bergets men som vad gäller värdet på de karakteristiska parametrarna som beskriver egenskaperna (tex annan hydraulisk konduktivitet) skiljer sig från berget.

Då förvaret stängts rör sig grundvattnet tillbaka in i de återfyllda tunnarna. Bentoniten i bentonit-sandblandningen sväller, ett svälltryck uppstår och de ursprungliga spänningsförhållandena i berget återställs i huvudsak. Närvaron av främmande material i förvaret kan påverka grundvattenkemin. Detta beskrivs i avsnitt 10.3.3.

9.1.2 Fjärrzonen, dess funktion och utveckling

Bergets primära funktion är att ge de tekniska barriärerna en stabil miljö såväl kemiskt som mekaniskt. Ytterligare en viktig säkerhetsmässig funktion hos berget är att hålla kvar eller fördröja transport av radionuklider om de tekniska barriärerna skadats. Berget fungerar som filter och buffert. Berget omsluter de byggda barriärerna. När förvaret förslutits kan det endast påverkas via berget eller det vatten som rör sig i berget.

I berget finns spricksystem i olika skalor från makroskopiska (milslånga, meterbreda) ned till mikroskopiska (mellan kristaller, tiondels mikrometer). Större sprickzoner omger bergblock med små sprickor. De större sprickzonerna har uppstått då berget bildades och till följd av de påfrestningar det utsatts för under årmiljardernas gång. Avfallet placeras i bergblock omgivna av större spricksystem. Sprickzonerna utgör svaghetszoner där yttre laster och rörelser tas upp. De bidrar därmed till en mekaniskt stabil miljö för de tekniska barriärerna.

I bergets spricksystem rör sig vatten, i de mindre sprickorna och på de djupa avfallet placeras är vattenflödet mycket långsamt. Kemiska processer under passagen gör att berget fungerar som buffert. Partiklar och lösta ämnen fångas upp av berget genom filtrering och sorption. Sammantaget bidrar berget till en kemiskt stabil miljö för de tekniska barriärerna samtidigt som det genom långa transporttider samt genom filtrering och sorption hindrar farliga radionuklider att nå biosfären.

Grundvattnets sammansättning och flöde påverkas av mänskliga aktiviteter (jordbruk, föroreningar, omfattande byggnationer, brunnsborring, tunnelbyggen m m) och klimatförändringar på ytan. De egenskaper hos berget som hindrar radionuklider att nå ytan hindrar också föroreningar från ytan att nå ned i förvaret. Deponeringsdjupet och den vanligt förekommande bergtypen bidrar till att minska risken för genomborring eller byggande.

Då förvaret byggs påverkas bergets spänningsförhållanden och spricksystem lokalt. Efter återfyllning av förvaret och då grundvattnet strömmat tillbaka återställs i huvudsak de ursprungliga förhållandena. De delar av berget där avfallet deponeras bedöms vara mycket stabilt över tiden.

Bergets funktion och utveckling beskrivs mer i detalj i avsnitt 10.3.

9.1.3 Biosfären och dess utveckling

Överföringen av radionuklider från förvaret (via närzon och fjärrzon) till människor, djur och växter sker slutligen i biosfären. Beskrivningen av biosfären innehåller bl a uppgifter om recipienter för djupt grundvatten och lokala ekosystem. Förvarsplatsen, och därmed vilken recipient som skulle kunna bli mottagare av radionuklider har betydelse för den stråldos människor, djur och växter utsätts för. Några faktorer som påverkar dosen är utspädningsförhållanden, recipientens förmåga att buffra, lagra eller ackumulera radionuklider samt mark- och vattenanvändning. Genom att välja en plats med gynnsamma förhållanden kan stråldosen till miljö och människor begränsas.

Ett eventuellt utsläpp av radionuklider kommer inte att nå biosfären förrän efter en lång tid. Under denna tid kommer biosfären att förändras. De exakta förändringarna och när de kommer att inträffa är ofta svårt att förutsäga. Utifrån god kännedom om en specifik plats kan dock relativt långtgående förutsägelser om utvecklingen på platsen fram till nästa istid göras.

Ett sätt att hantera osäkerheten i biosfärsbeskrivningen är att göra ett antal stilsärliga biosfärer för att illustrera hur olika förhållanden påverkar de förväntade radionukliddoserna. Vad gäller människans utnyttjande av naturen för sin livsmedels- och vattenförsörjning antas samma förhållanden som idag råda.

Biosfären och dess utveckling beskrivs i kapitel 8. Biosfärens betydelse inom förvarssystemet behandlas i avsnitt 11.5.

9.2 SCENARIEMETODIK

Scenariemetodiken och dess syfte beskrivs i avsnitt 3.4. I detta kapitel ska tillämpningen av metodiken presenteras. Tre centrala begrepp i scenariometodiken är FEP, process-system och naturligtvis scenario. Deras betydelse upprepas nedan.

FEP

De egenskaper, händelser och processer som påverkar förvarets funktion och som kan tänkas förekomma nu eller i framtiden.

Process-systemet, PS

PS är en **organiserad** uppsättning av alla fenomen (FEP) som behövs för att beskriva barriärernas prestanda och radionuklidernas beteende i ett förvar och dess omgivning och som kan förutsägas med åtminstone någon grad av bestämdhet givet en uppsättning yttre villkor.

En systematisk beskrivning av PS ges i de interaktionsmatriser som upprättas över det analyserade systemet.

Scenario

Ett scenario bestäms av en uppsättning yttre villkor som påverkar processerna i PS. De yttre villkoren avgör hur processerna i PS ska kombineras och modelleras när scenariets utveckling beskrivs och dess konsekvenser utvärderas.

Ett scenario är en beskrivning av en tänkt framtida utveckling. Begreppet scenario inbegriper både en utveckling utgående från en uppsättning specificerade förutsättningar och den framtida situation utvecklingen leder till. Inom den tillämpade scenariemetodiken är det centrala i ett visst scenario förutsättningarna för utvecklingen. Då man talar om val av scenarier för en säkerhetsanalys avses därför ofta val av förutsättningar för scenarier. I det följande kommer termen "scenarioval" ofta att användas i betydelsen "val av förutsättningar för scenarier".

För att kunna ge en så heltäckande bild som möjligt av förvaret och hur det kommer att reagera på störningar måste alla egenskaper, händelser och processer som påverkar förvaret på något sätt identifieras, beskrivas och sättas in i sitt sammanhang. Detta görs genom att ett antal interaktionsmatriser (RES-matriser) upprättas över närzon, fjärrzon och biosfär. Förutom att ge en systematisk beskrivning av egenskaper, händelser och processer som kan påverka förvarets funktion och deras koppling till varandra utgör interaktionsmatriserna en visualisering av hur processer och egenskaper hänger ihop. Denna bild, eller modell av det analyserade systemets olika delar, och dokumentationen som är knuten till den är ett redskap då experter och forskare inom olika vetenskapsområden ska bidra till beskrivningen av olika scenarier. Upprättandet av interaktionsmatriserna bidrar också till att öka förståelsen för det analyserade systemet.

Scenarievalet, eller valet av förutsättningar för olika scenarier, görs av experter. Scenarievalet görs på grundval av den förståelse som byggts upp om systemdelarnas funktion, hela systemets funktion och om förvarets processer och egenskaper och deras samband med varandra.

9.3 INTERAKTIONSMATRISER

Det första steget vid upprättandet av interaktionsmatriser är att formulera problemet och målet med analysen. Mot bakgrund av detta diskuteras vilka begrepp eller fysikaliska variabler som är väsentliga och därför bör beskrivas. De placeras som diagonalelement i en interaktionsmatris, se figur 3.3-1. I SKBs tillämpning kan ett diagonalelement beskriva en systemförutsättning, en systemdel, karakteristika för en systemdel, en process eller en fysikalisk variabel. För att en interaktionsmatris inte ska bli svår att överblicka bör antalet diagonalelement inte vara för stort.

Om ett system är komplext ur någon synvinkel får ett övervägande mellan att välja diagonalelement av övergripande eller detaljerad karaktär göras. Övergripande diagonalelement är ofta av typen systemförutsättning eller systemdel.

Exempel hämtade ur fjärrzonsmatrisen är; konstruktion/layout (systemförutsättning) och buffert/återfyllnad/källterm, störd zon samt biosfär (systemdelar). Exempel på diagonalelement av mer detaljerad karaktär är; naturligt spricksystem (karaktäristika för en systemdel), gasbildning/gastransport (process) och temperatur/värme (fysikalisk variabel). Även dessa exempel är hämtade ur fjärrzonsmatrisen. Observera att indelningen i olika typer av diagonalelement är mer eller mindre subjektiv. Den har gjorts för att belysa vilka överväganden som bör göras inför val och definition av diagonalelement.

Väljs övergripande diagonalelement av typen systemdelar eller systemförutsättningar kan hela systemet visas i en matris. Det ger god systemöverblick och övergripande systemförståelse. Nackdelen är att varje ruta i matrisen blir överlastad med information. Det finns risk för att väsentliga detaljer inte belyses tillräckligt och att interna processer glöms bort. Interaktionerna mellan övergripande diagonalelement blir många gånger inte rent binära, utan består ofta av flera interaktioner. Interaktionsrutorna kommer i dessa fall att innehålla beskrivningar av flera interaktioner, processer eller mekanismer.

Väljs detaljerade diagonalelement krävs indelning i många matriser. Beskrivningarna av systemets egenskaper och processer blir detaljerade på bekostnad av den övergripande systemöverblicken. Även då diagonalelementen är detaljerade kan interaktionsrutorna innehålla beskrivningar av flera interaktioner, processer eller mekanismer.

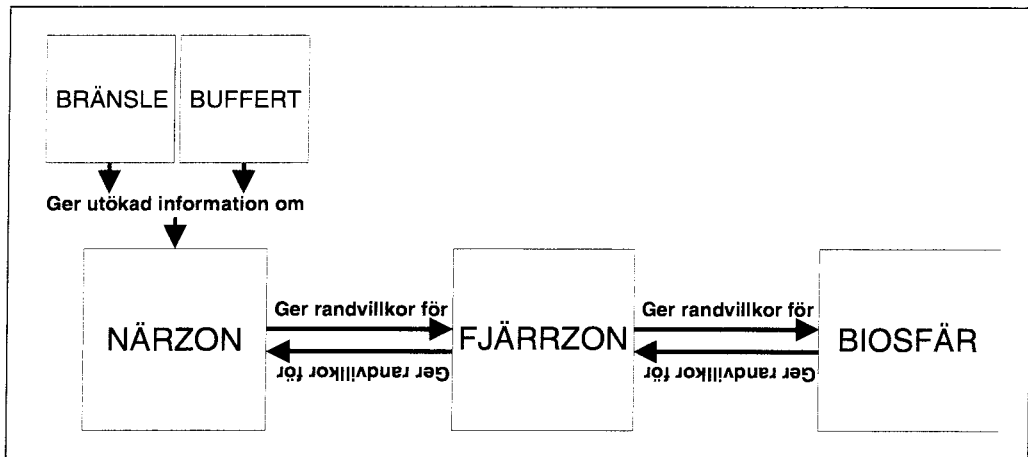
Vid upprättandet av interaktionsmatriser för slutförvaret av radioaktivt avfall har val av detaljeringsgrad och en naturlig indelning i tekniska barriärer, berg och biosfär lett till en uppdelning av systemet i närzon, fjärrzon och biosfär. Närzonen beskrivs med de tre interaktionsmatriserna närzon, bränsle och buffert/återfyllnad. Fjärrzonen och biosfären beskrivs i var sin matris. Hur de olika matriserna hänger ihop visas i figur 9.3-1.

Innan de olika interaktionsmatriserna kan upprättas måste de förutsättningar eller yttre villkor som gäller för respektive matris definieras. Tanken är att de upprättade matriserna ska kunna användas för analys av samtliga scenarier, valet av förutsättningar för matriserna görs därför så allmängiltigt som möjligt.

Då problem, mål med analysen och förutsättningar är fastlagda kan arbetet med att upprätta interaktionsmatriserna börja. Viktiga systemförutsättningar, systemdelar, karaktäristika för systemdelar, processer eller en fysikaliska variabler placeras som diagonalelement. I övriga matriselement beskrivs interaktionerna mellan diagonalelementen, se figur 3.3.-1. En målsättning är att definitionerna av diagonalelementen ska gälla för samtliga scenarier. Endast diagonalelementens "värde", interaktionerna och deras betydelse ska behöva förändras och omvärderas vid analysen av olika scenarier.

Det är viktigt att noga tänka igenom diagonalelementens definitioner. Vad är det som beskrivs och i vilka områden är diagonalelementet giltigt? Ett exempel på detta är grundvattenrörelse i fjärrzonsmatrisen. Det som beskrivs är grundvattenrörelsens storlek, riktning och fördelning. Grundvattenrörelser i tunnlar, depositionshål, störd zon och berget i övrigt behandlas. Korrekta genomtänkta definitioner av diagonalelementen är en förutsättning för att definitionerna av interaktionerna ska bli konsekventa.

Då diagonalelementen är valda och definierade går alla binära interaktioner igenom. Vid genomgången kan definitionerna av diagonalelementen behöva omarbetas. En grupp experter och/eller sakkunniga ger varje binär interaktion



Figur 9.3-1. De olika RES-matriserna och deras koppling till varandra.

en viktighetsgrad. Tydliga definitioner av vad som avses med de olika viktighetsgraderna behöver göras. För fjärrzonen, bränsle- och buffertmatriserna har en fyrgradig skala definierats. För matriserna närzon och biosfär har en femgradig skala använts. De olika viktighetsgraderna och deras definitioner redovisas i anslutning till resp interaktionsmatris i de utvikbara bilagorna 1–5.

För närvarande pågår en grundlig genomgång och dokumentation av matriserna. I samband med det kommer troligen närzons- och biosfärsmatrisen att ges samma signifikansskala som de övriga matriserna.

Varje interaktionselement i matrisen kan representera flera interaktioner, processer eller mekanismer. Det gäller ofta om diagonalelementet är av övergripande karaktär, men kan också förekomma för mer detaljerade diagonalelement. För det diagonalelement som orsakar interaktionen anges exakt vad inom elementet som driver interaktionen, processen eller mekanismen. För det påverkade diagonalelementet anges på motsvarande sätt vad som påverkas. Om interaktionernas viktighetsgrad är olika visas den högsta förekommande koden i figuren över interaktionsmatrisen. I texten inom interaktionsrutorna ges varje behandlad interaktion ett namn eller en mycket kort beskrivning.

Parallellt med att matriserna arbetas fram dokumenteras de. Rutiner och metoder för hur detta arbete bör gå till har arbetats fram /9.3-1/. Arbetet har skett med fjärrzonsmatrisen som exempel. För fjärrzonen finns därför dokumentationen färdigställd /9.3-1/. För de övriga matriserna återstår arbetet med dokumentationen.

Dokumentationen ska för varje ruta i matrisen omfatta följande information;

- position i matrisen
- vilken matris, namn och version, elementet ingår i
- namn eller titel på elementet
- typ av element, dvs diagonalelement eller interaktion
- en kort skriftlig beskrivning av elementet
- referenser till litteratur där elementet finns beskrivet

- referens till olika FEP-databaser
- beskrivning av hur elementet modelleras vid säkerhetsanalysen
- om elementet är en interaktion;
 - viktighetsgrad
 - motivering till viktighetsgrad
- vilka som gjort beskrivningen och deras kompetens

Ett exempel på dokumentationsblad visas i figur 9.3-2.

<p>Element number: 06.08 Revision date: 95-11-30 Interaction matrix: FAR-FIELD1 Version: A Element name: 6.8 Density affects groundwater head</p> <p>Element type: Interaction Number of interactions: 1 Recordnumber: 107 Total number of records: 219</p> <p>Description: The density affects groundwater head (gradient). It therefore affects the modelling of the groundwater flow.</p> <p>Priority: Priority date: <input type="radio"/> 0=White <input type="radio"/> 1=Green <input type="radio"/> 2=Yellow <input checked="" type="radio"/> 3=Red 1995-06-12</p> <p>Motivation: Density is a parameter in the basic equation, (Hydraulic head, $\phi = p_{tot}/\rho g + z$). Density differences = driving forces.</p> <p>Group identification: Expertise: SKB: T Eng, LO Ericsson, <input checked="" type="radio"/> Experts L Morén, O Olsson, A Ström, <input type="radio"/> General Know how P Wikberg, <input type="radio"/> Limited Kemakta: K Skagius & M Wiborgh.</p> <p>SKB FEP reference: Groundwater chemistry, far-field Groundwater flow</p>	<p>Treatment of interaction in Performance Assessment</p> <p>Interaction: 6.8 Density affects groundwater head Treatment: <input type="checkbox"/> PA prerequisites Date: 95-08-15 <input type="checkbox"/> Assumptions <input checked="" type="checkbox"/> Modelling By: A Ström (SKB)</p> <p>PA prerequisites:</p> <p>Assumptions:</p> <p>Modelling application: Density affects the groundwater head and is included in the description of groundwater flow. Part of the SKB PA model chain for radionuclide migration.</p> <p>Model A name: Model A reference: HYDRASTAR 1.4 User's Guide, SKB AR 94-14</p> <p>Model B name: Model B reference: NAMMU 6.2 Validity Document, SKB AR 95-11</p> <p>Spec modelling assumptions:</p>
---	--

Figur 9.3-2. Dokumentation av ett element i fjärrzonsmatrisen.

9.3.1 Närzonsmatriserna

För närzonen har tre matriser upprättats, en för hela närzonen samt två mer detaljerade som beskriver bränslet respektive buffert/återfyllnad.

Närzonmatrisen

Matrisen som beskriver hela närzonen kallas "Närzon 1" och visas i bilaga 1 (utvikbar). Matrisen är resultatet av ett första försök att upprätta en interaktionsmatris. Den är inte dokumenterad enligt framtagna rutiner. I samband med dokumenteringen kommer erfarenheterna från arbetet med fjärrzonsmatrisen att tas tillvara. Det är troligt att matrisen därmed kommer att omarbetas.

Förutsättningarna för matrisen är:

- Det är PS som beskrivs
- Matrisen baseras på den tidigare koppar/stål kapseln /9.3-2/ och inte den kapsel som beskrivs i kapitel 5. Den enda skillnaden är att den nya kapseln saknar fyllnadsmaterial
- Berget i sig räknas inte som en del av närområdet, däremot beaktas bergets sprickighet
- I ursprungsmatrisen är kapseln tät, vilket innebär att inga interaktioner med radionuklidtransport beskrivs. Kapselskada läggs in som en tillståndförändring i diagonalelementet kopparhölje. Fallet med kapselskada måste behandlas som ett scenario där interaktioner och kedjor av interaktioner går igenom och dokumenteras. Då det finns flera tänkbara scenarier med kapselskada som följd och då processer som har med radionuklidtransport att göra är synnerligen viktiga för säkerhetsanalysen vore det bättre om matrisen förutsatte att det finns radionuklider tillgängliga för transport. Då kan interaktioner som beskriver nuklidtransport beskrivas inom matrisen och dokumenteras enligt framtagna rutiner.
- I diagonalelementen vattenflöde/kemi och tryck ingår istidsscenarioet
- Förvaret har stängts och vattenmättats
- Vattenmättnadsförloppet beaktas inte

Randvillkoren till matrisen ges av diagonalelementen bränsleelement (element 1,1 Fuel Rod Complex), vattenrörelser/kemi (element 8,8 Water Movement and Chemistry), sprickor i berg (element 9,9 Fracturing in Rock), tryck (element 10,10, Pressure) samt byggande och deponering (element 11,11 Construction of Repository and Emplacement of Canisters). De faktorer som bedömts viktiga då närzonens processer ska beskrivas har valts som diagonalelement. De valda diagonalelementen, deras platser i matrisen och definitioner redovisas i tabell 9.3-1. En viss dokumentation av matrisen finns i /9.3-3/.

Bränslet

Bränslet och det inre närområdet har studerats separat. Den upprättande matrisen kallas "Bränsle 1". Matrisen visas i bilaga 2 (utvikbar). De processer som illustreras i denna matris borde också återfinnas i närzonsmatrisen. Matrisen "Bränsle 1" har dock en högre detaljeringsgrad och mer omfattande processbeskrivningar.

Förutsättningarna för matrisen är:

- Det är PS som beskrivs
- Matrisen baseras på den tidigare koppar/stål kapseln /9.3-2/ och inte den kapsel som beskrivs i kapitel 5. Den enda skillnaden är att den nya kapseln saknar fyllnadsmaterial
- Kopparhöljet har skadats och släpper igenom vatten.
- Förvaret har stängts och återfyllts
- Vattenmättade förhållanden råder

Det yttre randvillkoret ges av gränsen kapsel/buffert. De faktorer som bedömts viktiga då bränslets processer ska beskrivas har valts som diagonalelement. De valda diagonalelementen, deras platser i matrisen och definitioner redovisas i tabell 9.3-2. Dokumentation av denna matris saknas ännu.

Tabell 9.3-1. Diagonalelementet i interaktionsmatrisen "Närzon 1", deras index och definitioner

Diagonalelement	Position	Definition
Bränsleelement	1,1	Alla radionuklider, bränslet självt, Zircaloyen samt bränsleelementens metalldelar.
Fyllnadmaterial och tomrum	2,2	Idag är inget fyllnadsmaterial aktuellt. Detta element representerar tomrummet i kapseln.
Stålsats	3,3	
Gap Stål/koppar	4,4	Det kommer av tillverkningskäl att finnas ett mellanrum mellan stålsats och kopparhölje. Detta gap kommer att vara ungefär en millimeter vid deponering. Kopparhöljet förväntas dock krypa på stålet och gapet antas försvinna efter några tusen år.
Kopparhölje	5,5	
Temperatur	6,6	Hela närområdet kommer att vara utsatt för förhöjda temperaturer, därför är definitionen inte låst i rummet.
Buffert/återfyllnad	7,7	Bentoniten i deponeringshålen med föroreningar och återfyllnadsmaterialet i tunnlarna.
Vattenrörelser och kemi	8,8	Vattnets rörelser och sammansättning i berg och buffert.
Sprickor i berg	9,9	De naturliga sprickorna i berget samt de som bildas vid byggandet av förvaret.
Tryck	10,10	Trycket i systemet: det hydrostatiska trycket, det litostatiska trycket samt eventuella tryckförändringar.
Byggande och deponering	11,11	Förvarsdesign, utbyggnad, deponering av kapslar och förslutning. Förstärkningar och kvarglömda material.

Tabell 9.3-2. Diagonalelementen i interaktionsmatrisen ”Bränsle 1”, deras index och definitioner.

Diagonalelement	Position	Definition
UO ₂ -matris	1,1	Bränslet fysiska struktur. Uran som radionuklid finns i 2,2.
Matrisbunda ämnen	2,2	De radionuklider som ursprungligen fanns i bränslematrisen. I denna definition är de inte lokaliserade i rummet utan kan finnas var som helst i systemet.
”Segregerade” ämnen	3,3	De som ursprungligen fanns på bränsleytan och i bränslets korngränser samt aktiveringsprodukter i Zircaloy och bränsleelementens strukturdelar. Det här diagonalelementet är lite udda eftersom det delvis är lokaliserat i rummet (radionuklidernas ursprungsposition är en FEP) och delvis inte lokaliserat (på samma sätt som de 2,2)
Strålning	4,4	
Temperatur	5,5	Systemet antas vara stationärt. Inga transienta termiska förlopp beaktas.
Zircaloy och andra metalldelar	6,6	Radionuklidinnehållet finns i 3,3.
Vatten	7,7	Vattnet inuti kapseln.
Fyllnadsmaterial	8,8	Icke-metalliskt ursprungligt fyllnadsmaterial i kapseln. Detta är inte aktuellt i nuvarande kapselutformning.
Kapselmatrial och kapselns degraderingsprodukter	9,9	Metalliska kapselmatrial och deras degraderingsprodukter, dvs korrosionsprodukter och vätgas.
Bentonit	10,10	Den yttre randen i systemet, definierat som lermaterial och porvatten. Porvattnet är alltså skilt från vattnet i 7,7.

Buffertmatrisen

Buffertens funktion har studerats mer detaljerat i en separat interaktionsmatris. Den upprättade matrisen benämns ”Buffert 1” och visas i bilaga 3 (utvikbar). Förutsättningarna för matrisen är:

- Det är PS som beskrivs
- Syftet med denna matris skiljer sig från de övriga i det avseendet att den inte behandlar de processer som ingår i beräkningskedjan utan endast beskriver buffertmaterialets funktion.
- Kopparhöljet är tätt. Alla radionuklidtransportprocesser behandlas i närzonsmatrisen. Ett undantag görs dock för korrosionsgaser vilka behandlas i matrisen.
- Förvaret har stängts och återfyllts.
- Återställningsfasen, dvs det transienta förlopp då förvaret återgår till naturliga förhållanden beaktas.

Det inre randvillkoret till matrisen ges av diagonalelementen bränsle (element 1,1 Fuel) och kapsel (element 2,2 Canister). Det är svårt att ge en klar definition av den yttre randen, men den kan sägas ligga i elementen, grundvattenhydrologi (element 8,8 Groundwater Hydrology), grundvattenkemi (element 9,9 Groundwater Chemistry), närområdesberg (element 10,10 Near Field Rock), och plats/layout (element 13,13 Site Layout). De faktorer som bedömts viktiga då buffertens processer ska beskrivas har valts som diagonalelement. De valda diagonalelementen, deras platser i matrisen och definitioner redovisas i tabell 9.3-3. En fullständig dokumentation av denna matris saknas ännu.

Tabell 9.3-3. Diagonalelementen i interaktionsmatrisen "Buffert 1", deras index och definitioner.

Diagonalelement		Definition
Bränsle	1,1	
Kapsel	2,2	Kapseln antas vara tät
Smektit	3,3	Lermaterialet utan porvatten och föroreningar. De fysiska dimensionerna är inkluderade.
Porvatten	4,4	Vattnet inuti buffertmaterialet, i fysisk kontakt med kapsel, smektit, föroreningar och grundvatten, men inte med berg eller förstärkningar.
"Mineraler"	5,5	Föroreningarna i bufferten.
Gas	6,6	Alla gasfaser i systemet: innesluten luft, radiolysgaser och korrosionsgaser. En del identifierade processer är bara relevanta för en korroderande kapsel (i motsats till definition 2,2).
Temperatur	7,7	Systemet antas vara stationärt. Inga transienta termiska förlopp beaktas.
Grundvattenhydrologi	8,8	
Grundvattenkemi	9,9	De finns en skarp gräns mellan grundvatten och porvatten vid gränsen buffert/berg.
Närområdesberg	10,10	Berget som påverkar, eller påverkas av, de andra diagonalelementen.
Förstärkningar	11,11	Konstruktionsmaterial i förvaret och kvarglömda material.
Återfyllnad	12,12	Fyllnadsmaterial i tunnlar.
Plats, layout, design	13,13	Konstruktion och materialval inkluderas här.

9.3.2 Fjärrzonsmatrisen

Den upprättade matrisen benämns "Fjärrzon 1". Matrisen visas i bilaga 4 (utvikbar). Förutsättningarna för matrisen är;

- Det är PS som beskrivs.
- Den del av berget som påverkats av byggandet av förvaret (den störda zonen) tillhör huvudsakligen närzonen.
- Gränsen mellan fjärrzon och biosfär beror av hur passagen av radionuklider modellerats och hur platsspecifik biosfärmodelleringen gjorts.
- Det finns radionuklider tillgängliga i fjärrzonen vilket förutsätter kapsel-skada
- I diagonalelementet biosfär ingår scenarierna; yttre påverkan på vattenkemi, mindre klimatförändringar (inte istid) och istid .
- Förvaret har stängts och återfyllts.
- Återställningsfasen, dvs det transienta förlopp då förvaret återgår till naturliga förhållanden, beaktas.

Randvillkoren för matrisen ges av diagonalelementen byggande/layout (element 1,1 Construction/Layout), buffert/återfyllnad/källterm (element 2,2 Buffer/Backfill/Source) samt biosfär (element 13,13 Biosphere). De faktorer som bedömts viktiga då fjärrzonens processer ska beskrivas har valts som diagonalelement. De valda diagonalelementen, deras platser i matrisen och definitioner redovisas i tabell 9.3-4. Definitionerna i tabell 9.3-4 är förkortade versioner av dem som återfinns i dokumentationen till matrisen /9.3-1/.

Av fjärrzonsmatrisen framgår att grundvattenrörelser, grundvattenkemi, det naturliga spricksystemet, bergmatris och mineralogi samt den störda zonen är av största betydelse för transporten av radionuklider och andra lösta ämnen. Av dessa är grundvattenrörelser det som är mest känsligt för förändringar i övriga diagonalelement. Grundvattenrörelser påverkas således ofta vid störningar i systemet. I dokumentationen /9.3-1/ till matrisen beskrivs de olika interaktionerna. För vissa interaktioner anges också hur de behandlas i säkerhetsanalysens modeller.

9.3.3 Biosfärsmatrisen

Interaktionsmatrisen för biosfären har bearbetats inom BIOMOVs II, ett internationellt samarbetsforum för "Biospheric Model Validation". Den första matrisen togs fram av en expertgrupp i sept 94 /9.3-4/. Den har sedan reviderats i maj 95 av en grupp med experter från Ciemat, AEA, NIREX, IPCN, ANDRA, NAGRA, ENRESA, SKB, och Interra. Matrisen som givits namnet "Biosfär 1" visas i bilaga 5 (utvikbar). Det finns ingen fullständig dokumentation till matrisen.

Bakgrundsinformation och randvillkor, som klimat, syfte med analysen, förvarstyp mm, hanteras i en övergripande matris /Fritz vDorp från NAGRA/. Förutsättningarna är bl a att:

- Utsläppet sker långt in i framtiden, så dagens situation på platsen kanske inte råder vid utsläppstidpunkten.
- Utsläpp av radionuklider sker genom grundvatten till en plats i inlandet.

- Utsläppet pågår med nästan konstant flöde under lång tid jämfört med tidskalan för transport och koncentration i biosfären, dvs ca 10 000 år.
- Utredningens syfte är att beräkna årlig individuell dos till kritisk grupp.

De valda diagonalelementen och deras definitioner redovisas i tabell 9.3-5. Genomgång av matrisens interaktioner och avstämning mot en befintlig FEP-lista visade att ganska många nya interaktioner tillkommit.

Prioriteringen av interaktionerna görs dels med avseende på radionuklidtransport, dels med avseende på påverkan på själva processsystemet. Exempelvis påverkar atmosfären, genom processen regn, i hög grad ytjorden, men betydelsen för nuklidtransport är liten. Kunskapsnivån är ofta väldigt olika och ska samtidigt anges.

Tabell 9.3-4. Diagonalelementen i interaktionsmatrisen "Fjärrzon 1", deras index och definitioner.

Diagonalelement	Position	Definition
Konstruktion/Layout	1,1	Byggandet och layouten av förvaret. Elementet ger randvillkor för fjärrzonen.
Buffert/Återfyllnad/ Källterm	2,2	Kapslarna, bufferten (bentoniten) runt kapslarna och återfyllnadsmaterialet i tunnlarna. Elementet ger randvillkor för fjärrzonen.
Störd zon	3,3	Den del av berget som påverkats av byggandet av tunnlar och deponeringshål.
Bergmatris/Mineralogi	4,4	Det opåverkade berget och dess mineralogi.
Naturligt spricksystem	5,5	Det naturliga spricksystemet i berget, sprickmineralogi, olika sorters spricksystem inklusive sprickzoner och sprickornas mekaniska egenskaper.
Grundvattenkemi	6,6	Grundvattenkemin i den störda zonen och i fjärrzonens berg i övrigt.
Grundvattenrörelse	7,7	Alla sorters grundvattenrörelser såväl i störda zon som i fjärrzonens berg i övrigt.
Grundvattentryck	8,8	Det totala grundvattentrycket.
Temperatur/Värme	9,9	Temperatur och värme i störda zonen och i fjärrzonens berg i övrigt.
Bergspänningar	10,10	De totala bergspänningarna i störda zonen och i fjärrzonens berg i övrigt.
Gasbildning/Gastransport	11,11	Gaser som skapats naturligt eller pga avfallet, inkluderar gaserna i störda zonen och i fjärrzonens berg i övrigt. I grundvattnet upplösta gaser ingår inte.
Transport av radionuklider	12,12	Transport av radionuklider i tunnlar, den störda zonen och i fjärrzonens berg i övrigt.
Biosfär	13,13	Här beskrivs förhållandena ovanpå förvaret, klimat, vegetation, brunnar, topografi m m. Elementet ger randvillkor för fjärrzonen.

Tabell 9.3-5. Diagonalelementen i interaktionsmatrisen "Biosfär 1", deras index och definitioner.

Diagonalelement	Position	Definition
Källterm	1,1	Radionuklidflöde till biosfären. Representerar alla de andra matriserna.
Mättad zon	2,2	Mark och sediment under grundvattenytan, inklusive det grundvatten som finns där.
Ytvatten	3,3	Vatten i hav, sjöar, floder och ytavrinningsvatten.
Sediment	4,4	Sediment i sjöar och floder, inklusive porvatten.
Omättad zon	5,5	Zonen mellan Ytjord och lägsta grundvattenyta. Kan vara mättad vissa tider.
Ytjord	6,6	Översta lagret på jorden som brukas och där större delen av växternas rötter finns.
Atmosfär	7,7	Den luft som människor och djur andas, inklusive damm och aerosoler.
Flora	8,8	Alla växter, inklusive land- och vattenväxter, svamp, och lantbruksprodukter.
Fauna	9,9	Alla djur, inklusive land- och vattenlevande djur och lantbruksprodukter.
Mänskliga aktiviteter	10,10	Jordbruk m m.
Dos till Kritisk grupp	11,11	Målet med utredningen.

9.4 INITIERANDE HÄNDELSER OCH SCENARIER

Som tidigare nämnts är ett scenario en beskrivning av en tänkt framtida utveckling. Beskrivningen omfattar både en utveckling utgående från en uppsättning specificerade förutsättningar och den framtida utvecklingen leder till. Den metodik som valts för att upprätta en systematisk beskrivning av systemet leder till att förutsättningarna för utvecklingen blir det centrala i scenariebeskrivningen. Att identifiera scenarier är således att identifiera förutsättningar för scenariet. Förutsättningar för ett scenario kallas ofta initierande händelser.

De samlade kunskaperna om systemdelarnas funktion och processer, hela förvarets funktion och om förvarets egenskaper och processer och deras samband med varandra utgör grunden för scenarievalet. Med utgångspunkt från dessa kunskaper görs bedömningar av vilka förhållanden som skulle kunna äventyra förvarets funktion och möjliga händelser eller yttre villkor som kan leda fram till de kritiska förhållandena.

9.4.1 Val av scenarier

Då förvaret är förslutet kan det påverkas via

- A initialvillkor
- B berget
- C grundvattnet

- A Exempel på initialvillkor som kan påverka förvarets funktion är;
 - konstruktions- och/eller materialfel i de tekniska barriärerna (bränsle, kapsel med stålinsats och kopparhölje eller buffert)
 - fel som har samband med byggandet av förvaret tex kvarglömt material, påverkan på bergets spänningar och spricksystem, felaktigt utförande vid utplacering av tekniska barriärer eller återfyllning av tunnlar
 - sabotage
- B Genom ändrade spänningsförhållanden i berget kan försvarets funktion påverkas direkt genom att de tekniska barriärerna skadas mekaniskt, eller indirekt genom att bergets vattengenomsläpplighet och/eller förmåga att fungera som buffert och filter förändras. Exempel på laster som kan ändra spänningsförhållandena i berget är islast, jordbävning och byggnation. Genom att forcera berget kan människor, medvetet eller omedvetet, med goda eller onda avsikter, komma åt avfallet eller påverka barriärerna.
- C Genom grundvattnet kan förändringar i biosfären nå och påverka barriärerna. Exempel på förändringar i biosfären är klimatförändringar, utsläpp i miljön och människans nyttjande av naturen.

Utifrån dessa mer funktionsinriktade överväganden och kunskapen om förvarets processer och deras samband med varandra görs ett första scenarieval dvs en första bedömning av scenarierna och deras konsekvenser. En del scenarier kan avskrivas från fortsatt analys. Ett motiv till att inte analysera ett scenario är liten sannolikhet att de initierande händelserna inträffar. Scenarier kan också avskrivas pga att konsekvenserna med säkerhet kan sägas vara försumbara eller att förvaret konstruerats för att tåla scenariet. Ytterligare ett skäl till att inte analysera ett scenario är om den initierande händelsen i sig orsakar så stor skada att inverkan av ett eventuellt radionuklidutsläpp kan försummas. De scenarier som blir kvar ska analyseras mer i detalj.

Beroende på scenariets karaktär kan analysen ske på olika sätt. En metod att analysera ett scenario är genom kvalitativa resonemang. Resonemangen understöds ofta av överslagsberäkningar och/eller undersökningsresultat från detaljerade studier inom avgränsade områden. För vissa typer av scenarier görs analysen som en sedvanlig riskanalys. Risk är en sammanvägning av sannolikhet för en vådahändelse och händelsens konsekvenser. I en riskanalys görs således både en bedömning av hur sannolik en vådahändelse är och en beskrivning av dess konsekvenser. Analysen kan också ske genom att scenariet simuleras mha en datormodellkedja. Beskrivningar av systemets delar, deras väsentliga egenskaper och processer utgör grunden för datormodellerna. Med hjälp av datormodellerna beräknas scenariets konsekvenser.

I samtliga fall kan interaktionsmatriserna användas som stöd för analysen. Scenariet kan ansättas på matrisens diagonalelement och en genomgång av matrisens interaktioner kan göras. De interaktioner som är speciellt viktiga inom scenariet identifieras. I de fall interaktionernas betydelse ändras pga scenariet hanteras det på ett systematiskt sätt genom dokumentation och beskrivning av hur förändringen hanteras vid den fortsatta analysen. Hittills har dock inte matriserna använts på detta sätt.

Nedan redovisas mycket kort i tabellform ett antal tänkbara scenarier, deras initierande händelser och tänkbara konsekvenser. Ett förslag till hur scenariet kan analyseras lämnas också. Scenarierna indelas i sådana som orsakats av ogynnsamma initialvillkor (tabell 9.4-1), sådana som påverkar förvaret genom berget (tabell 9.4-2) och sådana som påverkar förvaret genom grundvattnet (tabell 9.4-3).

Tabell 9.4-1. Exempel på scenarier vars initierande händelser består av ogynnsamma initialvillkor. I kolumnen Konsekvenser anges några tänkbara konsekvenser. Konsekvenserna beskrivs mer i detalj som ett resultat av analysen.

Scenario	Initierande händelser	Konsekvenser	Analysmetod
Tidig kapselskada	Tillverkningsfel på kopparhöljet.	Möjlighet för vatten att komma i kontakt med bränslet. Lösning och spridning av radionuklider. Korrosion av stål kapsel. Kriticitet.	Beräkning i datormodellkedja.
Defekt buffert	Oren bentonit. Felaktigt byggande av barriären. För snabb eller dålig återfuktning av barriären.	Förhöjd konduktivitet. Sämre värmeledningsförmåga med illitiserings- och cementering som följd. Dålig bärighet, kapseln kommer i kontakt med berget. Svälltrycket utvecklas inte. Försämrade mekanisk och kemisk buffrande förmåga.	Resonemang stött av överslagsberäkning. Parametervariation i datormodellkedja.
Felaktig placering av kapseln.	Ojämn botten på deponeringshålet och/eller felaktig bentonit-bottenplatta.	Kapseln kommer i kontakt med berget.	Resonemang stött av överslagsberäkning.
Kvarglömd materiel	Spill av olika slag som inte kunnat återvinnas. Rök som fastnat vid brand. För mycket injekteringsbruk och/eller flytmedel i cementen.	Kemikalier som kan påverka buffert och korrosion av kopparhöljet finns i förvaret.	Resonemang stött av separat undersökning och överslagsberäkning.
Mikroorganismer	Hög luftfuktighet, långsamtakt i deponeringen och/eller dålig vattenåterfyllning.	Produktion av korrodanter.	Resonemang stött av överslagsberäkning.
Bergarbeten	Arbeten i en del av förvaret leder till inducerade rörelser i en deponerad och återfylld del.	Påverkan på bergets spricksystem. Lokalt förändrad konduktivitet och/eller ras.	Resonemang stött av överslagsberäkning. Parametervariation i datormodellkedja
Smällberg	Risk för smällberg och området överges inte.	Större del av berget påverkat av byggnationen. Lokalt förändrad konduktivitet.	Resonemang. Parametervariation i datormodellkedja.
Sabotage	Påverkan på koppar-kapseln. Påverkan på buffert. Påverkan på berget. Påverkan på kapselns kemiska miljö.	Försämrade isolering av avfallet.	Resonemang.

Tabell 9.4-2. Exempel på scenarier som initierats av förändringar i berget. I kolumnen Konsekvenser anges några tänkbara konsekvenser. Konsekvenserna beskrivs mer i detalj som ett resultat av analysen.

Scenario	Initierande händelser	Konsekvenser	Analysmetod
Seismicitet	Jordbävning efter istid. Jordbävning pga platt-rörelser. Jordbävning pga mänsklig aktivitet.	Ändrade bergspänningar. Rörelser i berget. Ändrade förhållanden för grundvattenflöde.	Resonemang stött av separat studie.
Istid	Klimatförändring	Ändrade förhållanden för grundvattenflöde. Ändrade spänningar i berget. Nedbrytning av bergets översta skikt.	Resonemang stött av separat studie
Bortschaktning av berg	Dagbrott ovanför förvaret	Ändrade förhållanden för grundvattenflöde. Ändrade bergspänningar. I extrema fall, kortslutning av barriärer.	Resonemang Riskanalys
Tunneldrivning	En tunnel byggs i anslutning till förvaret. Sabotage	Ändrade förhållanden för grundvattenflöde. Ändrade bergspänningar. Kortslutning av barriärer.	Resonemang Riskanalys
Bergborrning	En brunn borrar i anslutning till förvaret. Ett borrhål drivs nära eller genom avfallet. Sabotage	Ändrade förhållanden för grundvattenflöde. Kortslutning av barriärer.	Resonemang Riskanalys

Tabell 9.4-3. Exempel på scenarier som initierats av förändringar av grundvattnet. I kolumnen Konsekvenser anges några tänkbara konsekvenser. Konsekvenserna beskrivs mer i detalj som ett resultat av analysen.

Scenario	Initierande händelser	Konsekvenser	Analysmetod
Yttre påverkan på vattenkemi	Markanvändning, t ex avfallsanläggning, intensivt jordbruk	Förändrad densitet och viskositet. Förändrad grundvattenkemi. Mer korrosivt vatten. Vatten som påverkar buffertens funktion. Större förmåga att transportera radionuklider.	Resonemang stött av separata studier och överslagsberäkning. Parametervariation i datormodellkedja.
Mindre klimatförändringar (inte istid)	Naturliga klimatförändringar. Växthuseffekt, mänsklig påverkan	Ändrat flöde. Förändrad densitet och viskositet. Förändrad grundvattenkemi.	Resonemang stött av separata studier och överslagsberäkning. Parametervariation i datormodellkedja.
Istid	Klimatförändring	Ändrat flöde. Förändrad densitet och viskositet. Förändrad grundvattenkemi.	Resonemang stött av separat studie.

9.4.2 Analyserade scenarier

I denna rapport ges exempel på hur olika scenarier kan analyseras via kvalitativa resonemang stött av separata undersökningar och överslagsberäkningar, simulering och beräkning i datormodellkedja och sedvanlig riskanalys.

För kvalitativt resonemang väljs ett scenario där det analyserade systemet fungerar som tänkt. Samtliga barriärer fungerar och utvecklas normalt. Detta scenario benämns normalscenariet. Normalscenariet behandlas i avsnitt 12.2.

För simulering och beräkning i datormodellkedja väljs ett scenario med tidiga kapselskador. I detta scenario antas att en andel av kapslarnas kopparhöljen har tillverkningsfel i form av initiala hål. Detta scenario benämns typdefekts scenariet och behandlas i avsnitt 12.3.

De scenarier vars initierande händelser är en följd av mänskliga aktiviteter brukar med ett gemensamt namn kallas mänskligt orsakade scenarier. Vad som avses med mänskligt orsakade scenarier och vilka överväganden som kan göras i samband med dem redovisas genom kvalitativa resonemang. Själva analysen av mänskligt orsakade scenarier kan gå till på olika sätt beroende på typen av initierande händelse. Som ett exempel behandlas ett speciellt fall med bergbörning där analysen skett som en riskanalys. Detta redovisas i avsnitt 12.4.

I avsnitt 12.5 redovisas slutligen hur utvecklingen under en istid kan hanteras inom säkerhetsanalysen. De delar av SKB paleo- och hydrologiska forskningsprogram som hanterar klimatförändringar och utvecklingen och tillbakadragandet av ett istäcke till följd av dem presenteras. Hur klimat och is kan påverka berg och grundvattenflöde beskrivs också. Avsnittet innehåller ingen konsekvensanalys utan beskriver endast hur utvecklingen under en glaciationscykel leder till olika yttre förhållanden för förvaret.

9.5 OSÄKERHET OCH FULLSTÄNDIGHET

Som framgår av avsnitt 3.4. behöver följande frågor ur osäkerhets- och fullständighets-synpunkt behandlas i scenariearbetet:

- fullständigheten i beskrivningen av förvarssystemet
- fullständigheten i scenarievalet

De valda scenarierna ska ge en täckande bild av förvarssystemets tänkbara och relevanta utvecklingsvägar. För att denna bild ska bli fullständig bör den grundas på en analys av en fullständig beskrivning av förvarssystemet.

Beskrivningen av systemet, analysen av det och valet av scenarier är samtliga produkter av expertgruppers arbete. Ingen del kan bli mer fullständig än den samlade kunskapen hos de experter som utför arbetet. Ordet samlade bör understrykas eftersom en samordning av resultat från flera vetenskapsgrenar kan antas leda till en mer fullständig bild än resultaten var för sig. Kunskap är föränderlig och ökar och fördjupas med tiden. Att svara på frågan om beskrivningen av förvarssystemet och scenarievalet är fullständiga är i sträng mening inte möjligt. Det som kan göras är en bedömning av om dagens kunskaper är tillräckliga för att göra den önskade beskrivningen, analysen och scenarievalet.

För lösa fullständighetsproblemet behöver en stor mängd kunskap av olika slag samlas och sättas in i sitt sammanhang. Forskningsresultat från olika vetenskapsgrenar både inom naturvetenskap och humaniora måste tas fram och samordnas. För att kunna göra det behövs ett systematiskt tillvägagångssätt, en metodik, i detta sammanhang kallad scenariemetodik.

Scenariemetodiken ska erbjuda systematiska metoder att;

- upprätta en beskrivning av förvarssystemet,
- analysera den beskrivna systemet samt
- att utifrån beskrivning och analys välja en scenarieuppsättning.

Att svara på frågan om de valda scenarierna täcker in förvarets realistiska utvecklingsvägar kan sägas vara att svara på frågan om scenariemetodiken och dess tillämpning uppfyller ställda krav.

En fullständig beskrivning av förvarssystemet bör omfatta barriärer, flödesystem och transporten av radionuklider, samt biosfären och överföringen av radionuklider till människor, djur, och växter. Vidare ska beskrivningen kunna hantera utvecklingen över tiden, utvecklingen till följd av givna initialvillkor och utvecklingen till följd av yttre påverkan. Idag görs denna beskrivning genom att ett antal interaktionsmatriser upprättas över systemet.

Att svara på frågan om den upprättade beskrivningen är tillräcklig, eller fullständig är naturligtvis svårt. För att samla dagens kunskap har mycket arbete lagts ned på att identifiera alla egenskaper, händelser och processer (FEP) som kan tänkas påverka ett förvarssystem och dess funktion och som kan tänkas förekomma nu eller i framtiden. Både i Sverige och internationellt har databaser över FEP byggts upp. Att visa att alla FEP från sådana databaser ingår, eller kan hanteras inom den upprättade beskrivningen är ett sätt att visa beskrivningens fullständighet.

Ett annat sätt att undersöka om beskrivningen är tillräcklig eller fullständig, är att svara på frågan om metodiken att upprätta den uppfyller ställda krav. Kan man genom att följa metodikens instruktioner, och använda dess symboler upprätta den beskrivning av förvarssystemet som önskas? Naturligtvis räcker det inte med att ha en metodik, även tillämpningen av metodiken måste vara korrekt och fullständig.

Ovanstående tillvägagångssätt kan även användas för att avgöra om analysen av systemet och valet av scenarier utifrån det är tillfyllest. Kan den använda metodiken och dess tillämpning sägas svara mot uppställda krav? Erbjuder scenariemetodiken ett systematiskt tillvägagångssätt att analysera den beskrivna förvarssystemet? Finns tydliga instruktioner för hur scenarievalet ska gå till? Har metodiken tillämpats på ett riktigt och fullständigt sätt?

Som tidigare nämnts är scenariemetodiken under utveckling. Bedömningar av om nuvarande metodik och dess tillämpning uppfyller ställda krav återstår att göra.

10 ANALYS – FÖRVARETS FUNKTION

Analysen av förvarssystemets funktion uppdelas på två kapitel. Kapitel 10 redovisar de processer och förhållanden som styr (eller kan förändra) barriärernas primära säkerhetsfunktion – att isolera det använda kärnbränslet från grundvattnet. Kapitel 11 redovisar de processer och förhållanden som kontrollerar förvarets sekundära säkerhetsfunktion – att begränsa upplösningen av radionuklider i en skadad kapsel, och att fördröja deras transport till biosfären.

Detta kapitel redovisar de olika förvarsdelarnas förväntade funktion för att bibehålla isoleringen, och processer som kan påverka denna funktion. Kapitellet delas upp i avsnitten

- *termisk utveckling*
- *bergets funktion*
- *kapselfunktion*
- *buffertfunktion*
- *upplösningprocesser i kapseln*

I avsnitten redovisas funktionskrav, väsentliga processer, metoder att analysera och kvantifiera processerna, samt parameterbegränsningar införda för att tillförsäkra sig önskad funktion eller förenkla analyserna.

Vissa processer och förhållanden är väsentliga för både isolerings- och fördröjningsfunktionen. Ett exempel är grundvattnets rörelse och dess förmåga att transportera lösta ämnen eller kolloider. Sådana processer hanteras bara i det ena kapitlet och hänvisningar görs mellan kapitlen.

I detta kapitel har den systematiska genomgången av förvarsdelarnas funktion i förhållande till funktionskraven ersatts med en genomgång av väsentliga processer i olika delar i förvaret. Här diskuteras dels processerna och de modeller som finns tillgängliga för att analysera och kvantifiera funktionen, dels det dataunderlag och de parametrar som erfordras för kvantifieringen. Vid arbetet har det konstaterats att de delar som redovisar dataunderlaget i både kapitel 10 och 11 kan bli mycket omfattande. Ett sätt att öka läsbarheten är att bryta ut dessa till ett separat datakapitel.

10.1 INLEDNING

I detta kapitel diskuteras de viktigaste delarna av förvarets funktion. Det är en fördjupad analys av de centrala egenskaper och processer hos förvaret som framträdde i beskrivningen av förvarets utveckling i kapitel 9.

Analyserna är inriktade på förvarsdelarnas förmåga att behålla isoleringen av det radioaktiva avfallet och processer som kan hota denna.

I de följande avsnitten behandlas förvarets temperaturutveckling, bergets, buffertens och kapselns funktioner, upplösningsprocesser i kapseln samt radionuklidernas kemiska speciering.

10.2 TERMISK UTVECKLING

10.2.1 Inledning

Presentationen är inriktad på väsentliga mekanismer, modellering av värmetransport samt en kort beskrivning av viktiga temperaturberäkningar som tidigare utförts.

Deponeringen av kapslar med använt bränsle i djupförvaret innebär att en betydande och uthållig värmekälla placeras i bergmassivet. Uppvärmningen av såväl närzonen kring kapseln som det omgivande berget kan påverka barriärfunktionerna på flera sätt. Grundvattenrörelserna påverkas av den termiska gradient som uppstår men även av eventuella förändringar i bergets sprickstruktur. Det senare genom temperaturökningen och den efterföljande avsvälningen vilka medför spänningssamlagringar och rörelser i berggrunden. I kapselns omedelbara närhet stiger temperaturen snabbt och når inom några få år en nivå som kan ha betydelse för vissa kemiska eller fysikaliska processer. En begränsning av temperaturhöjningen ställer krav på kapselns dimensioner och på avståndet mellan kapslar i förvaret.

Sammantaget innebär detta att studier av värmetransporten i och omkring djupförvaret utgör ett viktigt led i såväl säkerhetsanalyser som utformning och layout och har följaktligen varit en del i utvecklingsarbetet för djupförvaret redan från start.

10.2.2 Allmänt om värmetransport i djupförvaret

Värmetransport kan ske genom ledning, strålning och konvektion. I bergmassan liksom i alla fasta, homogena material sker värmetransporten enbart genom ledning. I den uppspruckna berggrunden och i poröst material kan alla tre transportsätten förekomma. Av praktiska skäl betraktas dock värmetransporten även i dessa senare material förenklat ske enbart genom ledning varvid värmekonduktiviteten bestäms så att den innefattar den sammanlagda effekten.

Värmetransport kan också ske via grundvattenströmning eller genom ventilation av berggrum och tunnlar så länge dessa står öppna.

Modelleringen av djupförvaret görs i huvudsak med sikte på beräkning av värmetransport genom ledning. Beräkningen görs med den *allmänna värmeledningsekvationen*. Den finns beskriven i alla standardverk om värmelära, exempelvis i /10.2-1/. Vid lösning måste ekvationen anpassas till de rand- och begynnelsevillkor som sätts upp. Likaså måste materialkonstanter och termiska parametrar i ekvationen väljas, bland annat värmekonduktivitet och värmekapacitet. Värmeövergången mellan olika material är speciellt viktig att ta hänsyn till.

I bilagorna 1–4 återfinns ”Temperatur” som diagonalelement i flera av de interaktionsmatriser som presenteras. Här kan alltså interaktioner mellan temperatur och olika förvarsdelar och andra egenskaper studeras.

10.2.3 Modellering av värmetransport

Endast i mycket enkla konfigurationer kan analytiska metoder tillämpas vid beräkning av värmespridningen. Ett sådant enkelt fall kan vara värmespridning från en enstaka kapsel. Normalt löses värmeledningsekvationen med hjälp av någon numerisk metod. Eftersom värmetillförseln sakta avtar i enlighet med avklingningskurvan för bränslet görs tidsberoende beräkningar.

Vid modellering av djupförvaret i sin helhet begränsas modellens geometriska utbredning av eventuella symmetriplan och, vanligen, markytans antagna läge samt av plan som ligger på betryggande avstånd från värmevågens front för den tidsrymd beräkningen avser eller som i övrigt påverkar beräkningsresultatet i försumbar utsträckning. Begränsningsplanen ges de randvillkor som bäst överensstämmer med det faktiska värmeflödet t ex adiabatiskt förhållande vid symmetriplanen (isolerade), givna temperaturvillkor eller värmeövergångstal för gränssnittet mot markytan, etc.

Den geometriska modelleringen skiljer sig i detaljeringsgrad beroende på syftet med beräkningen. Det kan gälla studier av samverkan mellan förvar i olika nivåer, termomekaniska effekter inom områden på ett visst avstånd från förvaret, t ex vid markytan, eller, i extremfallet, studier innefattande kommande istider.

De begynnelsevillkor, materialkonstanter och termiska parametrar som ansätts i modellen innehåller flera osäkerheter. Valet av parametervärden görs från fall till fall med varierande konservatism beroende på det aktuella syftet med beräkningen.

Den initiala temperaturfördelningen över modellen ansätts i form av en antagen temperatur på förvarsnivå överlagrad med en rätlinjig temperaturgradient (ökad temperatur med djupet), se avsnitt 6.2. Termiska parametrar i övrigt hämtas från de studier och fältundersökningar som kontinuerligt genomförs. Av speciell betydelse är härvid buffertmaterialet kring kapseln, kompakterad bentonit. Dess egenskaper är av stor betydelse för temperaturmaximum vid kapselytan och utgör därför en av de styrande faktorerna för avståndet mellan kapslarna och därmed förvarets utbredning. För en mer detaljerad beskrivning av relevanta termiska parametrar hänvisas till avsnitt 7.2.

Den tillförda värmeenergin, angiven som källtätheten hos de värmealstrande elementen i modellen, härrör från bränslets resteffekt och beaktas i modellen genom insättning av avklingningens exponentialfunktioner.

Begränsningarna i modelleringen rör i första hand svårigheten att beskriva berggrunden med alla dess inhomogeniteter, sprickstrukturer etc. För närvarande hanteras detta genom lämpliga värden på de ingående parametrarna. Ett viktigt led i analysen är att genom variationsstudier undersöka den relativa betydelsen av tänkbara spridningar hos dessa värden. Det betyder alltså att begränsningen inte ligger i vilka processer som kan hanteras av de numeriska modellerna utan i de indata som måste specificeras.

10.2.4 Tillgängliga beräkningsverktyg

Värmeledningsberäkningarna för djupförvaret sker idag med hjälp av FEM-analys. Flera generella koder med möjlighet till avancerade värmeledningsberäkningar finns på marknaden. De två som anges i tabell 10.2-1 används inom SKBs verksamhet. De används även inom många andra verksamhetsområden med god erfarenhet.

Beräkningsnoggrannheten, utifrån de valda parametrarna, är i första hand beroende på vald elementtyp och elementindelning vid modelleringen. En successivt förfinad modellering görs tills man uppnår accepterad noggrannhet. Kalibreringarna görs som enstaka inledande pilotstudier.

Tabell 10.2-1. Numeriska modeller för beskrivning av temperatureffekter kring ett djupförvar i sprickigt berg.

ANSYS	ANSYS är ett generellt FEM-program med ett bibliotek som omfattar alla förekommande elementtyper. Programmet har väl utvecklade pre- och postprocessorer med flera möjligheter till samkörning med andra databaser och format. En närmare beskrivning ges i /10.2-2/. ANSYS används för linjära och icke-linjära, termiska, statiska, dynamiska, magnetiska och akustiska analyser. Elementbiblioteket innefattar komposita skal- och solidelement. Programmet ger dessutom en automatisk feluppskattning där den numeriska modellnoggrannheten bedöms.
SOLVIA	SOLVIA är också ett generellt FEM-program med i stort samma egenskaper som ANSYS. Programmet är speciellt lämpat för icke-linjära analyser. En närmare beskrivning finns i /10.2-3/. SOLVIA är en vidareutveckling av det välkända programmet ADINA

10.2.5 Resultat från temperaturberäkningar

Inga nya temperaturberäkningar har tagits fram för den kapseltyp som presenteras i SR 95, se avsnitt 5.3. Tidigare beräkningar visar att den maximala temperaturen på kapselytan ligger under 100°C för alla tider /10.2-4/. För den nu valda kapseln och det valda referensbränslet torde temperaturen inte väsentligt överstiga 80°C. Maximum inträffar omkring 10 år efter deponering och sedan sjunker temperaturen igen. De betydelsefulla parametrarna är buffertens termiska konduktivitet samt bergets termiska egenskaper samt hantering av kontakter mellan kapsel/buffert, buffert/berg. För kommande säkerhetsredovisningar kommer uppdaterade temperaturberäkningar att redovisas.

Andra mer storskaliga temperaturberäkningar har genomförts för att ta fram temperaturfördelningen i berget runt djupförvaret för ett antal tänkbara värmeeffekter från bränslet, /10.2-5/. Temperaturen i lagrets centrala delar når sitt maximum efter 100–400 år varefter temperaturen sjunker. Efter omkring 400 år har uppvärmningsfronten nått markytan. Även värmeeffektens mekaniska effekter i markplanet har studerats. Sammanfattningsvis visar resultaten i /10.2-5/ att det ur global termomekanisk synpunkt är möjligt att slutförvara kärnbränsle enligt KBS-3 konceptet med en initial värmebelastning på ända upp till 10 W/m² förvarsyta.

Andra storskaliga beräkningar visar att temperturhöjningen i förvaret inte nämnvärt påverkar vattenströmningen kring förvaret /10.2-6/. Denna slutsats är dock beroende på vilken förvarsutformning som väljs och på den valda platsen.

10.3 BERGETS FUNKTION

10.3.1 Inledning

I detta avsnitt redovisas bergets funktion i ett djupförvar och speciellt samspelen mellan djupförvaret och berget. Avsnittet ska ses som en länk mellan förvarsplatsens beskrivning i kapitel 6 via scenariometodikens tillämpning för fjärrområdet i avsnitt 9.3.2 till de resultat som diskuteras längre fram i denna rapport. Det är av central betydelse att koppla funktionsbeskrivningen i detta avsnitt till den genomgång av processsystemet för fjärrområdet som gjorts i avsnitt 9.3.2 och som återges i en utvikbar bilaga längst bak i rapporten. Därför innehåller texten som följer hänvisningar inom klammer [X.Y], där X.Y anger vilken interaktion i interaktionsmatrisen som avses. Beskrivningen i detta avsnitt täcker inte alla interaktioner men tillsammans med beskrivningen i kapitel 11 har de väsentligaste, enligt interaktionsmatrisens tillämpning i /10.3-1/, beaktats.

10.3.2 Bergets funktion i ett djupförvar

Djupförvaret kommer att förläggas i berg där man kan undvika eventuella framtida stora berg rörelser vid kapselpositionerna [5.1, 10.1]. Efter förslutning kommer berget runt förvaret att mätas med grundvatten [1.8], [2.8], [7.8], [8.7]. Resteffekten från bränslet gör att temperaturen i berget närmast deponeringshålen höjs [2.9] för att sedan långsamt sjunka [4.9], [7.9]. Förhöjd temperatur kommer att råda i tusentals år. Den måttliga temperaturhöjningen ger knappast några ökade bergspänningar i närområdet [9.10]. En effekt av temperaturhöjningen är att vidden på sprickorna i berget närmast deponeringshålet kommer att minska [9.4]—>[4.5], för att sedan öka igen när temperaturen sjunker. Temperaturhöjningen kan också skapa lokala konvektionsceller [9.8], [9.7], [8.7] och förändringar i grundvattenkemin [9.6], men dessa processer påverkar inte förvarets funktion. Med hänsyn till de termiska effekterna används en i berget distribuerad förvarsutformning [2.1].

Några centrala egenskaper hos berggrunden, se figur 10.3-1, utnyttjas för att säkerställa djupförvarets funktion och långsiktiga radiologiska säkerhet. Det finns uppenbara kopplingar mellan dessa egenskaper:

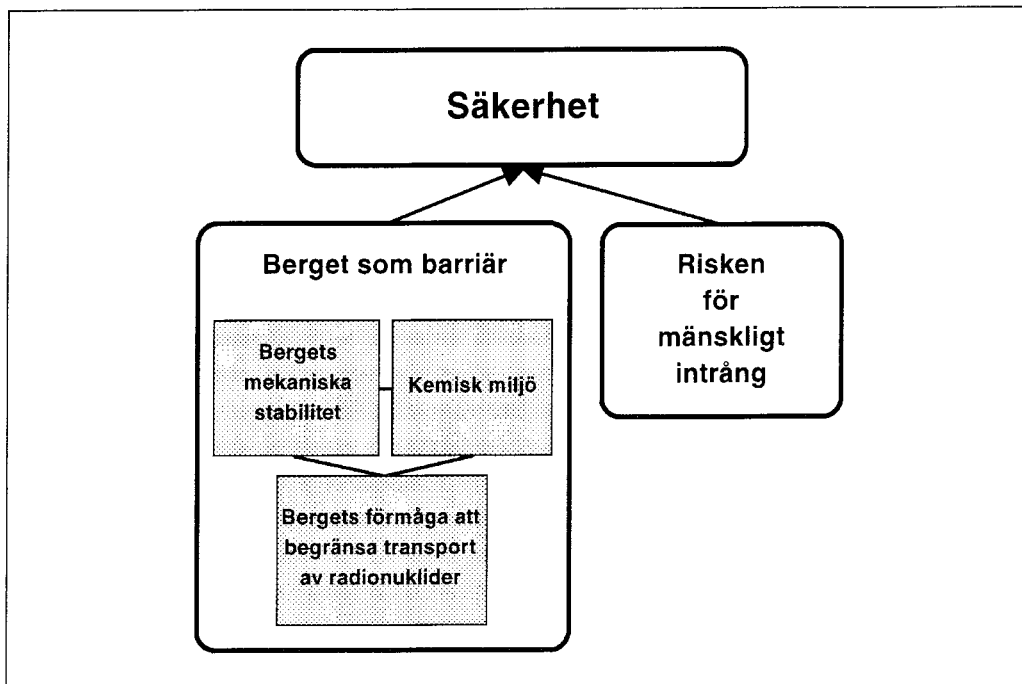
- en *mekanisk stabilitet* för lång framtid [10.1], [10.2], [10.3], [10.4], [10.5],
- en *kemiskt stabil miljö* med ett grundvatten som inte bidrar till korrosion av kapselmaterialet, samt som ger låg löslighet och stor fördröjning av uttransport av ämnena i avfallet [6.1], [6.2], [6.3], [6.4], [6.5],
- en *långsam grundvattenomsättning* som begränsar transport av radioaktiva ämnen och ämnen som kan påverka avfallsprodukterna och återfyllnadsmaterialet negativt [7.2], [7.12].

Förutom ovanstående centrala geovetenskapliga egenskaper är det väsentligt att minimera riskerna för ett framtida intrång. Deponeringsdjupet och den vanligt förekommande bergtypen bidrar till att minska risken för detta.

Mekanisk stabilitet

Med hänsyn till ovanstående egenskaper erbjuder det svenska urberget generellt sett en omgivning som lämpar sig väl för att säkerställa förvarets funktion. Sveriges urberg är en del av den Baltiska skölden. Merparten av det svenska urberget har en ålder av omkring 1,7 miljarder år.

En sammanställning har genomförts om de olika tektoniska regimer som den Baltiska skölden varit utsatt för under de senaste 1 200 000 000 åren /10.3-2/. Genomgången fokuserar på olika "lastfall" med de tillhörande spänningsfält som varit förhärskande. Nuvarande urbergsyta uppvisar sprickmönster och heterogeniteter som formats och utvecklats under många hundratals miljoner år. Analyser visar att den uppspruckna berggrunden vid storskaliga påkänningar har deformerats längs redan existerande sprickor och zoner. Eventuella aktiva laster under den kommande 100 000-års perioden kommer alltså sannolikt att regionalt reaktivera gamla zoner och sprickor i jordklotets litosfär. Den nuvarande tektoniska situationen med relativ passiv respons till den Mitt-Atlantiska oceanbottenspridningen är en lugn period för den Baltiska skölden.



Figur 10.3-1. Egenskaper och förhållanden i berggrunden som är av betydelse för ett djupförvars säkerhet.

Kemisk miljö

Som exempel på den kemiska miljön på förvarsdjup kan grundvatten från Äspö nämnas. Det kan beskrivas som en blandning [7.6] av modernt infiltrerat sötvatten [13.6], porvatten i bottensediment, glacialt smältvatten [13.8], modernt Östersjövatten och gammalt mycket salt vatten. Resultat av undersökningar från Äspö och Laxemar visar att de kemiska förhållandena på stort djup, 1000 m, förmodligen har varit stabila i ett tidsperspektiv på 100 000 år eller längre.

Grundvattenomsättning

Bergets förmåga att begränsa transport av olika ämnen är en sammansatt egenskap. Den har bl a att göra med grundvattenflöden och flödesvägar. Dessa bestäms i sin tur av bergets vattengenomsläpplighet [3.7], [5.7], graden av inhomogenitet, det aktuella områdets topografi [13.8], vattenbalans [13.6], [13.7] etc. Om vattentransporten sker utan påverkan av kvarhållande mekanismer betraktas den som icke-reaktiv och omfattar enbart vattentrogna substanser [7.12]. Den icke-reaktiva transportprocessen innehåller advektion, kinematisk dispersion [7.12] och molekylär diffusion [5.12]. Bergets förmåga att retardera nuklider har att göra med berggrundens diffusions- och sorptions-egenskaper. De bestäms exempelvis av grundvattenkemin [6.12], bergets mineralogiska sammansättning [4.12], sprickmönstrets karaktär [5.12] och tillgången till sorptionsytor [3.12], [5.12]. De mekanismer som är av betydelse för grundvattenrörelser och radionuklidtransport detaljeras i kapitel 11 där även modelleringsaspekter berörs.

Påverkan på grundvatten i samband med istid har analyserats i Äspölaboratoriet. Grundvattnet har påverkats ned till ca 500 m djup av förhållandena efter den senaste istiden. I vattensammansättningen kan de tidigare stadierna i Östersjöns utveckling spåras. Arbetet har förstärkt tidigare indikationer på att vattnet på stort djup, vid Äspö under 500 m djup, är obetydligt påverkat av postglaciala händelser och att det därför är att betrakta som stagnant i ett 10 000-års perspektiv /10.3-3/.

10.3.3 Effekter av djupförvaret i berget

Hydrogeologiska effekter

Byggandet av djupförvarets tunnlar och schakt kommer att skapa stora störningar i grundvattensystemet kring förvaret [1.8]. Störningarna kan i viss mån begränsas genom injektering i vattenförande sprickzoner och sprickor kring förvaret. Efter förslutning återgår situationen till vattenmättade förhållanden i berget [2.8]. Tiden för detta beror av bergets hydrauliska konduktivitet [5.7] och av den störda zonens egenskaper kring tunnlar och schakt [3.7]. Separata studier har gjorts för att studera återmättnadsförloppet och det mesta tyder på att det tar minst ett år. Slutligen kan konstateras att det valda buffertmaterialet tränger in i sprickor som skär deponeringshålen vilket i sin tur påverkar grundvattenrörelserna [2.5], [5.7].

Geokemiska effekter

Kemiska förändringar i grundvattnet kan inträffa av många anledningar, t ex:

- blandning av grundvatten med olika egenskaper [7.6], eller
- kemiska reaktioner pga förändringar i tryck [8.6], temperatur [9.6], pH eller Eh.

Vid byggandet kommer ett antal främmande ämnen som påverkar miljön i berget att föras ned i förvaret [1.6]. Den grundvattenkemiska sammansättningen påverkas också av bentonitlerans närvaro. Speciellt kommer bentoniten att vara en källa för bildning av kolloider [2.6]. Även den störda zonens existens inverkar på grundvattenkemin [3.6].

Förvaret för annat långlivat avfall ska placeras så att det inte påverkar kemin vid förvaret för använt bränsle.

Mekaniska effekter

Den del av berget som påverkas direkt av byggandet eller indirekt av spänningsoverlagringarna vid byggandet kallas för den störda zonen [1.3], [3.1], [10.1], [10.3]. Bufferten och återfyllnadsmaterialet kan tränga in i den störda zonen och påverkar dess egenskaper [2.3]. Den störda zonens betydelse för migrationen av radionuklider från djupförvaret måste utredas i säkerhetsanalysen [3.7], [3.12], se t ex /10.3-10/.

Utformning och storlek på förvarets tunnlar, schakt och bergrum påverkar bergspänningsförhållandena i närliggande berg [1.10].

Termiska effekter

De termiska effekterna beskrevs kortfattat i inledningen och har dessutom behandlats i avsnitt 10.2.

Effekter av gas

Vid byggandet av djupförvaret förs luft och spränggaser in i berget (1.11). Vidare kommer sänkningen av grundvattentrycket att medföra att i grundvattnet lösta gaser frigörs [1.8]—>[8.11]. Förekommande bergförstärkningar kan korrodera och bilda vätgas [1.11]. Vätgas kan dessutom bildas vid eventuell korrosion av kapselns stålinsats, om kopparhöljet penetrerats [2.11]. Härutöver kan tänkas att gaser bildas på kemisk eller bakteriell väg [6.11]. Bergets spricksystem utgör transportvägar för gas [6.11]. Gasens effekter på radionuklidtransport måste analyseras [11.12], [11.13]. Närvaro av både gas och grundvatten i bergets spricksystem gör att ett tvåfasflöde med växelverkan mellan gas, vatten och spricksystem kan uppstå [11.7]. Existensen av gas påverkar grundvattenkemin [11.6] och sprickornas genomsläpplighet [11.5]. Grundvattnets tryck och temperatur påverkar gastransporten [8.11], [9.11].

10.3.4 Förändringar med tiden

Meteorologiska förändringar och topografiska variationer

Grundvattennivåerna i svensk berggrund följer i stort sett markytans topografi. I dalgångar är det små skillnader mellan grundvattennivån och markytan medan det kan skilja någon meter vid höjdparter. En viss årstidsbunden variation kan dessutom noteras. Grundvattennivån i berget styr tryckgradienterna, vilka i sin tur styr grundvattnets rörelser i berget. De förekommande variationerna i vattennivåerna ger en försumbar osäkerhet i en modell för grundvattenrörelser i jämförelse med andra faktorer såsom t ex vertikala randvillkor och hydrauliska strukturer /10.3-4/.

Fram till nästa istid kan topografin påverkas av landhöjning och av erosion. Landhöjningen är helt dominerande för de bergarter som är aktuella. Den nuvarande landhöjningen i Äspöområdet är 1 mm/år. Erosion i samband med glaciationer diskuteras i nästa avsnitt.

Förändringar i topografin kan påverka grundvattenrörelser och därmed transporten av radionuklider. Vidare kan utströmningsområdenas karaktär förändras, speciellt i kustnära områden. Det senare har betydelse för biosfärsbeskrivningen.

Effekter av topografiska variationer hanteras inte i den modellkedja som SKB använder för illustrerande beräkningar i SR 95. En särskild analys har dock gjorts för att utvärdera effekten av kommande landhöjning vid Äspö /10.3-5/. Om ungefär 2 000 år förväntas havsvikarna kring Äspö vara avskärmade från omgivande hav vilket medför en annan biosfärsbeskrivning. I /10.3-5/ redovisas dels hur grundvattenrörelserna förändras, dels inverkan på dosutsläpp.

Klimatförändringar och glaciation

Den senaste istiden över Skandinavien började för ca 100 000 år sedan. Vid dess maximala utbredning för ca 18 000 år sedan täckte inlandsisen hela Skandinavien och norra Tyskland. Istäcket över Småland var då uppskattningsvis mellan 2 000–2 500 m tjockt. Tyngden av ismassorna medförde att berggrunden pressades ner omkring 500 m. Havsnivån i oceanerna låg då omkring 120 m under dagens nivå. Avsmältningen av istäcket gick relativt snabbt. För omkring 12 500 år sedan drog sig inlandsisen tillbaka från Småland. På grund av den tidigare nedpressningen var denna region då täckt av hav. Omväxlande havsvatten och sötvatten har därefter täckt regionen fram till för 3 800 år sedan, då landhöjningen medförde att Äspö blev land. Den tidigare högsta kustlinjen ligger omkring 90 m över dagens havsnivå.

De generella effekterna av det kallare klimatet är vidsträckta områden med permafrost i marken, förändrade nederbördsförhållanden, tillväxande glaciärer och kraftigt sänkt havsnivå. Under en glaciation motsvarande den senaste eroderas markytan med några meter och stora jordomlagringar och förflyttningar sker.

Under avsmältningsskedet stiger oceanerna åter. Isälvsmaterial avlagras som långsträckta åsar eller deltabildningar i landskapet. Grundvattenomsättningen i bergets övre delar kan påverkas under en övergångsperiod. Jordskorpan strävar att återta sin ursprungliga form och man kan förvänta sig en ökad seismisk

aktivitet direkt efter det att ett landområde blivit isfritt. Jordskalv utlöses av rörelser i redan existerande och mycket gamla stora svaghetszoner i berggrunden.

Utifrån kunskapen om Weichselnedisningens utbredning vid olika skeden samt indirekta klimatdata från pollen- och isotopanalyser har SKB låtit utveckla en tidsberoende glaciationsmodell /10.3-6/. Modellen har möjligheten att hantera kopplade processer med:

- temperaturförändringar i is och berggrund,
- inlandsisens tillväxt och flöde i landskapet med verklig topografi
- generaliserad mekanisk påverkan på litosfären,
- smältvattenflöden vid olika skeden i en glaciationscykel

Till modellen har även fogats ett enkelt beräkningsprogram för grundvattenflöde med avsikten att kunna hantera och beskriva hydrogeologiska förändringar vid permafrost, glaciation och deglaciation. Av speciellt intresse är exempelvis tryck- och gradientförändringar under isen och i berggrunden. Grundvattenmodellen ger också möjligheter att på ett förenklat vis följa flödesförloppet av infiltrerat smältvatten.

Seismicitet

Seismicitet kan sägas vara ett tecken på mer eller mindre momentana berggrundsrorelser i ett geologiskt tidsperspektiv. Mer än 95 % av alla jordskalv sker vid kontinentalplattornas gränser. Årligen inträffar omkring en miljon jordskalv på jordklotet med en magnitud över 2 på Richterskalan. Därav sker omkring tio skalv i Sverige. Med andra ord är vårt land ett seismiskt lugnt område. De största förekommande jordskalven i Sverige når en magnitud av 5. I samband med glaciationer och deglaciationer finns indikationer på att kraftigare jordskalv kan förekomma i Sverige.

De svenska jordskalven är i huvudsak samlade till två områden. Det ena sträcker sig från Vänerne ner till västkusten. Det andra området följer kusten längs Bottenhavet, Bottenviken mot Tornedalen och norra Lappland. Merparten av de svenska skalven sker djupt ner i berggrunden, d v s jordskalvets fokus ligger 10–20 km under markytan och rörelserna är där små. Beräkningar visar på förskjutningsbelopp av ca 10 mm vid magnituder omkring 5, /10.3-7/. Rörelsen sker som en reaktivering i en befintlig förkastningsstruktur och inom en radie av 900 m nere vid jordskalvets fokus.

Vad beträffar effekter av jordskalv på underjordsanläggningar gäller generellt att de mekaniska påkänningarna på sådana anläggningar blir mindre än för anläggningar på markytan. Det finns en mängd observationer, framför allt från gruvor, som stöder dessa iakttagelser, /10.3-8/.

För ett djupförvars funktion i svenskt urberg är antagligen de mekaniska effekterna av seismicitet underordnande grundvattenhydraulisk och vattenkemisk påverkan vilka i sin tur visar mycket begränsade effekter /10.3-9/.

10.4 KAPSELFUNKTION

I detta avsnitt behandlas kapselns funktion och de processer som kan påverka den. Kapselns mekaniska egenskaper, effekter av strålning inuti och utanför kapseln samt koppar- och järnkorrosion tas upp. Avsnittet avslutas med en beskrivning av hur naturliga analogier kan användas för att förstå kapselns funktion i ett djupförvar.

Kapseln finns närmare beskriven i avsnitt 5.3. Den består av två komponenter, en gjuten insats av stål och ett hölje av koppar. Kapselns funktion i förvaret beskrivs även kortfattat i avsnitt 9.1. I bilaga 1 finns interaktionsmatriserna som beskriver kapselns egenskaper och processer återgivna.

10.4.1 Kapselns mekaniska egenskaper

Kapslarna placeras omgivna av bentonitlera på 400–700 meters djup i berget. De är dimensionerade för att klara en jämnt fördelad belastning av maximalt 7 MPa hydrostatiskt tryck och cirka 10 MPa tryck från bentonit och berg. Dimensioneringen för dessa belastningar görs med iakttagande av sedvanliga säkerhetsmarginaler. Kapslarna ska dessutom kontrollberäknas för ojämn belastning och ökat hydrostatiskt tryck. Dessutom ska kopparmaterialets duktilitet tillåta töjning i samband med kryp- eller temperaturrelaterade fenomen utan att kopparhöljet spricker. Hållfasthetsberäkningar visar att referenskapseln kollapsar vid ett yttre övertryck på ca 80 MPa /10.4-1/.

Kapslarna ska tillverkas, förslutas och kontrolleras med metoder som garanterar att högst 0,1% av dem kan innehålla defekter som kan leda till tidig kapselskada.

10.4.2 Effekter av strålning inuti och utanför kapseln

Radiolysprodukter på kapselns utsida kan bidra till korrosionsangrepp på kopparhöljet. Kapseln ska ge ett sådant strålskydd att korrosionen orsakad av radiolysprodukter är liten i jämförelse med korrosionen orsakad av syret från drifttiden. Detta villkor ger en tillåten ytdosrat på ungefär 500 mGy/h (se även avsnitt 10.4.3).

Stråldosen inne i tomrummet mellan bränsle och stålinsats är initialt cirka 300 Gy/h. I närvaro av vatten och luft kan denna strålning leda till radiolytisk bildning av nitrat. Nitrat skulle kunna orsaka spänningskorrosionsbrott på stålinsatsen. Bränslet mellanlagras nedsänkt i vatten och kommer därför att torkas innan det placeras i kapseln. Luften i kapselns tomrum kommer att ersättas med ädelgas. Spänningskorrosion på stålinsatsen kommer att utredas vidare, se även avsnitt 10.4.4.

10.4.3 Kopparkorrosion under olika förhållanden

Korrosionsegenskaperna hos koppar är väl utredda, en sammanfattande bedömning av kunskapsläget ges i /10.4-2/. Slutsatserna är att kopparhöljet är så beständigt mot såväl allmän som lokal korrosion att det bedöms osannolikt att korrosionen kommer att vara det som begränsar kapselns livslängd i förvaret. Hur omfattande korrosionsangreppen blir styrs av den kemiska miljön i kapselns omedelbara närområde. Av stor betydelse är bentonitporvattnets sammansättning och redoxförhållandena.

Syre kommer att förbrukas ned i förvaret under dess drifttid. Syret beräknas finnas kvar i djupförvaret upp till några hundra år efter förslutning/10.4-4/. Syret förbrukas vid reaktioner med koppar eller mineral i närområdet. Då syret från drifttiden är förbrukat är förvaret syrefritt.

När syret är förbrukat kommer sulfider att vara den helt dominerande korroderanden. Korrosionshastigheten blir då beroende av tillförseln av sulfider. Sulfidjonen fungerar som korrodant genom att bilda kopparsulfid och därmed sänka den fria kopparjonkoncentrationen. Sulfid finns som förorening i buffertmaterial. När detta är uttömt kommer en liten kontinuerlig tillförsel från grundvattnet.

Nedanstående sammanställning visar det förväntade frättdjupet efter 100 000 år. Korrosionen har beräknats för ett troligt fall och för ett fall baserat på ogynnsamma antaganden /10.4-3/.

Allmän korrosion	Troligt fall	Ogynnsamt fall
Inledande fas i närvaro av syre	0,5 µm	5 µm
Syrefri långsiktig fas	5 µm	0,4 mm
Gropfrätning		
Inledande fas i närvaro av syre	250 µm	2,5 mm
Syrefri långsiktig fas	10 µm	2 mm
Totalt korrosionsdjup	~270 µm	~5 mm

Som tidigare nämnts bidrar radiolys till korrosion av kopparhöljet. Kapseln skärmar av en del av den strålning som kan orsaka radiolys. Beräkningar /10.4-5/ visar att vid de tjocklekar på insats och hölje som är aktuella kommer bidraget till korrosionen från radiolytiskt producerade oxidanter att vara försumbart.

Mikroorganismer i förvaret kan reducera sulfat till sulfid och därmed bidra till korrosion av kopparhöljet, s k mikrobiell korrosion. Tidigare ansågs att tillgången på organiskt material i närområdet begränsade tillväxten av mikroorganismer. Den mikrobiella korrosionen kunde därmed försummas utifrån skattningar av tillgången på organiskt material. Senare forskningsresultat indikerar att tillgången på organiskt material inte begränsar bakterietillväxten. Närmare studier av tillväxten av sulfatreducerande bakterier i kompakterad bentonit har därför inletts och pågår fortfarande. Erhållna resultat visar att bakterier inte kan överleva vid bentonitdensiteter över 1 500 kg/m³ /10.4-14/, se vidare avsnitt 10.5.4.

För att erhålla en koppar med god beständighet mot spänningskorrosion föreslogs ursprungligen en högren syrefri kopparkvalitet, eftersom sannolikheten för spänningskorrosion då bedömdes som obefintlig /10.4-6/. Senare forskningsresultat visade att spänningskorrosion inte kunde uteslutas på dessa grunder. Undersökningarna visade dock att spänningskorrosionssprickning är osannolik vid de förhållanden som råder i förvaret /10.4-7/. De senare resultaten har bekräftats i flera undersökningar, som visar att benägenheten för spänningskorrosion i förvaringsmiljö är ringa /10.4-8/.

10.4.4 Järn- eller stålkorrosion under olika förhållanden

Som tidigare nämnts kan strålningen inne i kapseln i närvaro av vatten och luft leda till radiolytisk bildning av nitrat, som skulle kunna orsaka spänningskorrosionsbrott på stålinsatsen. Denna process och dess konsekvenser är inte fullt utredda. För att begränsa tillgången på vatten torkas bränslet och luften i kapseln ersätts med ädelgas. Om en kapsel initialt innehåller 0,01 % luft kommer enligt beräkningar ca 0,02 g salpetersyra att bildas /10.4-9/.

Konsekvenserna av korrosion på stålinsatsen efter genombrott av kopparhöljet har utretts under de senaste åren. Följande fenomen har undersökts:

- korrosionshastighet, korrosionsmekanism och bildning av vätgas (konsekvenserna av vätgasproduktionen behandlas i avsnitt 10.5.3)
- tryckuppbyggnad orsakad av tillväxten av korrosionsprodukter
- galvaniska effekter

Både experimentella undersökningar och teoretiska modelleringar har utförts. Resultaten från dessa studier finns i /10.4-10/ och /10.4-11/. De huvudsakliga slutsatserna från studierna är:

- Experiment visar att korrosionshastigheten för stål under syrefria förhållanden är beroende av pH och jonstyrka. Lägre pH och högre jonstyrka ökar hastigheten. Korrosionshastigheten är i princip oberoende av andra faktorer. Experiment visar t ex att korrosionshastigheten i en fuktig syrefri atmosfär blir den samma som för ett prov nedsänkt i vatten. Korrosionshastigheten styrs av att en skyddande film av magnetit bildas på stålet. Vid de förhållanden som råder i förvaret beräknas korrosionshastigheten ligga i intervallet 0,1-1 $\mu\text{m}/\text{år}$. Detta motsvarar en maximal vätgasproduktion av ca 1,6 $\text{m}^3/\text{år}$ (NTP).
- Beräkningar visar att vid en defekt i kopparhöljet kommer korrosion att ske över en stor andel av stålets yta. De bildade korrosionsprodukterna bör därför fördela sig jämnt i kapseln. Korrosionsprodukterna bör därmed inte ge upphov till sådana spänningar i kopparhöljet att defekten i höljet vidgas.
- Galvanisk koppling mellan kopparhöljet och stålinsatsen kan bara ske om det finns en kontinuerlig lösning mellan metallerna. Detta kan endast ske om vatten tränger in i spalten mellan kopparhöljet och stålinsatsen. I närvaro av syre skulle en betydande galvanisk korrosion av stålet kunna äga rum. Den låga transporthastigheten för syre genom bentoniten förhindrar dock någon signifikant galvanisk korrosion under förvarets syresatta period. Även under syrefria förhållanden kan kopplingen koppar-stål öka stålets korrosionshastighet. Under dessa förhållanden blir ökningen i korrosionshastighet endast en faktor 2. Experiment visar också att magnetitskiktet är reaktionsstyrande, dvs galvaniska effekter kommer inte att påverka stålets korrosionshastighet när skiktet väl har bildats.

Om stålet korroderar med den maximala korrosionshastigheten, 1 $\mu\text{m}/\text{år}$, och korrosionen pågår över hela stålytan, både ut- och insida, kommer det att ta mer än tiotusen år innan stålet förlorar sin bärande förmåga. Vid den tiden kommer alla tomrum inuti kapseln att vara fyllda med korrosionsprodukter, magnetit. Eftersom kapseln är fylld med magnetit kommer den inte att kollapsa, trots att stålinsatsen mist sin mekaniska bärförmåga.

10.4.5 Naturliga analogier

Koppar förekommer metalliskt i naturen. De analogier som är mest värdefulla för korrosionsbedömningar är dock arkeologiska fynd. Ett exempel är en kanon från det svenska örlogsfartyget Kronan /10.4-12/. Kanonen har stått begravnen med mynningen ned i sediment sedan skeppet sjönk år 1676. Den höga kopparhalten och sedimentets innehåll av montmorillonit gör kanonen till en nära analogi till kapslarna. Kemiska analyser visar att koppar har diffunderat ca 4 cm in i leran. Korrosionen var likformig över hela kanonens yta. Korrosions-hastigheten kunde uppskattas till $1,5 \cdot 10^{-5}$ mm/år.

Metalliskt järn och stål förkommer ytterst sparsamt i naturen. Arkeologiska artefakter som till exempel de romerska spikarna i Inchtuthil /10.4-13/ visar att även järn korroderar mycket långsamt om det inte utsätts för syre.

10.5 BUFFERTFUNKTION

10.5.1 Inledning

I detta avsnitt diskuteras buffertens funktion i slutförvaret. Avsnittet inleds med en beskrivning av det initiala vattenmättnadsförlopp bentonitbufferten genomgår.

Sedan följer en genomgång av de processer och egenskaper som påverkar buffertens funktion: termisk stabilitet, strålningens påverkan, smektit/illitomvandling, hydraulisk konduktivitet, svällningsegenskaper, gastransportkapacitet samt betydelsen av cement. Här nämns också de naturliga analogier som har studerats för att få en uppfattning om buffertens långtidsegenskaper.

Därefter beskrivs hur bentoniten påverkar de kemiska förhållandena i närområdet. Buffertens påverkan på grundvattenkemin samt effekter av mikroorganismer, organiskt material och kolloider i bentoniten diskuteras.

Avsnittet avslutas med en genomgång av buffertmaterialets masstransportegenskaper. Här diskuteras diffusion i och sorption på buffertmaterialet.

Beskrivningen avser det specifika buffertmaterial som valts till slutförvaret. Det har ett högt innehåll av Na-montmorillonit och går under den tekniska benämningen MX-80. En beskrivning av den valda bufferten ges avsnitt 5.4. I bilaga 3 presenteras den interaktionsmatris där buffertens egenskaper och processer studerats.

10.5.2 Den omättade perioden

Randvillkor

För att i ett tidigt skede få en så hög vattenmättnad som möjligt pressas bentonitblocken med högsta möjliga vattenmättnadsgrad. Spalterna mellan kapsel och bentonitblock respektive mellan bentonitblock och bergvägg fylls på manuell väg med vatten med låg jonstyrka. Bentonitvolymerna är dimensionerade så att bufferten i utsvällt skick får en täthet på ca $2,0 \text{ ton/m}^3$.

Efter stängningen rör sig grundvattnet tillbaka in i förvaret. Det förutsätts att den hydrauliska gradient som utvecklas leder till en vattenrörelse in mot deponeringshålet. Buffertens totala vatteninnehåll kan därmed inte bli lägre än det ursprungliga. Dessutom antas att bergzonen närmast bufferten är tillräckligt uppsprucken för att fördela vattnet jämnt längs hela deponeringshålets höjd.

Mättnadsförloppet

När vatten fylls på i spalterna mellan bentonitblock och kapsel respektive mellan bentonitblock och bergvägg inleds hydratiseringsprocessen. Den drivs av kapillärt undertryck i bufferten. Det kapillära undertrycket är större än det svälltryck som bufferten utvecklar vid full vattenmättnad /10.5-1/. Därför är också undertrycket större för de lerpartiklar som har högre täthet. Det är därför dessa som i första hand vattenmättas och sväller. Hastigheten för vattenmättnaden bestäms av undertrycket i bentoniten, grundvattentrycket samt närfältbergets och buffertens hydrauliska konduktivitet.

Då full vattenmättnad erhållits omfördelas vatten och lerpartiklar så att de täta lerpartiklarna expanderar och tunna bentonitlager frigörs till de successivt krympande porerna. Efter en tid erhålls en relativt homogen mikrostruktur i vilken korthusliknande lergeler med låg porositet förbinder expanderade, men fortfarande täta lerpartiklar med varandra, se figur 10.5-1 /10.5-2/.

Värmegenereringen orsakar också värmespanningar som bryter upp de expanderade lerpartiklarna och leder till en mer homogen mikrostruktur vid obegränsad tillgång på vatten och en jämn vattentillgång längs hela deponeringshålets höjd, bedöms vattenmättnadsprocessen ta i storleksordningen 10 år. Den efterföljande homogeniseringsprocessen bedöms ta lika lång tid.

10.5.3 Processer som påverkar buffertens funktion efter vattenmättnad

Bärförmåga

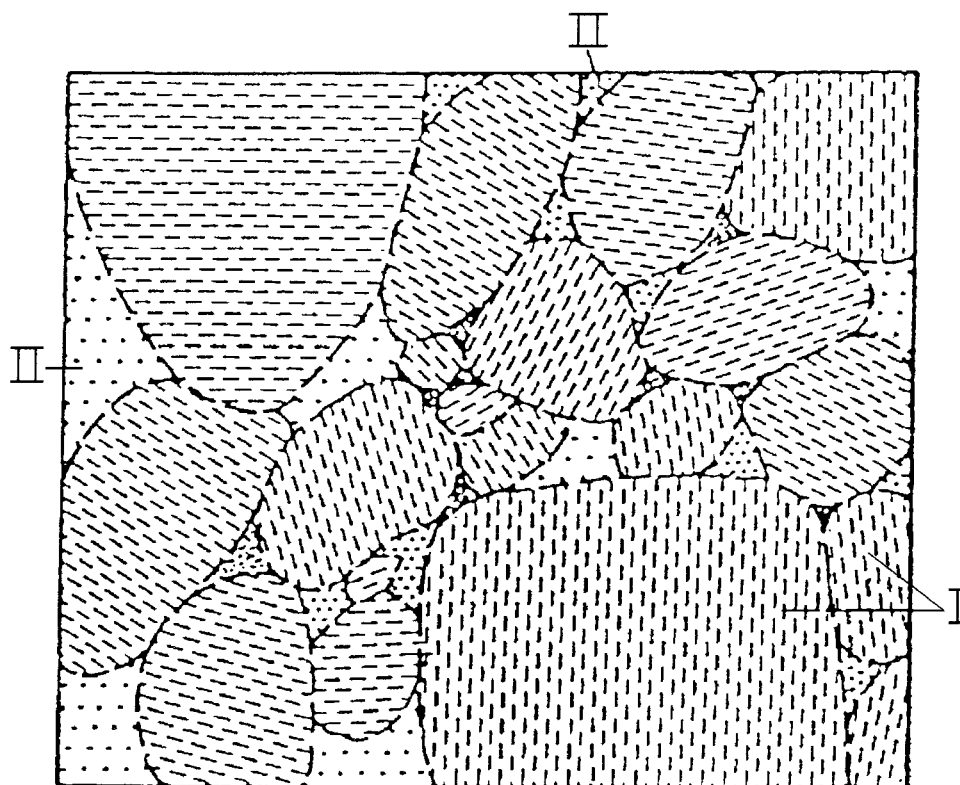
En viktig funktion hos bufferten är att hålla kapseln på plats. Beräkningar /10.5-3/ visar att kapseln inte sjunker mer än någon centimeter under en miljon år vid en buffertdensitet av ca 2 ton/m³.

Termisk stabilitet

Vid upphettning av bufferten äger två motverkande, fysikaliska processer rum:

- En partiell dehydratisering som innebär en minskning av antalet interlamellära hydratskikt. Detta leder till en ökning av porutrymmet mellan lamellerna.
- En termiskt inducerad disintegrering med en mikrostrukturell homogenisering som följd.

Om temperaturen är under 130°C och densiteten är högre än ca 1,8 ton/m³ i vattenmättat tillstånd bibehålls i huvudsak buffertens fysikaliska egenskaper /10.5-4/.



Figur 10.5-1. Schematisk bild av mikrostrukturen hos homogeniserad, kompakterad bentonit. I) Täta, expanderade lerpartiklar, II) Lergeler bildade i porer mellan lerpartiklar.

Temperaturen har också betydelse för omvandling av smektit till illit. Detta kräver dock tillgång på kalium, se nedan under redovisningen av omvandling till hydratiserad glimmer.

Strålningens påverkan

Bufferten kan exponeras för strålning dels från en intakt kapsel, dels från frigjorda radionuklider som migrerar från en defekt kapsel. I det första fallet är det uteslutande fråga om γ -strålning, i det andra även α -strålning.

I experiment har bentonit värmts till 130°C och utsatts för γ -stråldoser som simulerar hela den stråldos bentoniten exponeras för under bränslets avklingning /10.5-5/. Jämförelser mellan det bestrålade provet och ett prov som enbart värmts, visade att de mineralogiska förändringar som skett var de samma för båda proven och katjonutbyteskapaciteten förblev oförändrad. Undersökning av provenas fysikaliska egenskaper bekräftade den likformiga förändring som noterats i mineralogisk och kemisk sammansättning. Slutsatsen är att γ -strålningen från hela kapslar som bufferten utsätts för i ett djupförvar inte påverkar dess funktion.

Om vatten tränger in i en kapsel och löser upp bränslet kan bentoniten också utsättas för α -strålning vid transport av lösta nuklider genom bufferten. Positivt laddade joner rör sig i bentoniten genom katjonutbyte, vilket betyder att radio-

nuklider sorberas och exponerar bentonitens kristallgitter för strålning. Försök med montmorillonit som vattenmättats med lösningar innehållande Pu respektive Am gav en omvandling av montmorilloniten till icke svällande mineral. För omfattningen av denna process se ref /10.5-6/.

Omvandling av smektit till hydratiserad glimmer

Om kaliumjoner finns närvarande, sker en strukturell omvandling av smektit till icke expanderbar hydratiserad glimmer, illit /10.5-7/. Modellberäkningar har gjorts av kinetiken i omvandlingen av smektit till hydratiserad glimmer. Med den begränsade tillgång på kalium som kommer att råda i förvaret visar modellen att omvandlingen i bufferten inte skulle utgöra något problem i 100 000-årsperspektivet om temperaturen är under ca 130°C /10.5-8/. Geologiska exempel i Sverige, Norge, Italien och Japan samt laboratorieexperiment bekräftar modellens giltighet.

Omvandling av Na-smektit till Ca-smektit

Hos montmorillonit förväntas att ett jonbyte från Na till Ca sker eftersom affiniteten för Ca är högre än för Na. Detta förväntas leda till en förändring av strukturen med tre hydratlager. Enligt en nyligen utvecklade kemisk modell /10.5-9/ upptas cirka 20 % av absorptionsplatserna i tät bentonit av Ca i grundvatten av Äspö-kvalitet och den andelen ökar mycket långsamt. Efter cirka 150 000 år beräknas andelen Ca vara cirka 40 %. Utbytestakten sjunker därefter och Na kan förväntas utgöra den dominerande katjonen under mycket lång tid.

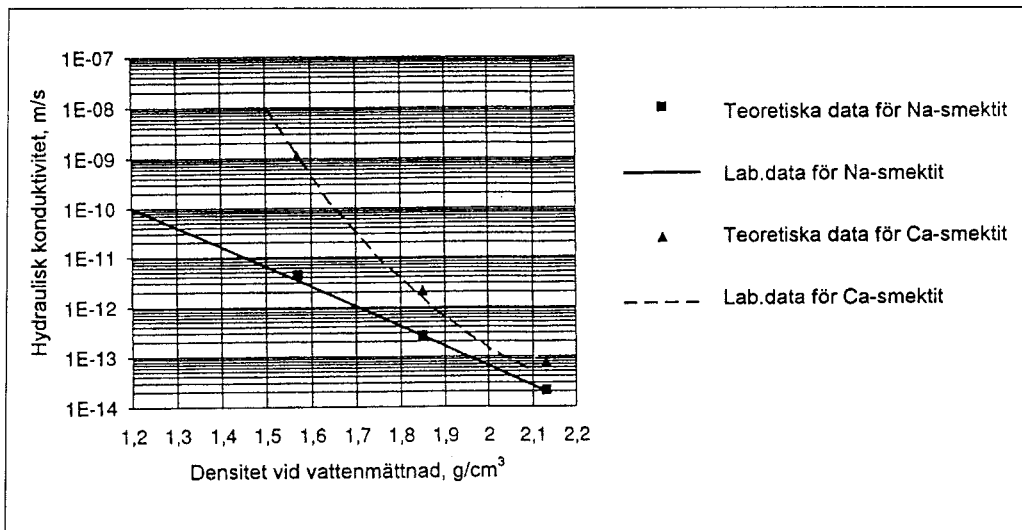
Hydraulisk konduktivitet

Den hydrauliska konduktiviteten för Na-bentonit illustreras i figur 10.5-2. Där visas den hydrauliska konduktiviteten för MX-80 Na-bentonit som funktion av tätheten hos den vattenmättade bentoniten. Som jämförelse visas samma samband för Moosburg Ca-bentonit. Inom det intervall där den faktiska tätheten för bentoniten i djupförvaret förväntas ligga dvs mellan 1,95 och 2,05 ton/m³ är skillnaden mellan Na- och Ca-bentonit liten.

Slutsatsen av detta förhållande är att den hydrauliska konduktiviteten inte är beroende av hastigheten i processen med jonbyte från Na till Ca.

Svälltryck

Buffertens svälltryck påverkas starkt av buffertens tätheten och salthalten i grundvattnet under vattenmättad. Det senare gäller framför allt vid lägre bufferttätheter. Är tätheten i mättat tillstånd över 1,6–1,7 ton/m³ påverkas svälltrycket bara marginellt av porvattnets salthalt /10.5-10/. Med en bufferttäthet på omkring 2,0 ton/m³ i mättat tillstånd är således tätheten så hög att salthalten i grundvattnet inte utgör något problem.



Figur 10.5-2. Hydraulisk konduktivitet som funktion av täthet efter vattenmättnad.

Gastransport

Mekanismen för större gastransport i vattenmättad, homogeniserad bentonit bedöms vara att det öppnas en eller flera kanaler genom sammanbundna, gel-fyllda utrymmen mellan de tätare bentonitpartiklarna /10.5-11/. Laboratorieexperiment med kvävgas och heliumgas har visat att gasgenomsläpp sker vid ett visst "kritiskt" tryck. Detta tryck beror på hydrostatiska trycket och bentonitens svälltryck. I medeltal uppgår det "kritiska" trycket till det hydrostatiska trycket plus ett tryck som är mellan 60 och 90 % av bentonitens svälltryck. Gastransportkapaciteten blir så stor som behövs för att släppa igenom befintlig gas i de kanaler som öppnas i bufferten.

Mängden vatten som följer med gasen är liten och har uppmätts till enbart 0,01–1 % av porvattenvolymen, vilket gör att buffertmaterialet förblir vattenmättat.

Naturliga analogier

Ett stort antal bentonitförekomster finns jorden runt. De uppvisar variationer vad gäller exponeringar för temperatur och olika katjoner. De bentonitkvaliteter som övervägs för djupförvaret har alla bevarat sina unika egenskaper i fråga om svällförmåga och låg hydraulisk konduktivitet under miljoner till hundra miljoner år. Andra bentonitkvaliteter har utsatts för olika processer som med tiden lett fram till en omvandling som varierat med förhållandena på platsen. I Sverige har bentoniter från Gotland och Västergötland studerats. De har alla har en ålder på ca 400 miljoner år /10.5-12, 13/. Resultaten av studierna har framför allt utnyttjats för att verifiera den använda modellen för omvandling till hydratiserad glimmer.

10.5.4 Buffertens påverkan på förvarets kemiska förhållanden

10.5.4.1 Buffertens påverkan på grundvattenkemin

Den kemiska sammansättningen av porvattnet i bufferten kommer att vara ett resultat av jämviktning mellan grundvattnet och buffertmaterialet. Koppar-kapseln har mycket låg löslighet och kommer inte att påverka kemin. Buffertmaterialet innehåller förutom smektit också en viss mängd föroreningar, se avsnitt 5.4. De föroreningar som främst påverkar porvattenkemin är CaCO_3 , CaSO_4 och NaCl (pH) samt pyrit, FeS_2 (Eh).

Syrekonsumtion hos föroreningar

Oxidation av pyrit är den dominerande processen för konsumtion av restsyra efter förslutningen av förvaret. Den tid det tar för förvaret att återgå till anoxiska förhållanden har beräknats vara i storleksordningen 10 till 100 år /10.5-14/.

pH

Lättlösliga föroreningar som gips/anhydrit (CaSO_4) och koksalt (NaCl) kan ha stor betydelse för porvattnets pH. En ytkemisk modell för bentonit har utvecklats /10.5-9/. Sensitivitetsstudier har sedan gjorts /10.5-15/ för att bedöma betydelsen av olika halter av de nämnda föroreningarna. Beräkningarna har gjorts med ett relativt sött grundvatten, men resultatet förväntas bli detsamma för saltare vatten. Följande allmänna slutsatser kan dras från denna studie:

- pH i porvattnet i kompakterad bentonit ligger mellan 6.8 och 9.3.
- I kompakterad bentonit är pH huvudsakligen buffrat av syra/basjämvikten i lermineral. Detta i kontrast till förhållanden med lägre bentonit/vatten förhållanden, där pH ofta är högre eftersom det är buffrat av karbonat i bufferten.
- Mängden lättlösliga föroreningar har därför en avgörande effekt på pH i porvattnet. Ju mer föroreningar desto lägre pH.
- Relativt stora variationer i pH kan förväntas beroende på mängden av joner för katjonbyte. Exempelvis ger en Na-bentonit med lite föroreningar ett initialt pH på ungefär 9, medan en ren Ca-bentonit hamnar runt 7.

Mängden föroreningar i bentoniten kommer att sjunka med tiden på grund av uttvättning till grundvattnet. Detta kommer givetvis att ha betydelse för pH i porvattnet. När alla föroreningar är borta kommer porvattnet att ha ett pH mycket nära det i grundvattnet.

10.5.4.2 Effekter av mikroorganismer, organiskt material och kolloider

Bakteriers betydelse för syrekonsumention

Bakterier kan medverka till reaktioner i förvaret där instängt syre förbrukas, dvs reaktioner med pyrit och ferromineral i bentonit, återfyllnad och berg. Detta önskvärt eftersom syre även kan leda till korrosion av kapselns kopparkölje. Syreförbrukande oxidationsreaktioner sker även spontant utan närvaro av bakterier.

Bakteriers betydelse för syrekorrosion av koppar

I litteraturen finns uppgifter om bakterier som bildar en film på insidan av vattenledningsrör av koppar och medverkar till korrosionen av kopparrören. Processen kräver emellertid närvaro av syre som oxidationsmedel och dessutom kan reaktionen ske spontant utan bakterier. I bedömningar av kopparkorrosion kan man därför bortse från bakteriernas inverkan.

Bakteriers betydelse för sulfidkorrosion av koppar

Sulfidkorrosion sker utan bakterier. Det enda som krävs är en vattenlösning med sulfid. Bakterier kan bidra genom att reducera sulfat till sulfid. Det är en reaktion som annars inte skulle ske i förvaret eftersom den är starkt kinetiskt hämmad. Eftersom det finns betydligt mer sulfat än sulfid i bentonit och grundvatten, är detta en process som inte kan ignoreras.

Sulfatreducerande bakterier behöver emellertid även ett näringsämne som kan fungera som reduktionsmedel. Vanligtvis är det frågan om organiska ämnen. Grundvattnets halt av organiska ämnen är låg, upp till ca 2 mg/l TOC. Det är vidare svårt för bakterier att bryta ned /10.5-16/ det organiska materialet i bentonit. Även med den konservativa uppskattning att allt det organiska materialet i bentonit är tillgängligt för att nyttjas till sulfatreduktion av bakterier blir omfattningen ändå liten på grund av att mängden organiskt material är begränsad.

Det finns uppgifter om att bakterier även kan använda vätgas för att åstadkomma reduktion av sulfat. Detta bedöms dock vara av underordnad betydelse. Sulfatreducerande bakterier, vätgastransport och överlevnad av bakterier i kompakterad bentonit-buffert behandlas i /10.5-17/.

Omformning till kolloider

Lerpartiklar kan förekomma som kolloider, men natriumbentonit bildar i kontakt med grundvattnet en stabil gel. För att lerpartiklar ska frigöras som kolloider från gelen måste vattnet vara fritt från lösta positiva joner, t ex av natrium och kalcium /10.5-18/. Kalciumjoner är bättre än natriumjoner när det gäller att stabilisera gelen genom att de har dubbelt så hög laddning. Grundvatten har i allmänhet mer än 20 mg/l av kalciumjoner och ännu mer natriumjoner, vilket stabiliserar leran. Leran innehåller också egna kalcium- och natriumjoner vilket medför att en betydande urlakning krävs innan omgivningen blir utarmad på katjoner. Detta gäller även under antagande att extremt jonfattigt vatten när bufferten.

10.5.5 Buffertmaterialets masstransportegenskaper

Diffusion i lera

Vattenmättad kompakterad lera har en mycket låg hydraulisk konduktivitet, se avsnitt 10.5.3. Radionuklider och andra ämnen som lösts i vatten kan därför endast transporteras genom diffusion i bentonitbufferten. De vattenfyllda porutrymmena i kompakterad bentonit är mycket begränsade. Det innebär att upplösta ämnen med hög molekylvikt, i synnerhet kolloidala partiklar, är starkt begränsade i sin rörlighet /10.5-19/. Diffusivitet, D_e , på mellan $3 \cdot 10^{-8}$ och $6 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ har t ex uppmätts för organiska anjoner med molekylvikter i området 290–30 000 amu /10.5-20/.

Om vatten kommer i kontakt med använt bränsle går en del radionuklider i lösning. I den lösningen finns också partiklar. Upplösta radionuklider i form av kolloidala partiklar kommer att filtreras ut av bentoniten. Detta är en viktig egenskap hos bufferten. Om aktinider som t ex plutonium och americium skulle kunna frigöras som kolloider vore inte längre den termodynamiska lösligheten begränsande för frigörelsen av dessa ämnen. Förutom att storlek och laddning utgör ett hinder för transport av dessa partiklar har de en stark tendens till sorption på fasta material vid de pH-värden mellan 7 och 9 som råder i bentonitens porvatten /10.5-21/.

Sorption i lera

Upplösta ämnen t ex i jonform kan diffundera genom bentonit. Flera radionuklider sorberas dock mycket starkt på ytan av lerpartiklarna. Det innebär att även en del tämligen långlivade ämnen hinner avklinga till obetydliga nivåer redan i bufferten. Tiden från kapselgenombrott fram till ett eventuellt genombrott av buffertbarriären beskrivs som det instationära tillståndet. På grund av att diffusionen i allmänhet är så ytterst långsam rör de flesta laboratoriemätningarna detta tillstånd. På det sättet kommer man även åt de parametrar som beskriver det stationära tillståndet, medan det instationära fallet kan sägas vara det bäst beskrivna. För ett fåtal ämnen som rör sig relativt snabbt som Cs, Sr och I görs numera direkta mätningar av sorption i det stationära tillståndet.

Diffusions- och sorptionsdata

I tabell 10.5-1 redovisas de diffusionskonstanter och K_d -värden som används för att beräkna transport av radionuklider i bentonit. Samma konstanter användes inom SKB 91 /10.5-22/. Nya, ännu inte publicerade mätningar av Sr och Cs tyder dock på att diffusiviteten D_e är mer än 50 ggr lägre än vad som anges i tabellen /10.5-23/.

Tabell 10.5-1. Elementspecifika diffusions- och fördelningskoefficienter i bentonit.

Element	D_e $m^2/\text{år}$	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

10.6 UPPLÖSNINGSPROCESSER I KAPSELN

10.6.1 Inledning

Vid en penetration av förvarskapselns kopparhölje kommer kapselns inre att komma i kontakt med vatten. Vattnet kommer att växelverka med den inre stål-kapseln för att därefter nå metalldelar i bränsleelementen och själva bränslet. Detta kapitel diskuterar upplösningen av bränslet och den frigörelse av radio-nuklider som detta leder till.

För att beskriva bränsleupplösningen behandlas först den kemiska miljön vid en penetration av kopparhöljet, framförallt vattnets sammansättning i och kring kapseln. Därefter beskrivs i två avsnitt upplösning/korrosion av bränslet samt av metalldelar i bränsleelementen.

10.6.2 Vattenkemisk miljö

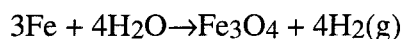
Den vattenkemiska miljön i en kapsel där vatten har trängt in bestäms av den naturliga sammansättningen av grundvattnet, samt av påverkan på vattnet från övriga förvarsdelar, den inre stål-kapseln och bränslet. Grundvattnets naturliga sammansättning framgår av avsnitt 6.3.

Påverkan från övriga förvarsdelar

Grundvattnet vid kapseln har passerat genom bentoniten. Vattensammansättningen har då blivit påverkad, i första hand genom en ökning av karbonat- och sulfathalter samt genom förändringar i pH. Dessa effekter behandlas i avsnitt 10.5. Det är sannolikt att föroreningar från bentoniten kommer att ha en avgörande betydelse för närområdets miljö om en skada sker inom 100 000 år efter förvarets förslutning. Vid senare kapselgenombrott kommer vattnets naturliga sammansättning möjligen att ha en större betydelse. Även andra förvarsdelar kommer att påverka vattensammansättningen, men detta bedöms vara av mindre betydelse.

Påverkan från den inre stål kapseln

Vid en genomgående defekt i kopparkapseln kommer grundvattnet att komma i kontakt med den inre stål kapseln. Vattnets växelverkan med järn i stålet leder till korrosion och påverkan av redoxpotentialen. I en kapsel med defekt kopparkapsel kommer vatten att vara i kontakt med metalliskt järn. Reaktionen mellan järn och vatten



när jämvikt vid när partialtrycket av väte är ~1000 atm. Detta innebär att jämvikt inte kommer att nås inuti kapseln så länge metalliskt järn finns närvarande. Korrosionshastigheten för järn under anaeroba förhållanden bedöms ligga i intervallet 0,1–1 µm/år, vilket innebär att metalliskt järn kan finnas kvar i tiotusentals år.

Omvandlingen av Fe(0) till Fe(II) i reaktionen ovan kommer att driva redoxpotentialen inuti kapseln till mycket låga värden.

Påverkan från bränslet

Bränslet påverkar miljön framför allt genom alfa-inducerad radiolys av vatten, som i sin tur påverkar redox-potentialen. Vid radiolysen bildas i huvudsak H₂, O₂ och H₂O₂. H₂ är den mest inerta av dessa, vilket gör att H₂ kan transporteras ut ur kapseln utan reaktion. Nettoeffekten av radiolysen blir därmed en ökad redoxpotential. Denna effekt är betydligt mindre än korrosionseffekten, men kan ändå ha betydelse eftersom den sker på bränsleytan. Av termodynamiska skäl skulle även kapslingsrören av Zircaloy kunna ha betydelse för redoxförhållandena, men det tunna skikt av zirkoniumoxid som finns på metallen bedöms effektivt hindra alla reaktioner.

Sammanfattning

Föroreningar från bentoniten kommer sannolikt att ha en betydande inverkan på miljön under åtminstone 100 000 år efter förslutning. Förhållandena kommer under alla omständigheter att vara starkt reducerande, dels för att den ostörda, naturliga miljön i närområdet är reducerande, dels för att järnkorrosion ytterligare bidrar till detta. pH kommer att ligga i det neutrala till svagt alkaliska området. Jonstyrkan kommer alltid att ligga i ett intervall som är gynnsamt för förvarets funktion.

10.6.3 Upplösning av bränsle

Det använda bränslet fungerar som en teknisk barriär mot spridning av radionuklider i förvaret på grund av låg löslighet i vatten och låg korrosionshastighet. Vid genombrott av förvarskapseln kommer utläckaget från förvaret bland annat begränsas av den långsamma bränsleupplösningen.

10.6.3.1 Mekanismer för frigörelse

Frigörelsen av radionuklider från använt bränsle i kontakt med vatten är resultatet av två huvudsakliga mekanismer:

- Frigörelse av segregerade radionuklider, dvs nuklider från gapet i bränslestavarna mellan bränslekuts och Zircaloyrör, nuklider i korngränser samt nuklider i segregerade faser
- Frigörelse av radionuklider på grund av upplösning eller omvandling av urandioxidmatrisen

Dessa mekanismer beror i sin tur på flera olika faktorer såsom utbränning, vattensammansättning, lokala redoxförhållanden, temperatur osv. Normalt har dock redoxförhållanden den största betydelsen.

Frigörelse av segregerade nuklider

Ca 0.5% av den totala bränslemassan består av ämnen som är olösliga i bränslematrisen av urandioxid /10.6-1/. Det är metalliska fissionsprodukter som Tc, Mo, Pd och Ru, som normalt bildar **mikroskopiska metallinklusioner i bränslets korngränser**. Andra olösliga fissionsprodukter är Cs, I och ädelgaser, som återfinns som **bubblor i korngränserna**. En bråkdel av dessa element, som alla är flyktiga under reaktordriften, har frigjorts från matrisen och finns i **gapet mellan bränsle och Zircaloyrör eller i sprickor i bränslet**. Denna andel frigörs på kort tid om bränslet kommer i kontakt med vatten och kommer därför att dominera utsläppet vid en kapselskada. Andelen frigjort Cs och I är jämförbar med fissionsgasfrigörelsen under reaktordriften. Ett typiskt värde för omedelbar Cs frigörelse är ~1% av cesiuminventariet i en kapsel /10.6-2/.

Frigörelse på grund av matrisupplösning/omvandling

Fissionsprodukter och aktinider i bränslematrisen utgör den dominerande andelen av bränslets radioaktivitet /10.6-1/. Nuklider som ligger inbäddade i bränslematrisen är skyddade mot direkt upplösning i vatten. Frigörelse kan ske endast om matrisen upplöses eller omvandlas. I en miljö där UO_2 är termodynamiskt stabil kommer frigörelsen av radionuklider att vara begränsad av lösligheten av UO_2 . Även under mildt oxiderade förhållanden där UO_2 oxideras till sammansättningen $UO_{2.33}$ kommer lösligheten att vara begränsande, eftersom denna oxidation inte leder till att kristallgittret bryts upp. Om oxidationen däremot går längre, kommer kristallgittret att brytas upp. Frigörelsen av radionuklider bestäms då av omvandlingshastigheten, även om uranhalten i lösning fortfarande kan vara låg.

10.6.3.2 Faktorer som påverkar matrisupplösningen

Upplösningen av urandioxidmatrisen påverkas av flera faktorer. De viktigaste är redoxpotentialen, grundvattensammansättningen, strålning, temperatur och växelverkan med övriga tekniska barriärer /10.6-3/.

Redoxpotentialen

Under syrefria reducerande förhållanden är urandioxid stabilt och upplösningen av bränslematrisen styrs av urans löslighet i grundvattnet. Under dessa förhållanden är lösligheten för **ren** urandioxid mycket låg, i storleksordningen 10^{-9} mol/dm³. För bränsle är typiska halter vid syrefria förhållanden $2 \cdot 10^{-7}$ mol/dm³. Om syre finns närvarande ökar lösligheten för uran med flera tiopotenser. Orsaken till detta är att urandioxid då inte längre är stabil utan oxideras till U(VI) som löses upp som uranylkomplex.

Redoxförhållandena bestäms av tillgången på oxidanter i grundvattnet, av radiolytisk sönderdelning av grundvattnet och av tillgången på andra redoxkänsliga species i närområdet.

Grundvattensammansättning

Under oxiderande förhållanden bestäms halten av upplöst UO_2^{2+} av hydrolys och komplexering. Dessa faktorer påverkar också upplösningsskinetiken. Detta innebär att pH och komplexbildande anjoner som karbonat och fosfat har stor betydelse.

Strålning

Den viktigaste inverkan av strålning är bildandet av oxidanter genom radiolytisk sönderdelning av grundvattnet. Radiolys producerar lika mängder oxiderande som reducerande species, så den totala redoxsituationen är opåverkad. Den relativt sett högre reaktiviteten hos de oxiderande radiolysprodukterna kan emellertid leda till nettooxidation av bränslet, med förhöjd upplösningshastighet som följd.

Temperatur

Beroende på när kapselgenombrott sker kan temperaturen i närområdet vara mellan 80 och 150°C. I detta intervall är temperaturens inverkan på upplösningshastigheten av underordnad betydelse.

Växelverkan med övriga tekniska barriärer

I närområdet finns metalliskt järn och koppar, korrosionsprodukter från dessa material samt bentonit. Materialen kan påverka upplösningen av bränslet genom att styra redoxförhållandena i närområdet. De kan också genom sorption av radionuklider fördröja utsläpp från närområdet. Sorption kan även

tänkas leda till ökad upplösning genom att den kan fördröja att jämviktshalter uppnås.

10.6.3.3 Använd modell för bränsleupplösning

En modell för bränsleupplösning måste ha en term som beskriver frigörelsen av nuklider på grund av matrisupplösning och en term för frigörelsen från spalten mellan bränslekutsar och Zircaloyrör och från sprickor i bränslet. Det är också önskvärt att upplösningen av eventuellt radionuklidinnehåll i korngränser beskrivs.

Frigörelsen av nuklider i spalter kan ha en betydande variation, beroende på bränslets bestrålningshistoria. Den sker snabbt och kan betraktas som ögonblicklig i jämförelse med andra processer. Efter denna fas kan en period med frigörelse från korngränser vara dominerande, innan den långsamma matrisupplösningen tar vid som hastighetsbegränsande process.

I det följande beskrivs hur de bränsleupplösningssmodeller som för närvarande används i SKBs säkerhetsanalyser är uppbyggda.

Spalt- och sprickinventarium

Modelleringen av denna fas är relativt rättfram om driftdata om fissionsgasfrigörelse finns tillgängliga för bränslet. Typiska värden ligger på ca 1% av totala inventariet för Cs och I men kan i extrema fall vara något högre. I SKBs modell antas att detta inventarium frigörs omedelbart när vatten kommer i kontakt med bränslet.

Korngränsinventarium

Modelleringen av denna fas är betydligt svårare. Det är mycket osäkert om det överhuvudtaget finns några nuklider i korngränserna och om så är fallet, hur mycket och hur snabbt de frigörs. Eftersom osäkerheterna är så stora, görs i modellen ett konservativt antagande att korngränsinventariet frigörs på samma sätt som spalt- och sprickinventariet, dvs omedelbart vid vattenkontakt.

Ett specialfall av korngränsinventarium där säkra data finns, är metalliska inklusioner av Mo, Tc, Ru, Rh och Pd, som företrädesvis finns i korngränserna. Detta inventarium modelleras som löslighetsbegränsat med de individuella metallerna som löslighetsbegränsande faser.

Matrisomvandling

I djupa naturliga grundvattnen och i grundvatten i kontakt med förvarets tekniska barriär är pH och redoxförhållandena alltid sådana att UO_2 är termodynamiskt stabilt. Detta medför att bränslet borde kunna modelleras som löslighetsbegränsat med UO_2 som löslighetsbegränsande fas. Strålningen från bränslet kan dock sönderdela vatten i oxiderande och reducerande specier. Av dessa är de oxiderande specierna mer reaktiva och skulle kunna ge upphov till lokala oxiderande förhållanden nära bränsleytan. Om denna oxidation är tillräckligt kraftig för att oxidera UO_2 till en sammansättning högre än $UO_{2.33}$ kommer

kristallgittret att brytas upp och en löslighetsbegränsad modell kan inte länge tillämpas. Detta gör att det finns två alternativa modeller för hur matrisomvandlingen ska beskrivas.

I SKB 91 användes en oxidationsmodell /10.6-4/ där det antogs att omvandlingshastigheten var proportionell mot α -dosraten i bränslet. Proportionalitetskonstanten togs från uppmätt strontiumfrigörelse från bränslelakningsförsök under oxiderande förhållanden. Detta ger ett mycket konservativt värde på upplösningshastigheten. Om ett värde för strontiumfrigörelse från försök under anaeroba (mer realistiska) förhållanden skulle använts i stället ökar bränslets livslängd med åtskilliga storleksordningar.

I den alternativa modellen går oxidationen av UO_2 -matrisen aldrig längre än till $UO_{2.33}$ och frigörelsen av radionuklider är proportionell mot produkten av matrisens löslighet och vattenomsättningen i kapseln.

I experiment under anaeroba förhållanden, där radiolysprodukterna O_2 , H_2 och H_2O_2 mätts under lakningen, har det visat sig att syret förbrukas i systemet utan att detta leder till att motsvarande mängder $U(VI)$ kan detekteras. Detta tyder på att oxidationen med radiolysprodukter inte gått så långt som till $UO_{2.33}$ på bränsleytan och den alternativa modellen skulle vara tillämpbar. Hur oxidationen fortgår är ännu inte helt klarlagt. Underlaget för modellen är därför ofullständigt och ytterligare experimentell information behövs innan den kan formuleras och tillämpas. Modellen i SKB 91 kommer därför att tillämpas, trots att de experimentella data som finns, visar att den ger ett mycket konservativt värde på upplösningshastigheten. Modellen beskriver sannolikt inte heller oxidationsförloppet korrekt.

10.6.4 Frigörelse av nuklider från metalldelar

Förutom själva bränslet består bränsleelementen i en lättvattenreaktor av ett antal konstruktionsdetaljer av olika material. Dessa detaljer befinner sig, liksom bränslet självt, i det neutronflöde som håller kedjereaktionen igång under reaktordrift. Detta medför att neutroner fångas in i konstruktionsmaterialens atomkärnor. Då kan radioaktiva ämnen bildas.

De huvudsakliga konstruktionsmaterialen är de rostfria stålen SIS 2331, SIS 2333, SIS 2352 och AISI 304, Zircaloy-2, Zircaloy-4 samt Inconel X-750 och Inconel X-718. I de rostfria stålen är den viktigaste radionukliden Co-60, i Inconel Ni-59 och Ni-63 samt i Zircaloy Zr-93 och C-14.

I alla dessa material finns aktiviteten relativt jämnt fördelad. Frigörelsen kan modelleras som kongruent med korrosionen av respektive metall. Korrosionshastigheten bedöms vara mycket låg för samtliga material under förvarsförhållanden, men dataunderlaget är dåligt. Stål och Inconel modelleras därför konservativt med omedelbar frigörelse av hela inventariet. Allmän korrosion av Zircaloy bedöms vara en så långsam process att inventariet av C-14 där inte alls frigörs. Zr-93 är mycket långlivad och det kan därför inte uteslutas att den frigörs från Zircaloyen i ett längre tidsperspektiv. Vittringsprodukten, ZrO_2 , har dock mycket låg löslighet och den kommer att bildas av Zr-93 tillsammans med stabilt zirkonium. Detta har lett till bedömningen att inget Zr-93 kommer att frigöras från Zircaloyen.

10.7 RADIONUKLIDERNAS LÖSLIGHET

10.7.1 Inledning

På grund av den mycket låga vattenomsättningen inuti en kapsel kommer ett flertal av radioelementen att falla ut som sekundära mineral om de frigörs från bränslematrisen. Löslighetsbegränsningar är en mycket viktig barriärfunktion, eftersom frigörelsen av radionuklider från närområdet ofta är direkt proportionell mot löslighet. Det är troligt att radionukliderna skulle falla ut som blandade fasta faser, vilket ger mycket låga lösligheter för spårämnen med låga inventarier. Eftersom kunskapen om medfällningsprocesser är begränsad antas att endast rena faser faller ut. Detta gör att framräknade lösligheter alltid är konservativa.

En annan faktor som har stor betydelse för lösligheten är graden av kristallinitet. En rent kristallin fas har avsevärt lägre löslighet än en amorf, särskilt vad gäller aktinider. Normalt är det amorfa faser som först faller ut, men dessa kristalliseras med tiden och lösligheten sjunker. I de tidsperspektiv som gäller för ett djupförvar skulle man kunna anta att alla sekundära mineral når hög grad av kristallinitet. Detta är dock svårt att entydigt bevisa och därför används normalt endast amorfa löslighetsbegränsande faser.

Inuti kapseln råder normalt reducerande förhållanden (se 10.6.2), även om mer oxiderande förhållanden kan förekomma lokalt på bränsleytan och därmed neutrala till svagt alkaiska pH-värden. Löslighetsberäkningar ska därför göras för låga Eh-värden och pH-värden mellan 6 och 10. I detta avsnitt redovisas dock även lösligheter för oxiderande förhållanden.

Nedan följer en elementvis genomgång av förväntad speciering, löslighetsbegränsande faser och jämförelser med naturliga system /10.7-1/. Behandlingen är dock ofullständig, bl a har inga löslighetsberäkningar gjorts. Genomgången är snarare en presentation av det faktaunderlag som finns på området.

10.7.2 Fissions- och aktiveringsprodukter

Kol

C-14 är en aktiveringsprodukt från föroreningar av både kväve och syre och finns i ungefär lika stora mängder i bränslet och Zircaloyen. Kol borde normalt förekomma som karbonat under förvarsförhållanden. Detta skulle teoretiskt kunna medföra att kalcit eller något annat karbonatmineral skulle vara en löslighetsbegränsande fas. I närområdet har detta dock inte särskilt stor betydelse eftersom karbonathalterna i lösning kan vara höga. Kol skulle också kunna förekomma som metan, som har mycket hög löslighet. I analysen antas att kol saknar löslighetsbegränsning under alla förhållanden.

Klor

Cl-36 är en aktiveringsprodukt från klorföroreningar i bränslet. Klor kommer att förekomma som kloridjoner i lösning. Den saknar löslighetsbegränsning under alla förhållanden.

Nickel

Ni-59 och Ni-63 är aktiveringsprodukter av nickel och förekommer i strukturdelar av rostfritt stål och Inconel. Nickel är tvåvärt i vattenlösning och bildar starka karbonatkomplex. Nickelsilikater, t ex NiSiO_3 , har mycket låga lösligheter, men dessa kan inte bildas vid de låga temperaturer som gäller i ett förvar. Nickel kan också bilda relativt svårslösliga sulfidmineral, antingen tillsammans med järn och koppar eller som rena faser. Det är dock osäkert att förlita sig på att det finns tillgång till sulfid i förvaret. Den löslighetsbegränsande fasen som kan användas i säkerhetsanalysen blir NiO , Ni(OH)_2 eller NiCO_3 . Dessa faser har alla relativt höga lösligheter i det neutrala pH-området och lösligheten för nickel antas därför sakna betydelse.

Selen

Se-79 är en fissionsprodukt. Under reducerande betingelser förekommer selen som selenid i vattenlösning, H_2Se eller HSe^- . Den löslighetsbegränsande fasen blir, under förvarsförhållanden, ferroselit, FeSe_2 , eller någon annan metallselenid. Ferroselit förekommer i "roll front" uranförekomster, vilket tyder på att den kan falla ut i kontakt med tvåvärt järn. Lösligheten för ferroselit och andra metallselenider är mycket låg. En osäkerhet i detta löslighetsantagande är kinetiken i reduktionsreaktionen. Om selen finns med oxidationstalen IV eller VI i bränslet är det möjligt att reduktionen till -II går mycket långsamt i avsaknad av mikrobiell verksamhet. Troligtvis finns dock selen redan i reducerad form i bränslet.

Under oxiderande förhållanden förekommer selen med oxidationstalen IV och VI. I vattenlösning förekommer HSeO_3^- , SeO_3^{2-} och SeO_4^{2-} . Löslighetsbegränsande faser blir här något selenit- eller selenatmineral, t ex MgSeO_3 , men lösligheten för dessa är för hög för att ha någon praktisk betydelse.

Krypton

Kr-85 är en fissionsprodukt. Krypton är en ädelgas och bildar inga fasta faser.

Strontium

Sr-90 är en fissionsprodukt och en av de mer dominerande radionukliderna vid förslutning av förvaret. Halveringstiden är dock bara 28.5 år, vilket gör att dess aktivitet snabbt avtar. Strontium förekommer enbart med oxidationstalet II. I vattenlösning dominerar Sr^{2+} , men en liten andel karbonatkomplex kan förekomma vid höga karbonathalter. Löslighetsbegränsande faser skulle kunna vara strontianit och celestit. Lösligheterna av dessa är dock relativt höga och detta i kombination med den höga specifika aktiviteten gör att löslighetsbegränsningen saknar betydelse.

Zirkonium

Zr-93 förekommer företrädesvis som fissionsprodukt, men också i relativt hög grad som aktiveringsprodukt i Zircaloyen. I naturen förekommer zirkonium alltid med oxidationstalet IV. I vattenlösning dominerar Zr(OH)_5^- . De vanligaste Zr-mineralen är zirkon, ZrSiO_4 , och baddeleyit, ZrO_2 . Ett skikt av ZrO_2 bildas mycket snabbt om metalliskt Zr kommer i kontakt med vatten. Denna fas an-

vänds också som löslighetsbegränsande i analysen. Zirkoniums kemi är oberoende av oxidationsförhållandena.

Niob

Nb-94 är en aktiveringsprodukt av niob i strukturdelen av Inconel. PWR-element innehåller drygt tio gånger mer Nb-94 per ton uran än BWR-element. Niob förekommer nästan alltid med oxidationsstalet V i naturliga system. I vattenlösning dominerar $\text{Nb}(\text{OH})_5$. I naturen förekommer niob, företrädesvis, som oxider. Niobit, $(\text{Fe}, \text{Mn})(\text{Nb}, \text{Ta})_2\text{O}_6$, förekommer som kontinuerlig fast lösning med tantalit. I säkerhetsanalysen väljs Nb_2O_5 som löslighetsbegränsande fas.

Teknetium

Tc-99 är en fissionsprodukt. Alla teknetiumisotoper är instabila, så ämnet förekommer inte i naturen. Teknetium har oxidationsstalet VII under oxiderande förhållanden och vanligtvis IV under reducerande. Den dominerande specieringen i vattenlösning är TcO_4^- respektive $\text{TcO}(\text{OH})_2$. I bränslet förekommer en stor del av teknetiet som metall i separata faser tillsammans med Mo-Ru-Rh-Pd. I analysen används två olika fasta faser: Tc(s) om den är termodynamiskt stabil och i annat fall $\text{TcO}_2(\text{am})$. Under oxiderande förhållanden har teknetium mycket hög löslighet.

Palladium

Pd-107 är en fissionsprodukt. I naturen förekommer palladium oftast med oxidationsstalet II, men elementärt palladium är inte ovanligt. Palladium bildar svaga komplex med "hårda" ligander som karbonat, sulfat och fosfat. Den dominerande specien, under relevanta förhållanden, är därför $\text{Pd}(\text{OH})_2$. Liksom teknetium förekommer palladium i metalliska inklusioner i bränslet. Pd(s) har ett mycket stort stabilitetsområde och väljs därför som löslighetsbegränsande fas, men lösligheten av PdO används som en konservativ variation vid höga redoxpotentialer.

Silver

Ag-108m är en aktiveringsprodukt av föroreningar av silver i bränslet. Inventariet av silver i bränslet är mycket lågt. Detta i kombination med att Ag-108m har en halveringstid på 127 år, vilket ger en hög specifik aktivitet, gör att en löslighetsbegränsning för silver saknar betydelse i säkerhetsanalysen. Ett rimligt val av löslighetsbegränsande fas skulle vara Ag(s), eftersom det är troligt att silver förekommer i metallisk form tillsammans med Mo-Tc-Ru-Rh-Pd.

Tenn

Sn-126 är en fissionsprodukt. Tenn uppträder med oxidationsstalen II och IV i naturen, beroende på redoxförhållanden. Under förvarsförhållanden kommer Sn(IV) att dominera med $\text{Sn}(\text{OH})_4$ i lösning och $\text{SnO}_2(\text{am})$ som löslighetsbegränsande fas. Detta gäller oberoende av redoxförhållanden.

Jod

I-129 är en fissionsprodukt. Under alla tänkbara förvarsförhållanden är -I det stabila oxidationstillståndet för jod. Det är dock teoretiskt möjligt med en oxidation till I_2 eller IO_3^- . Jod kan bilda svårlösliga fasta faser med silver, men också med koppar och bly. Det är dock svårt att entydigt visa att dessa kommer att bildas, så i analysen antas att jod inte har någon löslighetsbegränsning.

Cesium

Cs-135 och Cs-137 är två viktiga fissionsprodukter. Sönderfall av Cs-137 dominerar aktiviteten i förvaret vid förslutning. Cesium är en alkalimetall och kommer under alla förhållanden att ha oxidationstalet I. I vattenlösning dominerar Cs^+ . Cesium har hög löslighet och i analysen kommer den inte antas vara löslighetbegränsad under några förhållanden.

Samarium

Sm-151 är en fissionsprodukt. Samarium förekommer normalt i naturen med oxidationstalet III, men kan även finnas som tvåvärt. I vattenlösning dominerar karbonatkomplexering, men Sm^{3+} har också betydelse. Fasta fosfatfaser har låga lösligheter, men dessa bildas inte vid utfällning vid låga temperaturer. $Sm(OH)CO_3(s)$ har ett stort stabilitetsområde och används som löslighetsbegränsande fas i analysen. Vid höga karbonathalter måste dock $Sm_2(CO_3)_2(s)$ beaktas. Detta gäller oberoende av redoxförhållanden.

Holmium

Hm-166m bildas både genom neutronaktivering av dysprosiumföreningar i bränslet och fission (aktivering av andra fissionsprodukter). Det låga inventariet av Hm-166m gör den till en av de minst viktiga radionukliderna. Holmium förekommer med oxidationstalet III i naturen. Holmium hör, till skillnad från samarium, till de tunga lantaniderna. Dessa har starkare karbonatkomplex och de är mer oklart vilka fasta faser, med betydligt högre lösligheter, som bildas. I analysen antas $Ho_2(CO)_3$ som löslighetsbegränsande fas. Detta gäller oberoende av redoxförhållanden.

10.7.3 Tungta nuklider

Löslighetsbegränsningar är bara intressanta för de nuklider som har relativt långa halveringstider och därigenom finns i större mängder. I avfallet finns även isotoper av de tunga nukliderna med så korta halveringstider att de inte bidrar till den kemiska transporten från förvar till biosfär. Genom inväxt får de dock betydelse i biosfären och behandlas därför i biosfärsavsnitten.

Radium

Ra-226 tillhör U-238s sönderfallskedja. Radium har alltid oxidationstalet II. Radium bildar inga starka komplex och förekommer som Ra^{2+} i vattenlösning. Den mest svårlösliga radiumfasen är RaSO_4 . Trots den låga lösligheten bidrar den knappast till nuklidretentionen på grund av den höga specifika aktiviteten hos Ra-226. I analysen väljs trots allt denna fas som konservativt löslighetsbegränsande. Radium kan i vissa scenarier vara en dominerande nuklid och därför ska känslighetsstudier göras för att bedöma betydelsen av den väl dokumenterade medfällningen i fasta lösningar med barium och strontium.

Thorium

Thoriumisotoperna Th-229, Th-230 och Th-232 finns som döttrar i aktinidernas sönderfallskedjor. Thorium förekommer enbart med oxidationstalet IV. Thorium är en stark komplexbildare. I naturen är hydroxidkomplex dominerande, men även fosfat-, sulfat- och fluoridkomplex kan vara viktiga. Detta tillämpas även i säkerhetsanalysen. ThO_2 är ett rimligt val som fast fas.

Protaktinium

Pa-231 är en dotter i U-235s sönderfallskedja. I vatten relevanta för förvarförhållanden är V det enda stabila oxidationstalet för protaktinium. I vattenlösning förekommer den som PaO_2^+ . Pa_2O_5 med låg kristallinitet används som löslighetsbegränsande fas.

Uran

Bränslet består till största delen av U-238. En viss mängd U-235 finns också kvar. U-233, U-234 och U-236 finns som döttrar i aktinidkedjorna. Uran kan ha alla oxidationstal mellan II och VI, under förvarförhållanden är det dock endast IV och VI som har betydelse. Vid reducerande förhållanden dominerar U(IV). Den bildar huvudsakligen hydroxidkomplex, $\text{U}(\text{OH})_4$, i vattenfasen och bränslet självt är löslighetsbegränsande fas. Som tidigare nämnts, är det inte omöjligt att mer oxiderande förhållanden råder på bränsleytan. Då skulle U(VI) bildas och dominera i lösning. Dess löslighet är högre än den för U(VI), särskilt i närvaro av karbonat med vilket den bildar starka komplex.

Vid de förväntade moderat oxiderande förhållanden skulle någon uranoxid med lägre syrehalt än UO_2 vara löslighetsbegränsande. Går oxidationen längre kan UO_2 bli begränsande. Vid starkt oxiderande förhållanden, vilket är orimligt i förvaret men förekommer i naturen, startar en vittringsprocess av uranet. Där bildas först U(VI)oxider, men dessa omvandlas sedan till U(VI) silikater med låg löslighet. Fosfat kan ha betydelse för urans kemi om kvoten $[\text{PO}_4^{3-}]/[\text{CO}_3^{2-}]$ är större än 0.1. Detta beaktas i analysen.

Neptunium

Den enda neptuniumisotopen av intresse är Np-237. IV och V är de relevanta oxidationstalen för neptunium under förvarförhållanden. Under reducerande

förhållanden förekommer neptunium som fyrvärd och bildar, liksom uran, hydroxidkomplex i vattenfasen. I analysen antas $\text{Np(OH)}_4(\text{am})$ att vara den löslighetsbegränsande fasen. Denna fas kristalliserar med tiden till NpO_2 och lösligheten sjunker med flera storleksordningar. Detta förlopp är svårt att modellera och processen försummas därför, vilket gör att neptuniums löslighet är över-skattad. Vid moderat oxiderande förhållanden bildas Np(V) och NpO_2^+ blir den dominerande specien i vattenfasen, men lösligheten bestäms fortfarande av $\text{Np(OH)}_4(\text{am})$. Vid starkt oxiderande förhållanden är de mest stabila fasta faserna $\text{NaNpO}_2\text{CO}_3$ och NpO_2OH .

Plutonium

Pu-239 och Pu-240 är två av de viktigaste radionukliderna på grund av det relativt stora inventariet, men Pu-238, Pu-241 och Pu-242 måste också beaktas i analysen. Plutonium kan ha alla oxidationstal mellan III och VI under förvarsförhållanden, med en viss reservation för VI. Liksom för uran och neptunium är Pu(IV) det förväntade tillståndet, med Pu(OH)_4 i lösning och $\text{Pu(OH)}_4(\text{am})$ som löslighetsbegränsande fas. $\text{Pu(OH)}_4(\text{am})$ är löslighetsbegränsande i ett mycket stort intervall av redoxpotentialer. I lösning kan Pu^{3+} dominera vid låga potentialer och PuO_2^+ vid höga. Resonemanget om den fasta fasens kristallinitet för neptunium gäller också för plutonium.

Americium

Am-241 dominerar α -aktiviteten i förvaret de första tusen åren. Am-243 är också en mycket viktig nuklid. Am-242m beaktas också i analysen, men dess inventarium är mycket litet. För americium är III det enda oxidationstal som måste beaktas. Americium bildar huvudsakligen karbonatkomplexet AmCO_3^+ i lösning, men Am^{3+} förekommer också. Den normala löslighetsbegränsande fasen är Am(OH)CO_3 , men $\text{Am}_2(\text{CO}_3)_2$ kan bildas vid höga karbonathalter och Am(OH)_3 vid låga.

Curium

Curiumisotoperna Cm-242, Cm-243, Cm-244 och Cm-246 beaktas i analysen, men ingen av dem har någon större betydelse eftersom inventariet av samtliga är relativt litet.

Det som sades om americiums kemi gäller även för curium.

10.7.4 Beräkningar av radionuklidlöslighet

Verktyg

Beräkningar av radionuklidlöslighet görs med termodynamiska jämviktsprogram, exempelvis EQ3/6 eller PHREEQE. Dessa program beräknar jämviktslösligheter och speciering för ett givet system. Programmen har verifierats mot varandra och även validerats mot laborieförsök /10.7-2/. Den största osäkerheten när ett jämviktsprogram används är förståelsen för de system som modelleras: Råder jämvikt? Vilka fasta faser förekommer? Har kinetiken betydelse? Det finns också stora osäkerheter i termodynamiska data för vissa grundämnen.

Beräkningsgång

Eftersom utfällning av sekundära fasta faser är en mycket viktig retardationsprocess för radionuklider och de vattenkemiska förhållandena inuti kapseln är så osäkra, skulle ett stort antal löslighetsberäkningar behöva göras för att täcka alla tänkbara fall. För de flesta radioelement har dock endast ett fåtal komponenter i vattnet betydelse för lösligheten. pH har en viss betydelse för många, redoxpotential och karbonathalt för några få medan alla andra komponenter kan anses sakna betydelse. Detta måste dock visas med beräkningar. Detta görs emellertid inte inom ramen för SR 95. Analysen är avsedd som en illustration och samma värden på elementlösligheterna som i SKB 91 /10.7-3/ används. Inför nästa säkerhetsanalys kommer en omfattande löslighetsstudie att genomföras. I tabell 10.7-1 återfinns de värden som används i SR 95. Där finns också, som jämförelse, de värden som användes i Kristallin-I /10.7-4/ och halterna i havsvatten. Skillnaderna mellan SKB 91 (SR 95) och Kristallin-I kan till största delen förklaras med graden av konservatism i antagandena.

Tabell 10.7-1. Elementlösligheter i mol/l för referensfallen i SR-95 (SKB 91) och Kristallin-I samt halter av elementen i havsvatten. Element markerade med fetstil är de som behandlas i denna analys.

Element	SR-95 (SKB 91)	Kristallin-I	Havsvatten
Nickel		Hög	$2 \cdot 10^{-8}$
Selen	10^{-20}	10^{-8}	$8 \cdot 10^{-8}$
Zirkonium	$2 \cdot 10^{-11}$	$5 \cdot 10^{-9}$	$1-30 \cdot 10^{-13}$
Niob	$1 \cdot 10^{-5}$	10^{-3}	10^{-13}
Teknetium	$2 \cdot 10^{-8}$	10^{-7}	–
Palladium	$3 \cdot 10^{-7}$	$<10^{-11}$	$\sim 10^{-14}$
Silver	–	–	$1 \cdot 10^{-11}$
Tenn	$3 \cdot 10^{-8}$	10^{-5}	$7 \cdot 10^{-11}$
Samarium	$1 \cdot 10^{-5}$	10^{-5}	$1 \cdot 10^{-14}$
Holmium	–	–	$2 \cdot 10^{-13}$
Radium	$1 \cdot 10^{-6}$	10^{-10}	$1 \cdot 10^{-13}$
Torium	$2 \cdot 10^{-10}$	$5 \cdot 10^{-9}$	$2 \cdot 10^{-12}$
Protaktinium	$3 \cdot 10^{-7}$	10^{-10}	–
Uran	$2 \cdot 10^{-7}$	10^{-7}	$1.4 \cdot 10^{-8}$
Neptunium	$2 \cdot 10^{-9}$	10^{-10}	–
Plutonium	$2 \cdot 10^{-8}$	10^{-8}	–
Americium	$2 \cdot 10^{-8}$	10^{-5}	–
Curium	$2 \cdot 10^{-8}$	$6 \cdot 10^{-8}$	–

Kol, Klor, Krypton, Strontium, Jod och Cesium har lösligheter som är så höga att deras löslighetsbegränsningar saknar betydelse i analysen.

11 MODELLER OCH BERÄKNINGS- METODER FÖR RADIONUKLID- TRANSPORT

I detta kapitel redovisas förvarsdelarnas funktion vad gäller upplösning och transport av radionuklider från en skadad kapsel och de processer och förhållanden som kan påverka denna funktion.

Kapitlet delas upp i avsnitten

- grundvattenrörelser
- transport i närområdet
- transport i omgivande berggrund
- spridning av radionuklider i biosfären och dosberäkning.

I varje avsnitt redovisas väsentliga processer och de parametrar och beräkningsmodeller som använts för att analysera processerna. Modellernas kvalitet och tillämpbarhet kommenteras.

Kapitlet avslutas med en redovisning av den strategi som tillämpas för beräkningskedjan (från radionuklidernas frigörelse till dos i omgivningen) som kvantifierar konsekvenserna vid defekta kapslar. Strategin väljs utifrån de syften som säkerhetsredovisningen har. Här berörs övergripande spörsmål såsom uppbyggnad av beräkningskedjan, modellkopplingar, graden av probabilism i analysen, hantering av långa tider etc. Även vissa strategiska val för enskilda modeller redovisas här, t ex val av bränsleupplösningssmodell, den uppsättning nuklider som valts för analysen, konceptualisering av när- och fjärrområde, beskrivningen av förvarssystemets utbredning i berget, hur platsspecifikt enskilda modeller utformats.

I denna rapport utgör kapitel 11 en genomgång av väsentliga processer och de beräkningsmodeller för transport av radionuklider som SKB har tillgängliga idag. Om vissa processer modelleras på grundval av flera konceptuellt olika beskrivningssätt redovisas dessa modeller och deras uppbyggnad. Beräkningsmodellernas parameterbehov och parametrarnas härledning från tillgängliga data är mycket viktig. Någon systematisk genomgång av dessa görs dock inte i denna rapport.

För några av de större modellerna har validitetsdokument upprättats. Detta är en del av ett pågående arbete för att systematiskt redovisa erfarenheterna av modellernas kvalitet och tillämpbarhet. Kapitlet avslutas med en beskrivning av den beräkningsstrategi som valts för att illustrera användningen av kopplade modellkedjor. Detta avsnitt kan antingen ligga som sista avsnitt i kapitel 11 eller ett första avsnitt i kapitel 12.

11.1 ALLMÄNT OM MODELLERING

Begreppet *modell* används flitigt i detta kapitel. Antaganden, förenklingar och samband som utnyttjas för beskrivning av en kemisk eller fysikalisk process framgår av en så kallad *konceptuell modell*. Den konceptuella modellen är således en beskrivning av hur de geometriska förutsättningarna, strukturen, och de ingående processerna är representerade, /11.1-1/. Den konceptuella modellen är utgångspunkten för den *matematiska modellen* som innehåller ekvationer vilka löses analytiskt eller numeriskt. De studerade processernas komplexitet gör det nödvändigt att i säkerhetsanalysen använda *numeriska modeller*. En sammanhängande kedja av beräkningsmodeller, hopkopplade med datorprogrammet PROPER, används i SR 95 för de illustrerande beräkningarna av radionuklidtransport för typdefektsscenarioet, se avsnitt 12.3.

Säkerhetsanalysen innehåller dock modellering i andra sammanhang än enbart analys av radionuklidtransport. De modeller och beräkningsverktyg som används för detta beskrivs i denna rapport inte i samma detalj som modellerna för radionuklidtransport.

Inom ramen för en säkerhetsanalys sker modellering i följande sammanhang:

- **Modellering av radionuklidtransport i beräkningskedjan eller i delar av beräkningskedjan.** SKB använder för detta en kedja av modeller för grundvattenrörelser, närområde, fjärområde samt biosfär. De använda beräkningsverktygen beskrivs utförligt i avsnitten 11.2 till 11.5. Även alternativ till dessa modeller beskrivs.
- **Modellering för att ta fram indata eller randvillkor för beräkningsmodellerna ovan.** Ett exempel på sådan analys är beräkningar av radionuklidinnehåll vilket utförs med programmet ORIGEN2, se kapitel 4. Ett annat exempel är FracMan/MAFIC med vars hjälp det går att utifrån sprickors egenskaper ta fram effektiva parametervärden för den numeriska modellen i den skala som valts för att beskriva grundvattenrörelser.
- **Modellering för att öka förståelsen av enskilda processer, för att bekräfta funktionen av enskilda delar av förvarssystemet samt för att tolka experimentella data,** från laboratoriet eller från fältförsök. Här återfinns sådana analyser som framtagande av hydraulisk konduktivitet utifrån fältdata från vatteninjektionstester i enskilda borrhål eller användandet av ytkomplexeringsmodeller för att öka förståelsen av sorptionsmekanismer. Dessa analyser kan användas för att stödja valet av parametrar i beräkningskedjan. Ytterligare exempel är analys av effekter av kommande istider på grundvattensituationen. Flera av dessa analyser diskuterades i kapitel 10.

Den modelleringsstrategi som redovisas i avsnitt 11.6 sätter ramarna för vad som ingår i nivån i beräkningskedjan för SR 95. Komplexitetsnivån för beräkningskedjan är inte självklar. Många av de modeller som förekommer i beräkningskedjan kan mycket väl flyttas till ”modellering av indata och randvillkor” och tvärtom, mycket beroende på säkerhetsanalysens syfte och på den strategi som valts för analysen.

11.2 GRUNDVATTENRÖRELSER

11.2.1 Inledning

Bergets viktigaste säkerhetsmässiga funktion är att ge långsiktigt stabila kemiska och mekaniska förhållanden för de tekniska barriärerna. Ytterligare en viktig funktion för berget är att utgöra en säkerhetsbarriär genom att ta upp och kvarhålla eventuella frigjorda radioaktiva ämnen så att transporten av dessa blir långsam. En analys av radionuklidtransport från förvaret till biosfären, baserad på platsspecifika data, ingår i säkerhetsanalysen.

Eftersom grundvattnet i berget i praktiken utgör den enda spridningsvägen för radioaktiva ämnen från förvaret är alla förhållanden som har att göra med lösta ämnens transport med grundvattnet av potentiell betydelse.

De viktigaste faktorerna är:

- Grundvattenflödet på förvarsnivå, av betydelse för kapselns livslängd, uttransporttakten för de radioaktiva ämnena och eventuellt för upplösningen av bränslet.
- Transporttiden för lösta ämnen från förvaret till biosfären.

Se vidare i /11.2-1/.

11.2.2 Allmänt om grundvattenrörelser

Vattenomsättningen på stora djup i sprickig berggrund sker i allmänhet mycket långsamt, men flödet är ojämnt fördelat. Endast en del av alla sprickor leder vatten och flödet inom dessa är också ojämnt fördelat eftersom flödet är lokaliserat till kanaler i sprickplanen.

Den drivande kraften för grundvattnets rörelser i berget beror på rumsliga skillnader i grundvattentryck, temperatur samt kemiska förhållanden. Vidare har spricksystemets egenskaper stor betydelse: Vilken grad av sprickighet förekommer i berget? Hur ser enskilda sprickor ut samt hur står sprickorna i förbindelse med varandra? Sprickigheten och bergspänningar samverkar. Grundvattenrörelserna påverkas dessutom av själva förvarssystemet, t ex av den igenfyllda tunnelns återfyllnadsmaterial och av den störda zonens egenskaper. Alla dessa kopplingar och beroenden återges i den interaktionsmatris som tagits fram för fjärrzonen, se den utvecklingsbara bilagan längst bak i rapporten. I /11.2-2/ finns en detaljerad genomgång av denna fjärrzonsmatris och kopplingar till diagonalelement "Grundvattenrörelser" redovisas.

Det är ett väl känt problem att beräkna grundvattenrörelser i en bergvolym när kunskap finns om alla fysikaliska och kemiska egenskaper samt sprickgeometrin. I princip ska ett kopplat termo-hydro-mekaniskt problem lösas. För många av problemställningarna kan dock förenklingar av olika slag göras. Grundvattentrycket utgör i allmänhet den dominerande drivande kraften vilket medför avsevärda förenklingar vid problemlösning. I andra situationer finns stora variationer i salthalt och/eller temperatur vilket påverkar densiteten. Här krävs att ett kopplat problem löses där hänsyn tas till både grundvattenflöde och transport av salt/värme.

Även om de fundamentala fysikaliska och kemiska processerna som styr grundvattenrörelser och transport av lösta ämnen i grundvatten är kända så ger

prediktioner av fjärrzonsbarriären de kanske största osäkerheterna i hela säkerhetsanalysen. Detta beror på att man alltid är hänvisad till begränsade platsundersökningar, informationsmängden täcker helt enkelt inte hela den bergvolym man önskar prediktera. Vidare beror det på att informationen inte ger en tydlig diskriminering mellan olika konceptuella beskrivningar av nuklidspridning.

Vid modellering av grundvattenrörelser inom säkerhetsanalysen är det alltså av stor betydelse att också belysa vad dessa osäkerheter betyder för analysen av bergbarriärens funktion.

11.2.3 Modellering av grundvattenrörelser

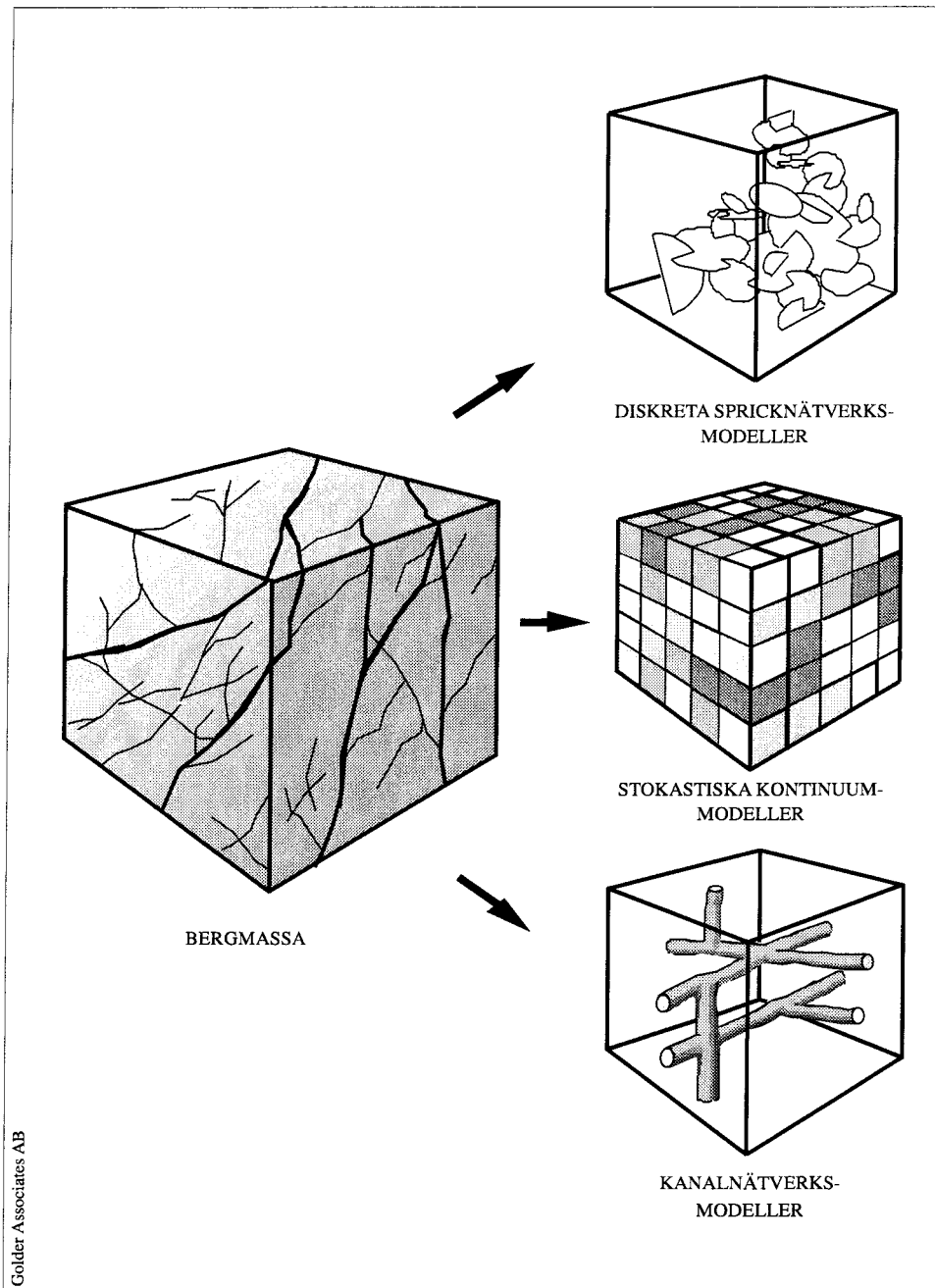
De modeller som används i säkerhetsanalysen för bedömning av radionuklidtransport från förvaret och genom dess barriärer är ofta förenklade. De konservativa förenklingarna måste dock basera sig på en strukturerad genomgång av alla antaganden som görs, samt i många fall på separata analyser som visar på det riktiga i förenklingen. De separata analyserna av t ex grundvattenrörelser genomförs ofta med mycket mer komplex metodik än vad som utförs i själva funktions- eller säkerhetsanalysen. Modelleringstrategin, avsnitt 11.6, definierar vad som ingår i själva modellkedjan för beräkningsfall som redovisas i SR 95.

Prediktiv modellering av vattenflöde och transport i sprickigt berg är relativt komplex jämförd med geologiska porösa medier. För att beskriva grundvattenflödet i berggrunden krävs att bergets heterogena natur representeras i modellerna och att hänsyn tas till den skala i vilken man betraktar beräkningsproblemet. Olika typer av angreppssätt, konceptuella modeller, används och dessa kan sägas representera olika idealiseringar av hur grundvattnet strömmar. Tre olika angreppssätt visas i figur 11.2-1. Det finns andra möjliga uppdelningar av konceptuella modeller för grundvattenflöde och transport.

Utgående från den valda strukturen, kan de tre metoderna beskrivas som följer.

Diskret nätverksmodellering (DFN) är intuitivt tilltalande eftersom de primära flödesvägarna antas vara representerade av ett nätverk med sammanbundna sprickplan. Modellen byggs upp utifrån en statistisk beskrivning av de enskilda sprickornas geometriska och hydrauliska egenskaper. För detta behövs data som ger fördelningar för förekommande sprickors position, längd, orientering och transmissivitet. Olika sprickpopulationer kan därefter simuleras baserat på denna statistik. Enskilda sprickor med kända egenskaper kan explicit inkluderas i modellen.

Stokastisk kontinuummodellering (SC) baseras på antagandet att egenskaper i berget kan beskrivas i termer av fysikaliska parametrar (hydraulisk konduktivitet, magasincoeffcient m fl) som antas variera i berget enligt rumsliga fördelningsfunktioner. Sprickornas egenskaper kommer in implicit vid modellering genom utnyttjande av lämpliga effektiva parametrar. Det stokastiska angreppssättet innehåller flera moment av geostatistik. Fördelarna är att välbeprövad metodik kan användas samt möjligheten att utföra modellering i regional skala (km-skalan). Klassisk eller deterministisk kontinuummodellering kan sägas utgöra ett specialfall av SC, i den uppdelning som här valts, eftersom ansatserna beskriver samma processer och i princip leder till samma ekvationssystem för flödesproblemet. Stokastisk kontinuummodelleringen används för att bättre återge bergets heterogena natur och för att visa på betydelsen av denna variabilitet.



Figur 11.2-1. Tre vanliga angreppssätt för att modellera grundvattenflöde och transport i sprickigt berg. Figuren är hämtad ur /11.2-3/.

Slutligen representerar *Kanalnätverksmodellering (CN)* flödet i sprickigt berg som begränsade, diskreta och i huvudsak endimensionella strömningsvägar, kanaler, som skär varandra med vissa mellanrum. Angreppssättet baseras på iakttagelser i fält, huvudsakligen från tunnlar, där grundvattnet ofta uppträder som flöden utmed kanaler i bergets sprickor /11.2-4/. Många parametervärden anses kunna erhållas från vatteninjektionstester i enskilda borrhål. Mätningar av kanalvidder är nödvändiga. Fältmätningar i tunnlar är dock behäftade med osäkerheter pga de störningar i berget som själva tunnelarbetet åstadkommit.

En utförligare beskrivning av dessa grundkoncept ges i olika SKB-redovisningar, t ex /11.2-3/ eller /11.2-5/. Ytterligare detaljer om de tre angreppssätten

med speciell inriktning mot databehovet för modellerna beskrivs ingående i /11.2-6, 7/ respektive /11.2-4/.

Valet av modell vid en funktions- eller säkerhetsanalys beror på syftet med analysen i fråga, vilken geometrisk skala som ska studeras samt på tillgängliga data. En stor del av säkerhetsanalysen handlar om hantering av osäkerheter vilket berörts i avsnitt 3.4. Dessa osäkerheter är av olika slag, bl a osäkerhet om huruvida den valda konceptuella modellen är en riktig beskrivning av verkligheten. De olika konceptuella modellerna som beskrivits ovan kan helt enkelt ge upphov till olika resultat. Uppenbarligen är det nödvändigt att reducera eller åtminstone ha kontroll på denna källa till osäkerhet.

Oavsett valt modellkoncept finns ett antal gemensamma centrala frågor att beakta vid grundvattenmodellering:

- Modellerna innehåller *parametrar* vilka kan erhållas från fältdata, från markytan, borrhål och tunnlar. Härledningen av dessa är central och beskrivs i /11.2-4, 6, 7/.
- *Randvillkoren* har ett stort inflytande på resultaten. Det rör sig framför allt om huruvida det dominerande bidraget till grundvattenrörelser på förvarsdjup kommer från regionala grundvattensystem eller från lokal topografi i kombination med brantstående vattenförande strukturer, /11.2-8/. En av drivkrafterna för grundvattenflödet är skillnader i vattnets densitet. När man vid modellering även tar hänsyn till densitetsskillnader i grundvattnet orsakade av salthaltsvariationer måste även detta behandlas vid valet av randvillkor.
- Hanteringen av dominerande vattenförande *strukturer* vid modellering är olika beroende på modellkoncept. Gemensamt är dock att representationen av den rumsliga variabiliteten i de numeriska modellerna ger konceptuella såväl som numeriska svårigheter.
- Det är av stor betydelse att inom säkerhetsanalysen göra bedömningar av snabba transportvägars, *kanalers*, inverkan på bergbarriärens kvarhållande funktion. Modellerna måste därför kunna representera denna mekanism.
- Indata till modelleringarna erhålls bl a från olika *fältundersökningar i borrhål*. Dessa är utförda i en viss geometrisk skala. Det kan vara osäkert vilken bergvolym som själva testerna representerar. Numerisk grundvattenmodellering med kontinuummodeller kräver att resultaten från hydrauliska tester i fält anpassas, skalas, till den valda beräkningsskalan för den numeriska modellen. Spricknätsverksmodeller kan användas för att härleda de nödvändiga effektiva parametrarna. Denna skalanpassning kräver extra omsorg vid modellering i sprickigt berg, /11.2-9, 10/.
- *Mellanhålstester* på en undersökningsplats ger en mer storskalig information än vad hydrauliska enkelhålmätningar förmår bidra med. Stationära och transienta tryckmätningar skulle därför mer systematiskt kunna utnyttjas vid modellering. En föreslagen metod för automatisk kalibrering av grundvattenmodeller har därför utförligt testats /11.2-11/. Studier visar att metoden har en potential att minska osäkerheten i prediktioner av fjärrzons-transport genom ett systematiskt utnyttjande av tryckdata. Praktiska begränsningar kan dock göra att metoden ännu inte kan användas i beräkningskedjan för radionuklidtransport.

Slutligen kan det nämnas att /11.2-2/ inte bara återger den interaktionsmatris som tagits fram för fjärrzonen inklusive alla interaktioner. Här finns även en första genomgång av hur de olika interaktionerna hanteras vid en säkerhetsanalys och speciellt hur de analyseras.

11.2.4 Tillgängliga beräkningsverktyg

SKB har sett det nödvändigt att parallellt utveckla och/eller tillämpa olika modellkoncept så länge det inte är möjligt att finna den allra "bästa" modellen. Olika modeller har dessutom berättigande i olika geometriska skalor. Grundvattenrörelser studeras ofta i olika skalor, från regional km-skala till 100 m-block kring själva förvaret i berget och slutligen ner till berget närmast den enskilda kapseln. För närvarande finns det även begränsningar i vilken fysikalisk verklighet de olika modellerna kan representera. Beräkningsverktygen kompletterar således varandra.

En viktig del av arbetet med beräkningsverktygen är att bygga upp förtroendet för att de ger riktiga resultat. Begreppen verifiering och validering har diskuterats allmänt i avsnitt 3.4. Många internationella projekt har ägnats åt detta, exempelvis HYDROCOIN /11.2-12/ samt Stripa /11.2-13/. För närvarande pågår arbete inom ramen för Äspöprojektet i den s k Task Force-gruppen. Fältresultat från tester vid Äspö utnyttjas för parallell modellering utförd av olika grupper med olika verktyg. Varje uppgift utvärderas av en internationellt sammansatt grupp /11.2-14/.

Arbete pågår med att ta fram s k validitetsdokument för de beräkningsverktyg som avses utnyttjas för modellering i säkerhetsanalysen. För NAMMU finns ett sådant tillgängligt /11.2-15/.

Nedanstående presentation av tillgängliga beräkningsverktyg följer den struktur som användes i föregående avsnitt:

Spricknätverksmodeller

Kommersiellt tillgängliga datorprogram har bl a tagits fram av Golder Associates, FracMan/MAFIC /11.2-16/, och AEA Technology, NAPSAC /11.2-17/. Det internationella Stripa-projektet bidrog starkt till utvecklingen av dessa beräkningsprogram och till tillämpning med data från sprickigt berg, Stripa-gruvan, /11.2-18/. I tabell 11.2-1 har valts att beskriva FracMan/MAFIC.

Kontinuummodeller

Bergets inhomogeniteter och rumsliga variationer i de hydrauliska egenskaperna och att dessa egenskaper dessutom är uppmätta i ett begränsat antal punkter har gjort att det på senare tid utvecklats ett antal verktyg som baserar sig på geostatistiska metoder och påföljande stokastisk simulering. Denna utveckling sker i takt med utvecklingen på datorsidan vad gäller beräkningskapacitet. SKB har under senare år utvecklat och använt ett beräkningsverktyg kallat HYDRASTAR /11.2-19/. HYDRASTAR är dessutom anpassad till PROPER, se avsnitt 11.6.1, vilket gör det möjligt att använda modellen vid analys av radionuklidtransport i en kedja av modeller. HYDRASTAR har utnyttjats för de beräkningar av grundvattenrörelser som ingår i den illustrerande beräkningskedjan för SR 95.

Under denna rubrik hör även de mer klassiskt använda poröst medium-modellerna hemma. De kan ju sägas utgöra ett specialfall av rubriken. Modeller av denna typ används mycket för analys av grundvattenrörelser och då framför allt för storskalig simulering. Ett stort antal kommersiella beräkningsprogram finns att tillgå. SKB har för närvarande tillgång till den av AEA Technology utvecklade NAMMU /11.2-20/. Ett annat exempel är PHOENICS som har använts flitigt inom Äspöprojektet.

Kanalnätverksmodeller

Fältobservationer tyder på att flöde i sprickigt berg kan äga rum i ett fåtal, små kanaler längs sprickplan och sprickkorsningar. Detta har initierat en utveckling av kanalnätverksmodeller. Vid KTH pågår utvecklingsarbete av CHAN3D, /11.2-21/. Verktøget har även tillämpats med verkliga data från Äspölaboratoriet, /11.2-22/. Kanalmodellen är framför allt framtagen för transportmodellering av radionuklider i fjärrområdet och beskrivs därför även i avsnitt 11.4.

Tabell 11.2-1 ger en beskrivning av de vanligaste använda numeriska modellerna för beskrivning av grundvattenrörelser i sprickigt berg.

Tabell 11.2-1. En översikt av SKBs beräkningsverktyg för modellering av grundvattenrörelser i sprickigt berg.

FracMan MAFIC	FracMan är ett grafiskt programpaket för interaktiv analys av geologiska system som domineras av diskreta sprickor. Analys av de hydrologiska och mekaniska egenskaperna hos sådana system kräver en god förståelse för den tredimensionella geometriens betydelse för systemets egenskaper i olika skalor. Programpaketet FracMan erbjuder en rationell hantering av sprickdata. Paketet omfattar ett antal moduler för dataanalys och statistisk/geologisk inferens. Resultaten kan sedan överföras till en numerisk ekvationslösare (MAFIC) för simulering av stationär och/eller transient grundvattenströmning och masstransport.
HYDRASTAR	HYDRASTAR är en finit differensmodell för stokastisk simulering av grundvattenströmning. Simulering görs för närvarande under antagande om konstant densitet för grundvattnet. Transienta problem kan studeras. Efter geostatistisk analys som identifierar den rumsliga korrelationsstrukturen hos hydrauliska data, används den så kallade Turning Bands-algoritmen för att generera realiseringar av fördelningen för hydraulisk konduktivitet som var och en statistiskt överensstämmer med den identifierade. Dessa realiseringar kan sedan betingas mot tolkade värden på hydraulisk konduktivitet från borrhålstester. I fält identifierade sprickzoner kan tas med vid analysen. För vidare beskrivning med tonvikt på verifiering hänvisas till /11.2-23/.
NAMMU	NAMMU används för modellering av grundvattenflöde och transport genom porösa medier. NAMMU kan användas för att modellera ett stort antal olika flödes- och transportfenomen. Det gäller till exempel kopplat grundvattenflöde och värmetransport, mättade och omättade grundvattenförhållanden, kopplat grundvattenflöde, transport av lösta ämnen m.m. Verktøget har en egen supportorganisation som bl.a. ombesörjer att nya programversioner tas fram /11.2-15/. En internationellt sammansatt användargrupp finns.
PHOENICS	PHOENICS är en generell ekvationslösare för strömningsmekaniska problem /11.2-24/, vilken utnyttjar den så kallade finita volymmetoden. Verktøget har för SKBs tillämpningar framför allt kommit till användning för att belysa densitetsvariationers effekt på grundvattenrörelser. Densitetskontraster uppstår p.g.a. termiska effekter eller p.g.a. förekomsten av salt grundvatten, vilket ofta påträffas djupt i berggrunden. PHOENICS potential för användning i säkerhetsanalyssammanhang diskuteras i /11.2-25/.
CHAN3D	CHAN3D genererar ett stokastiskt nätverk av vattenförande kanaler och inte enskilda sprickor. Nätverket byggs upp av ett rektangulärt nät med potentiella förbindelser. Enskilda kanalsegment antas ha konstant konduktivitet, volym och våt yta. Hydrodynamisk dispersion försummas inom varje kanal.

11.3 NUKLIDTRANSPORT, NÄRZON

11.3.1 Inledning

Begreppet ”närzon” eller ”närområde” är svårdefinierat. En möjlig definition utgörs av ingenjörbarriärerna samt den del av berget som är påverkat av byggandet av förvaret. I denna definition är det dock svårt att dra en gräns mellan ”påverkat” och ”opåverkat” berg. Vid modellering av nuklidtransport i närområdet används i stället en mer praktisk definition där gränsen mellan närområde och fjärrområde läggs i gränsen mellan buffert/återfyllnad och berg.

Närområdet består av tre huvudsakliga barriärer: **kapseln, bufferten och bränslet**. Kapselns primära funktion är att totalt innesluta alla radioaktiva ämnen under mycket långa tidsperioder. Även en skadad kapsel kan kraftigt begränsa utläckaget av radionuklider. Buffertens primära funktion är att skydda kapseln från strömmande grundvatten, men den har även en mekanisk och kemisk funktion. Vissa radionuklider sorberar starkt på buffertmaterialet, vilket gör att bufferten också är en barriär för nuklidtransport. Även bränslet i sig har mycket god förmåga att begränsa spridningen av radionuklider från en defekt kapsel genom att bränslematrisen är mycket svårslutlig i det vatten som finns i förvaret. Även om matrisen löses upp kommer många radioelement att falla ut som sekundära faser och därigenom begränsa utläckaget. Närzonsbarriärernas funktion diskuteras utförligt i kapitel 10.

11.3.2 Transport av nuklider i närområdet

Med 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 av radionuklider till det strömmande vattnet i berget

De två första behandlas i avsnitt 10.4 respektive 10.6, den sista nedan.

De tre processerna gäller för de radionuklider som kan förväntas bli transporterade med grundvattnet. Den inre stälkapseln kommer att producera vätgas vid ett kapselgenombrott, vilket gör att nuklidtransport i gasfas kan bli en viktig transportväg för vissa nuklider. Detta behandlas separat i avsnitt 11.3.4.

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

- Från bränslekuts till defekt i kapsel
- Genom defekt i kapsel
- Genom buffert och ut till spricka

Transport från bränslekuts till defekt i kapsel

För att nå till en defekt i kapseln måste radionukliderna först transporteras i spalten mellan bränslet och Zircaloyrören fram till en defekt i rören och sedan

därifrån till defekten i kopparhöljet, se figur i avsnitt 4.1. Detta förutsätter att även stål kapseln är defekt.

Zircaloy är mycket motståndskraftigt mot allmänkorrosion och andelen initialt skadade rör är mycket låg, vilket medför att Zircaloyrören skulle kunna vara en effektiv barriär mot nuklidtransport. Zircaloys egenskaper när det gäller spaltkorrosion, väteinducerad sprickning och spänningskorrosionssprickning är dock ofullständigt kända. Det är därför svårt att utvärdera Zircaloy som en barriär under längre tider. Det är dock klart att defekter i rören kommer att vara begränsade i storlek, eftersom allmänkorrosionshastigheten är så låg. Detta har bara betydelse för masstransporten om den totala ytan av defekter i Zircaloyen är mindre än ytan på defekten i kopparhöljet (det minsta hålet bestämmer masstransporten). För snabbt frigjorda, icke löslighetsbegränsade nuklider har avståndet från bränslekutsen till defekten i Zircaloyen också betydelse för masstransporten.

Transport genom defekt i kapsel

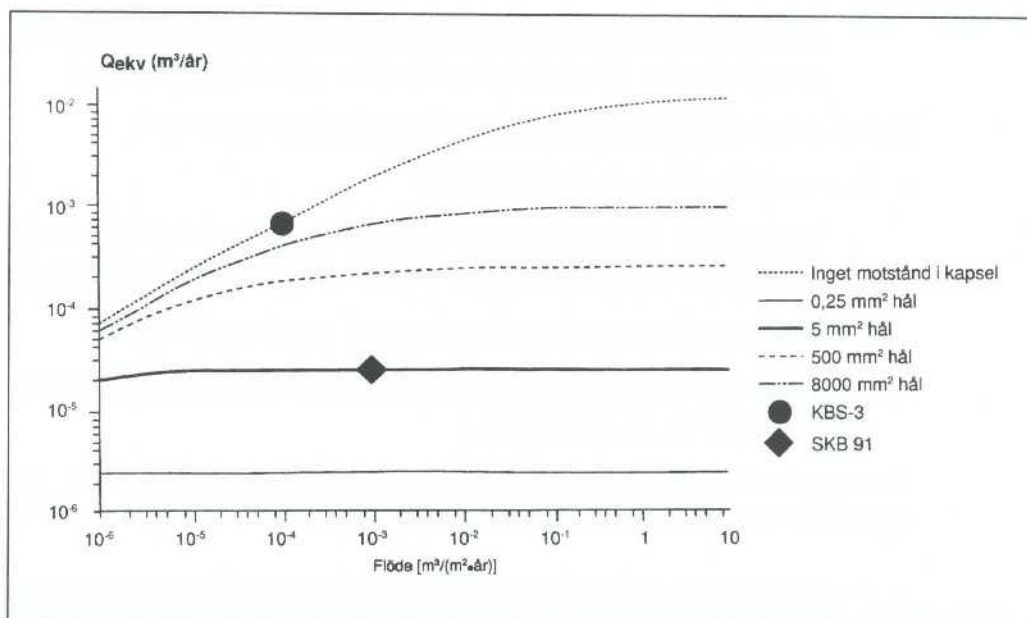
En skada i kapseln kan se ut på olika sätt beroende på felorsaken:

- En skada beroende på misslyckad svetsning ger i realiteten knappast ett genomgående hål. I säkerhetsanalysen utvärderas dock initiala skador i svetsfogar med genomgående hål av begränsad storlek;
- Om ett kapselgenombrott orsakas av allmänkorrosion kan en större del av kapselväggen gå förlorad eftersom korrosionsattacken sker tämligen jämt över ytan;
- Skadas kapseln genom mekanisk påfrestning beror defektens utseende på påfrestningens art, en mindre rörelse ger en mindre skada osv.

Vid modelleringen av kapselskador finns två typer av fel. Antingen är skadan mycket begränsad, t ex en initial svetsdefekt, och då ger kapselväggen ett stort transportmotstånd. I det andra fallet är kapselväggen helt borta. Betydelsen av defektens storlek illustreras av figur 11.3-1. Där visas hur Q_{ekv} beror av hålstorleken och det lokala flödet på förvaringsnivå. 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 löslighetsbegränsade radioelementens mättnadskoncentration. Denna beräkning tar endast hänsyn till motståndet orsakat av hålets begränsade area. Den radiella diffusionen genom ett litet hål kan också vara begränsande för masstransporten, särskilt om kapselväggen är tjock.

Transport genom buffert och ut till spricka

Om radionuklider tar sig igenom en defekt i kapseln når de det stillastående vattnet i bufferten. Masstransporten antas här ske enbart genom diffusion, se diskussion i avsnitt 10.5. Ett flertal radionuklider sorberar mycket starkt på lerpartiklarnas yta i buffertmaterialet. Detta medför att även en del relativt långlivade nuklider hinner avklinga till insignifikanta nivåer under det transienta skedet av utdiffusionen även om kapselskadan skulle ske tidigt. Transporten av radionuklider går till det strömmande vattnet i berget, antingen till en spricka som skär deponeringshålet (radiell diffusion), till den störda zonen under depo-



Figur 11.3-1. Q_{ekv} som funktion av flödet på försvarsnivån.

neringstunneln eller direkt till tunneln (axiell diffusion). Om den axiella diffusionen går till störd zon eller tunnel beror i huvudsak på använd drivningsteknik och tunnelfyllnadsmaterial. De nuklider som inte sönderfaller under det transienta skedet når det strömmande vattnet i berget. Flödet i berget är dock så lågt att en koncentrationsprofil byggs upp i vattnet, vilken bidrar till transportmotståndet.

11.3.3 Beräkningsverktyg för nuklidtransport i närzon

SKB har utvecklat två olika datorprogram för modellering av nuklidtransport i närzonen: Tullgarn och NUCTRAN. En beskrivning av dessa följer. Det finns även andra program som används av andra organisationer. En sammanställning av ett flertal av dessa finns i /11.3-1/. Hur Tullgarn och NUCTRAN används i SR 95 finns beskrivet i avsnitt 12.3.

Tullgarn och TULL22

Tullgarn /11.3-2/ är en vidareutveckling av närområdestransportprogrammet NEAR21, som var baserad på de modellkoncept för närområdet som användes av SKB i bl a KBS-3. TULL22 är en version av Tullgarn avsedd för beräkningar i modellkedjor under administrationsprogrammet PROPER. Alla funktioner som beskrivs här återfinns i både Tullgarn och TULL22.

De processer som Tullgarn hanterar är:

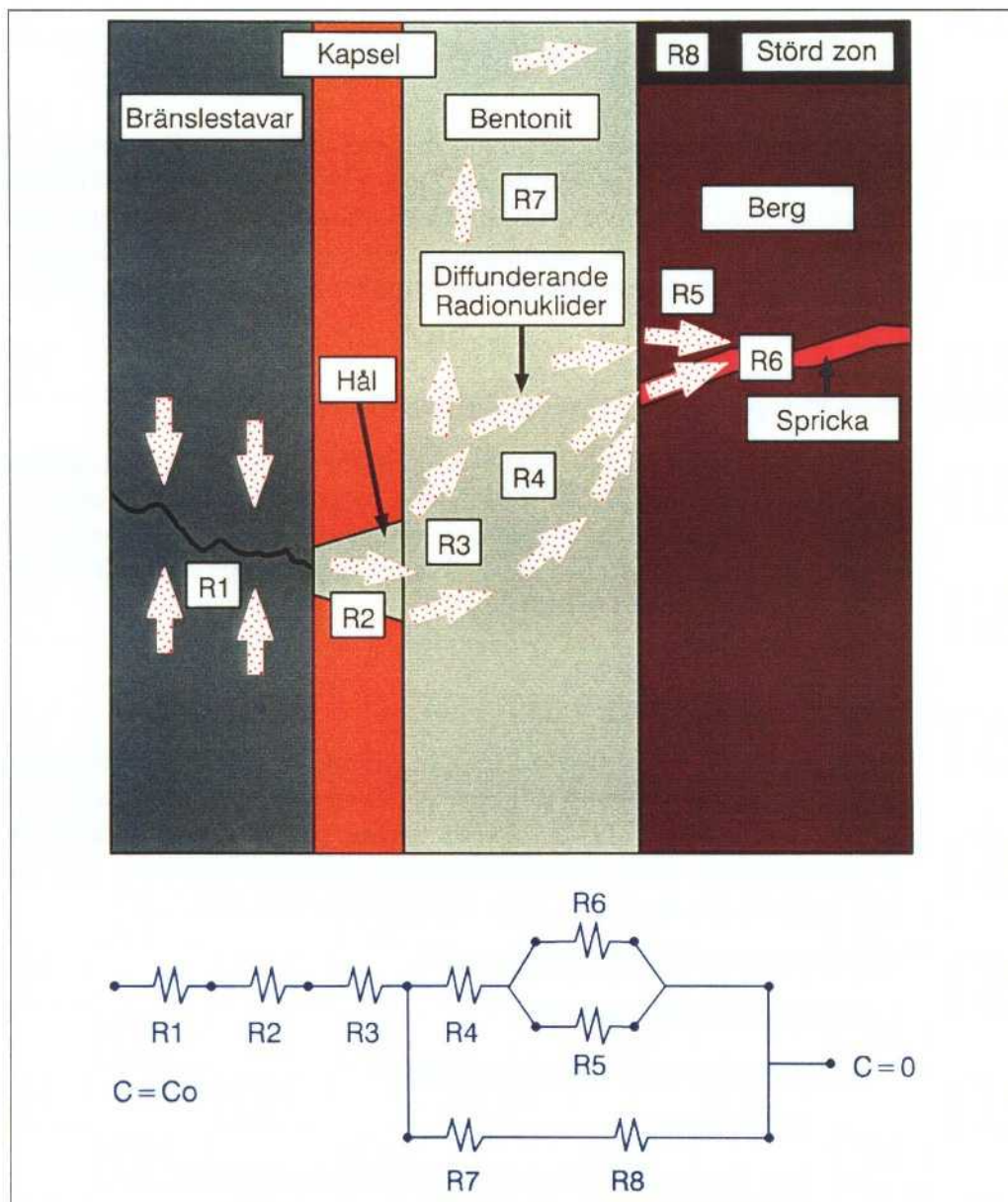
- Radioaktivt kedjesönderfall;
- Tre mekanismer för kapselgenombrott:
 - Initial skada;
 - Inre övertryck orsakat av helium från α -sönderfall.
 - Korrosion. Mängden koppar som korroderar pga fritt syre som finns kvar i deponeringshål och tunnlar ges som indatum. Tullgarn beräknar

sedan korrosionen orsakad av sulfidmineral i bentoniten och när dessa är förbrukade, korrosionen orsakad av sulfid i grundvattnet.

Det är också möjligt att förbestämma kapselgenombrottstiden.

- Två modeller för bränsleupplösning:
 - Radiolytisk upplösning med effektivt G-värde, uttryckt som antalet omvandlade molekyler UO_2 per 100 eV räknat på hela α -aktiviteten.
 - Lösighetsbegränsad upplösning med urandioxidlöslighet;
- Upplösning/utfällning av sekundära faser och delade lösligheter mellan olika isotoper av samma element;

Transportberäkningarna görs med en resistor-nätverksmodell /11.3-3/ där konceptet för masstransport är baserat på en jämförelse av Ficks lag med Ohms lag



Figur 11.3-2. Resistornätverksmodell för transportmotståndet i närzonen. R_x betecknar de olika transportmotstånden.

för elektriska kretsar. Transportmotståndet i närområdet beskrivs som kopplade resistorer, se figur 11.3-2.

Tullgarn beräknar den stationära uttransporten av radionuklider från bränsleytan genom hålet i kapseln där R3 är motståndet orsakat av hålets begränsade area och R2 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). Transportmotståndet inuti kapseln försummas helt. 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} . I fallen när kapselväggens transportmotstånd försummas löses inventariet upp i buffertens vattenvolym och släpps sedan ut med Q_{ekv} för det fallet. Tullgarn tar inte hänsyn till den instationära fasen av utdiffusion av nuklider efter kapselgenombrott, vilket ger pessimistiska resultat för vissa nuklider.

Utmärkande för Tullgarn/TULL22 är dess förmåga att modellera en komplex geometri samt beräkningsprogrammets snabbhet vilket gör det möjligt att exekvera många realiseringar av den kopplade modellkedjan, se avsnitt 12.1.1.

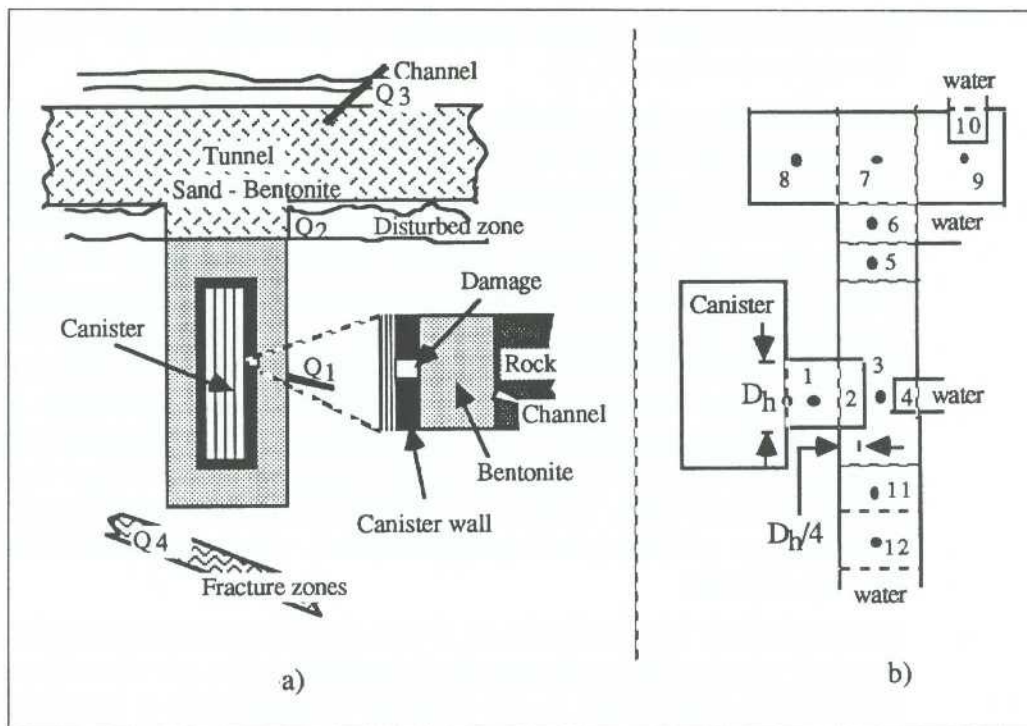
Kompartimentmodellen: NUCTRAN/COMP23

NUCTRAN utvecklades ursprungligen för att kunna beräkna transienta förlopp i komplicerade geometrier /11.3-4/. I modellen beskrivs närområdets olika delar såsom hålet i kapselväggen, kapseln innervolym, bufferten, tunnelåterfyllningen, sprickor i deponeringshålet, etc som ett antal kompartiment. Denna process efterliknar diskretiseringen som görs i en finit-differens eller integrerad finit-differens modell för tre-dimensionella problem. Den stora skillnaden är att en kompartimentmodell använder betydligt färre celler eller kompartiment. För att inte förlora noggrannhet i beräkningarna på grund av den grova diskretiseringen används analytiska lösningar för att definiera storlekar och former av kompartiment i känsliga områden. Exempel på känsliga områden är hålet i kapselväggen och sprickans mynning mot deponeringshålet.

Figur 11.3-3 visar närområdets geometri och hur det beskrivs i NUCTRAN.

NUCTRAN kan också beräkna effekten av kapselns innandöme och void samt betydelsen av fyllnadsmaterial och skador i Zircaloyrören. Den förmår även modellera ett växande hål i kapseln. Det finns däremot ingen funktion för att beräkna kapselgenombrott (korrosion eller andra mekanismer) utan genombrottstiden måste specificeras. Dagens version av NUCTRAN kan heller inte beräkna lösligheter delade mellan olika isotoper av samma element.

I COMP23 har NUCTRAN modifierats så att modellen går att använda tillsammans med administrationsprogrammet PROPER. COMP23 och NUCTRAN är identiska när det gäller beräkningsdelen.



Figur 11.3-3. Illustration av hur närområdets geometri beskrivs i NUCTRAN.
 a. Schematisk bild av närzonens geometri
 b. Diskretisering till kompartiment av systemet i a

Verifiering och validering av NUCTRAN och Tullgarn

En fullständig validering av representationen av alla de kopplade transportvägarna i Tullgarn och NUCTRAN är inte möjlig att göra. Jämförelser med mer avancerade numeriska modeller, av hur de enskilda processerna beskrivs i programmen har dock gjorts med gott resultat. Det finns ett validitetsdokument för NUCTRAN /11.3-5/ och ett liknande är planerat för Tullgarn.

11.3.4 Radionuklidtransport med gas

Väte som bildas vid korrosionen av stålbehållaren kommer att transporteras ut från närområdet i gasfas, se avsnitt 10.5. Denna gasfas skulle kunna transportera vissa radionuklider (i praktiken endast Kr-85 och C-14). Transport i gasfas gör att alla transportmotstånd i närområdet försvinner. Den enda begränsningen blir tiden det tar att bygga upp ett tillräckligt gastryck för att kunna tränga igenom bufferten. Nuklidtransport med gas kan inte behandlas i befintliga beräkningsmodeller för nuklidtransport, däremot görs separata beräkningar av gastransporten för SR 95 i avsnitt 12.3.4.

11.4 NUKLIDTRANSPORT, FJÄRRZON

11.4.1 Inledning

Berget i ett djupförvar utgör en säkerhetsbarriär genom att ta upp och kvarhålla eventuella frigjorda radioaktiva ämnen så att transporten av dessa blir långsam. En tillräckligt långsam transport innebär att nukliderna hinner avklinga helt eller åtminstone kraftigt reduceras genom radioaktivt sönderfall. En analys av radionuklidtransport från förvaret till biosfären, baserad på platsspecifika data, ingår i säkerhetsanalysen. Transporttiden för radionuklider från förvaret påverkas av följande faktorer:

- Grundvattenhastighet och dess fördelning, som i sin tur beror av bergets konduktivitet, flödesporositet och sprickmönster samt den hydrauliska gradienten.
- Transportavståndet, flödesvägen, från förvar till biosfär.
- Diffusion till områden med stagnant vatten och till mikroporer i berget, s k matrisdiffusion.
- Sorption och utfällning på mineralytor.
- Radionuklidernas kemiska egenskaper, bildningar av organiska komplex och kolloider.

Bergets sprickstruktur är också viktig för fördröjningen av transporten. Stort yt/volymförhållande i sprickorna är gynnsamt, speciellt tillsammans med stark kemisk sorptionsförmåga hos bergarten, se vidare i /11.4-1/. Transportegenskaper med avseende på en verklig plats diskuteras i avsnitt 6.5.

11.4.2 Transport av nuklider i berget

De mekanismer som påverkar transport av radionuklider i grundvatten är:

- *Advektion* med grundvattnet; advektion kallas processen när lösta ämnen transporteras enbart genom grundvattnets rörelse.
- Hydrodynamisk *dispersion* är ett "blandningsfenomen" som beror av hastighetsskillnader för flödet inom en spricka samt av hastighetsskillnader mellan olika sprickor. Vid transport i sprickigt berg domineras dispersionen av hastighetsvariationer mellan olika strömningsvägar.
- Molekylär *diffusion*; transport genom molekylär diffusion sker genom att i vattnet lösta ämnen förflyttas från områden med höga koncentrationer till områden med låga koncentrationer. Den molekylära diffusionen anses generellt vara underordnad effekten av dispersion vid icke-reaktiv transport. Processen är framför allt väsentlig vid indiffusion till bergets mikrosprickor.
- Kemisk och fysikalisk *retention*, som t ex sorption, indiffusion i bergmatrisen och radioaktivt sönderfall.

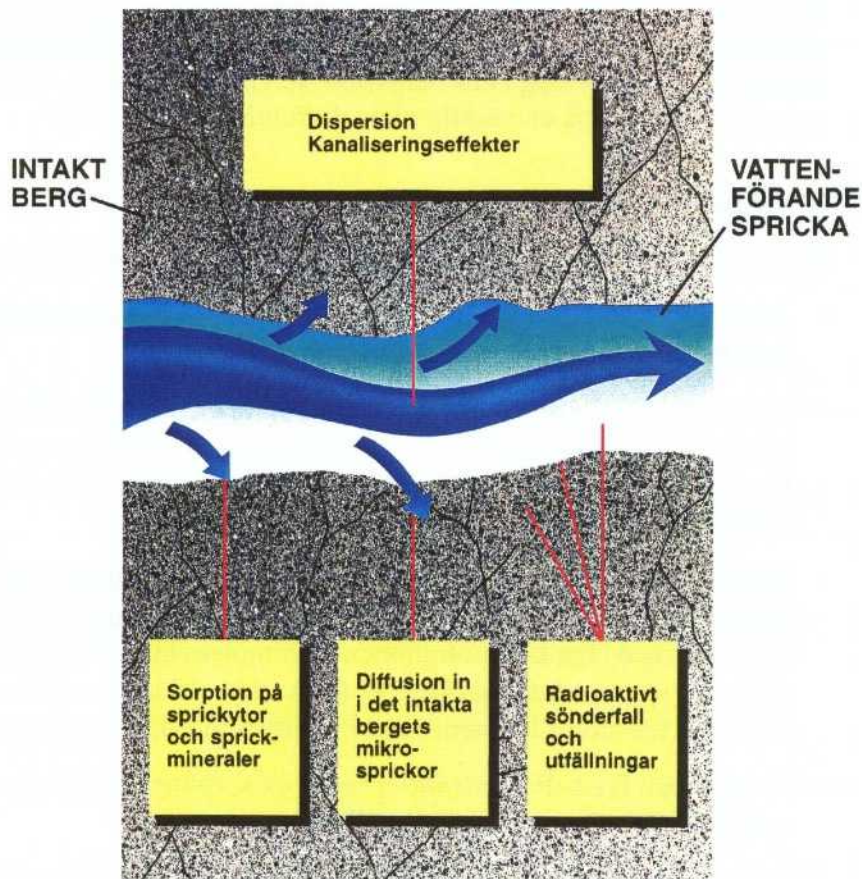
Uppdelningen av transport i en advektiv och dispersiv komponent är relativt godtycklig. Den advektiva delen beskriver medelförflyttningen medan den dispersiva delen tar hänsyn till effekter av heterogenitet i berget.

För många nuklider kommer transporten genom berget att starkt begränsas genom sorption på bergets spricktytor. Indiffusion i bergets system av förbundna mikrosprickor, s k matrisdiffusion, kan vara betydande eftersom vatten där i praktiken är stillastående jämfört med det vatten som rör sig i sprickorna. Matrisdiffusionen ökar den yta som är tillgänglig för sorption men även svagt sorberande radionuklider fördröjs genom att hamna i partier med stillastående vatten där endast transport genom diffusion är möjlig. Förekomsten av ett förbundet system av mikrosprickor i granitiskt berg har bekräftats med försök i fält /11.4-2/.

Figur 11.4-1 ger en illustration av de mekanismer som påverkar transport av nuklider från ett förvar till biosfären. En utförligare diskussion av transportprocesser i sprickigt berg finns i t ex /11.4-3/ och /11.4-26/.

Laboratorieförsök visar att kolloider kan ta upp och transportera radionuklider, åtminstone under speciella betingelser /11.4-5/. Djupa grundvatten har emellertid så låga halter av kolloidala partiklar att de inte kan bidra till radionuklid-spridning i någon nämnvärd omfattning. Man har med andra ord kunnat visa att grundvattnets naturliga halt av kolloidala partiklar inte är av någon säkerhetsmässig betydelse /11.4-15/.

Gastransport av nuklider är också en möjlig spridningsmekanism. Transport med naturligt förekommande gaser och transport med producerad vätgas från eventuell kapselkorrosion av stålbehållaren är tänkbara. Det är framför allt den



Figur 11.4-1. Ett löst ämnes transport i berg längs en flödesbana. Illustration av de mekanismer som påverkar transport av radionuklider i sprickigt berg.

sistnämnda mekanismen som är viktig för säkerhetsanalysen. Vissa radioaktiva nuklider i avfallet som C-14 och Kr-85 kan transporteras i gasfas. Fenomenet har studerats och det har bl a konstaterats att när gasen passerat bentoniten finns tillräckligt med transportvägar för att den ska kunna fortsätta mot markytan, /11.4-6/.

Alla kopplingar och beroenden mellan förvarsdelar och olika transportprocesser av betydelse för den långsiktiga säkerheten återges i den sk interaktionsmatrisen som tagits fram för fjärrområdet, se utvikbar bilaga 4. I /11.4-7/ finns en detaljerad genomgång av denna fjärrområdesmatris och kopplingar till diagonalelementet "Transport av radionuklider" redovisas.

11.4.3 Modellering av nuklidtransport

Modellering av flöde och transport sker företrädesvis kopplat men av praktiska skäl modelleras i säkerhetsanalysen ofta advektion med en grundvattenmodell (även dispersion, för vissa modellkoncept) samt diffusion, dispersion och retention med en nuklidtransportmodell. I denna uppdelning ger flödesmodellen information till transportmodellen i form av längder på transportvägar eller vattentransporttider.

Strömrörsbegreppet innebär endimensionell modellering och kan baseras på sk partikelbanspåring i en geohydrologisk modell. Denna metod användes genomgående i SKB 91 /11.4-8/. En strömrörsmodell används även för de illustrerande beräkningarna i SR 95. Den tar hänsyn till alla väsentliga processer, men kräver att flera parametrar i modellen ges som effektiva parametrar för varje strömrör. Flödesintensiteten tillåts dock variera längs strömvägen. Den konceptuella modellen beskrivs utförligt i /11.4-9/.

Den huvudsakliga anledningen till valet av strömrörsbegreppet är att advektivt driven transport dominerar i sprickigt berg. En utförlig diskussion om strömrörsbegreppet återfinns i /11.4-10/ med speciell betoning på kopplingen mellan hydrologimodell och fjärrzonstransportmodell, valet av effektiva parametrar för strömrör samt modellering av dispersion. Olika förslag på förfining av konceptet berörs också.

Bland alternativa angreppssätt för analys av nuklidtransport i berget kan nämnas:

- två- eller tredimensionell transportmodell direkt kopplad till den geohydrologiska modellen, samt
- transport i diskreta spricknätverk (DFN), speciellt kanalnätverk (CN).

Vidare finns såväl numeriska som analytiska metoder tillgängliga för att lösa transportekvationerna. Vid GEOVAL -94 konstaterades bl a att geosfären företrädesvis ska karakteriseras statistiskt och analyseras stokastiskt. Detta behöver dock inte med nödvändighet innebära omfattande Monte Carlo-simuleringar. Det finns analytiska metoder att tillgå och utveckling pågår /11.4-13/.

Transportprocesserna behandlas sammanfattningsvis på följande sätt i olika numeriska modeller:

- *Advektion* med grundvattnet:
Medelhastigheten för grundvattnet modelleras ofta som darcy hastigheten dividerat med flödesporositeten. Flödesporositet är den andel av berget som upptas av flödande grundvattnet och den är mindre än den totala porositeten.

- *Hydrodynamisk dispersion:*
Dispersion är egentligen ett koncept och skiljer sig från övriga transportmekanismer. Det som skiljer olika modellkoncept (DFN, CN, SC m fl) är ofta behandling av dispersion vid analys. Dispersion modelleras vanligen med en diffusionsterm proportionell mot grundvattnets hastighet, transversell dispersion är ofta mycket mindre än den longitudinella. Detta förfarande ger att massflödet av ett ämne längs med flödesvägar i berget ges av produkten av koncentrationsgradienten, grundvattnets hastighet och en koefficient kallad longitudinell dispersionslängd. Den sistnämnda kan vara mycket osäker att uppskatta beroende på svårigheten att utföra spår försök i sprickigt berg över lämpliga längdskalor. Det skalberoende för dispersionskoefficienten som konstaterats i fält simuleras ibland genom användande av en konstant, det s k Peclets tal. Peclets tal representerar kvoten mellan en karakteristisk tid för dispersiv transport och en karakteristisk tid för advektiv transport. Parametern ingår i den advektions-dispensionsformulering för transporten i berget som ofta utnyttjas i säkerhetsanalyser. För en utförlig diskussion i detta ämne hänvisas till /11.4-9, 4/ eller /11.4-11/.
- *Molekylär diffusion:*
Beskrivs av Ficks lag /11.4-3/.
- *Retention:*
Sorptionsmodellerna baseras ofta på antagandet om att det egentliga kinematiska beteendet kan förenklas och modelleras med en linjär jämviktsmodell. För detta ansätts fördelningskoefficienter, K_d -värden, för varje nuklid. K_d -värdena tas fram i laboratorieförsök och anger förhållandet mellan koncentrationen av nukliden i berg och i grundvatten. Jämviktsmodellen gäller om koncentrationerna är små och om sorptionens tidsskala är mycket mindre än tidsskalan för transport med advektion och dispersion. För att inte överskatta sorptionen vid förändringar av vattenkemin ansätts konservativa fördelningskoefficienter, /11.4-12/. Sorption kan också beskrivas med ytkomplexeringsmodeller. Dessa modeller är generella och välgrundade men kräver en stor mängd termodynamiska data för det sorberande ämnet. Vidare krävs ytkomplexeringskonstanter som är svåra att mäta för alla tänkbara kombinationer av nuklider och mineral. Därför har resultat av olika experiment med ytkomplexeringsmodeller inte använts för att ersätta sorptionskoefficienterna (K_d -värden), utan för att öka förståelsen av sorptionsmekanismerna och bestämma vad de är beroende av, dvs hur pålitlig sorptionen kan anses vara /11.4-12/. Vid beräkningar av indiffusion i berget utgår man från en dubbelporositetsbeskrivning av det sprickiga mediet. En utbytesterm mellan de två medierna tas med vid beräkningarna. Transporten i sprickorna är advektionsdominerat medan transporten mellan sprickorna och bergmatrisen är diffusionsdominerat, /11.4-9/. Slutligen ska radioaktivt sönderfall inklusive kedjesönderfall givetvis tas hänsyn till vid modellering av nuklidtransport.

Som diskuterats i föregående avsnitt är de naturliga halterna av kolloider i djupa grundvatten så låga, /11.4-14/, att de inte bedöms ha någon säkerhetsmässig betydelse /11.4-15/. SKB har inte funnit anledning att utveckla någon speciell transportmodell för denna mekanism.

När det gäller modellering av nuklidtransport med den vätgas som uppstår genom korrosion av stålbehållaren i kapseln, kan konstateras att denna transport förmodligen sker så snabbt att någon specifik modell inte behöver utvecklas /11.4-6/. En kortslutning mellan närområde och biosfär antas för att inte underskatta effekterna. Ett exempel på sådan analys återfinns i avsnitt 12.3.4.

Fältförsök 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 transport av Cs^+ och liknande ämnen inte kan påvisas /11.4-16, 17, 18/.

Slutligen kan nämnas att /11.4-7/ återger en första genomgång av hur de olika interaktionerna hanteras vid en säkerhetsanalys samt av hur de analyseras.

11.4.4 Tillgängliga beräkningsverktyg

SKB har sett det nödvändigt att parallellt utveckla och/eller tillämpa olika modellkoncept så länge det inte är möjligt att finna den allra "bästa" modellen.

En viktig del av arbetet med beräkningsverktygen är att bygga upp förtroendet för att de ger riktiga resultat, dvs verifiering och validering. Många internationella projekt med SKBs medverkan har ägnats åt detta: exempelvis INTRACOIN /11.4-19/, Stripa /11.4-20/ samt INTRAVAL /11.4-21/. Som nämnts ovan pågår också arbete inom ramen för Äspöprojektet i den s k Task Force-gruppen. Arbetet har stärkt uppfattningen att beräkningsverktygen beskriver relevanta processer med tillräcklig noggrannhet.

Nedan följer en lista av de beräkningsverktyg som SKB har tillgängliga inför kommande säkerhetsanalyser.

Kopplade flöde-transport modeller

Modeller som direkt kopplar flödesbeskrivningen i berget till beskrivningen av nuklidtransport finns. Dessa har dock hittills ofta haft för stora praktiska begränsningar för att kunna tillämpas i säkerhetsanalyser. Detta diskuteras i /11.4-10/.

Förenklade transportmodeller

Analytiska lösningar av transportekvationerna kräver ofta avsevärda förenklingar i beskrivningen av olika processer men kan ändå tjäna som kontroll av resultat erhållna från numeriska lösningar.

Förenklade endimensionella transportmodeller för användning i säkerhetsanalyser baseras ofta på strömrörsbegreppet. En sådan modell tar hänsyn till de väsentliga processerna men kräver samtidigt att många parametrar medelvärdesbildas eftersom de måste ges som konstanter för varje strömrör. Det gäller t ex Peclets tal, våt yta, K_d -värden. Flödesintensiteten och tvärsnittsarean kan dock variera längs strömvägen.

En listning av tillgängliga numeriska modeller för beskrivning av transport i sprickigt berg ges i tabell 11.4-1. En kort beskrivning av beräkningsprogrammen ges också.

Tabell 11.4-1. Tabellen ger en översikt av de modellverktyg som kan användas för beskrivning av transport av radionuklider i sprickigt berg i säkerhetsanalyser.

NAMMU	NAMMU är ett beräkningsprogram för modellering av grundvattenflöde och transport genom porösa medier. NAMMU kan användas för att modellera ett stort antal olika flödes- och transportfenomen. Det gäller t ex kopplat grundvattenflöde och värmetransport, mättade och omättade grundvattenförhållanden, kopplat grundvattenflöde och transport av lösta ämnen. Transportdelen av NAMMU innehåller advektiv och dispersiv transport, linjär sorption och kedjesönderfall. Ett validitetsdokument har tagits fram för NAMMU, /11.4-22/.
PHOENICS/ PARTRACK	PHOENICS är en generell ekvationslösare för strömningsmekaniska problem, vilken använder den s k finita volymmetoden. PHOENICS användning i säkerhetsanalyssammanhang diskuteras i /11.4-23/. Programkoden PHOENICS/PARTRACK används för grundvatten- och transportmodellering inom Äspöprojektet. Metoden i PARTRACK beskriver indirekt de processer som påverkar transport av nuklider i sprickigt berg. Förbättringar krävs när det gäller exempelvis hantering av kedjesönderfall samt metodik för att relatera fältdata för radionuklidretention till parametervärden i PARTRACK, /11.4-23/.
CHAN3D	Kemisk Apparatteknik/KTH har utvecklat den s k Channel Network Model (CHAN3D), /11.4-24/. Med modellen genereras ett stokastiskt nätverk av vattenförande kanaler och inte enskilda sprickor. Nätverket byggs upp av ett rektangulärt nät med potentiella förbindelser. Enskilda kanalsegment antas ha konstant konduktans, volym och våt yta. Hydrodynamisk dispersion försummas inom varje kanal. Transportdelen simuleras med s k partikelbanspårning i nätverket. Matrisdiffusion är inkluderad.
FARF31	FARF31 används för att beskriva ett enskilt strömrörstransportekvationer baserat på en dubbelporositetsbeskrivning av det sprickiga mediet, /11.4-25/. De processer som ingår i modellen är advektiv och dispersiv (Fickiansk) transport, endimensionell matrisdiffusion och matrissorption samt kedjesönderfall. De viktigaste parametrarna är transporttiden för grundvattnet från förvaret till ytan, Peclets tal – som 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. Modellen klarar godtyckliga randvillkor.

11.5 RADIOEKOLOGI OCH DOSBERÄKNING

11.5.1 Inledning

För att redovisa konsekvenser som kvantitativt kan jämföras med givna acceptanskriterier för ett djupförvar, måste flödet av nuklider från geosfären omräknas till individdos till kritisk grupp, kollektivdos eller strålningsnivå till biota. Detta görs i "biosfärmodeller", som beskriver flödet av nuklider genom naturen och beräknar doser via olika exponeringsvägar t ex jord - gräs - ko - mjölk - människa.

11.5.2 Tidsperspektiv

De processer som räknas till biosfären omfattar många olika transportvägar från grundvatten till exponering och intag av radionuklider. Dessa transportvägar beror på hur samhället fungerar med avseende på markanvändning, bevattning, distribution av vatten och livsmedel m m. Dessutom påverkar klimat och väder transportvägarna på lång och kort sikt. Osäkerheten kommer alltså att öka med tiden. Rimliga förutsägelser inom en osäkerhetsfaktor 10 är begränsade till några hundratals år framåt /11.5-1/.

De egenskaper hos en plats som påverkar radionuklidens spridning från ett slutförvar förändras snabbare vad gäller biosfären än geosfären. Under de första hundratals åren efter förslutning kan förhållandena anses vara relativt väl kända. För längre tidsperioder måste hänsyn tas till hur mark och vatten kan tänkas användas och vilken samhällsbildning som kan komma i fråga. Eftersom lokaliseringen av ett djupförvar företrädesvis kommer att ske till ett område med flack topografi, kan man inte utesluta att området åtminstone under någon period kan komma att användas till jordbruksmark om det ligger över havsytan.

Det geografiska läget kan ge en indikation på hur intensiv samhällsbildningen blir med avseende på vatten och livsmedelsdistribution. Om det framtida klimatet går att förutse, kan detta ge ramar för jordbruksproduktionen.

De olika spridningsvägarna i biosfären kommer ständigt att förändras, beroende på förändringar i matvanor, introduktion av nya grödor, nya odlingsätt m m. Vissa expositionsvägar är dock relativt okänsliga för förändringar. Ett exempel är konsumtion av dricksvatten. Detta vatten kan visserligen komma på flaska, från ett stort vattenverk (jämför situationen i södra Uppland där 2 milj människor i ett område på 6x3 mil, dricker vatten från samma vattenverk) eller från en liten brunn. Detta påverkar utspädningen avsevärt men dosberäkningen är densamma dvs dosen beror enbart på nuklidkoncentrationen i vattnet.

Variation och osäkerhet i biosfären är således svåra att kvantifiera i tidsperspektiv längre än 1 000 år. Detta beror dels på rent konceptuella osäkerheter, dels på osäkerhet och variation i modellparametrar. Studier /11.5-2/ pekar på att biosfärens bidrag till osäkerheterna i dosberäkningar i en säkerhetsanalys varierar mellan 2 och 5 storleksordningar, beroende på radionuklid. En mer platsspecifik analys ger mindre osäkerheter.

11.5.3 Beräkningsmodeller

I beräkningsmodeller för biosfären görs en grov uppdelning i den ekologiska modellen och exponeringsvägarna till människa.

Den ekologiska modellen omfattar huvudsakligen naturliga processer som grundvattentransporten upp genom sedimentära skikt, jordar och sediment, ytvattentransport mm, men även mänsklig påverkan som bevattning. Den ekologiska situationen som ska behandlas beskrivs i en form av konceptuell modell i termerna "kompartments" och "överföringsfaktorer", normalt kallad kompartmentmodell. Flöden mellan dessa kompartment kan beräknas i form av överföringsfaktorer, dvs den andel av innehållet i ett kompartment som överförs till nästa kompartment per tidsenhet. Detta ger ett system av lineära differentialekvationer vars lösning beskriver transporten väl. Resultaten från denna del utgörs av tidsberoende nuklidkoncentration i hushålls- sjö- eller havsvatten, jordar (åker, äng, trädgård) eller luft.

Exponeringsvägarna behandlas, var och en, genom multiplikation av nuklidkoncentrationen i en viss box, med en rad faktorer som beskriver upptagsfraktion, koncentration och slutligen dos per Bq. Slutligen summeras exponeringsvägarna till en totaldos per nuklid och ibland även till en total dos.

Beräkningen av dessa två delar har kombinerats i programmet BIOPATH som använts i flera decennier för att räkna fram biosfärens dosfaktorer i olika fall /11.5-3/. Gedigen erfarenhet finns i användningen av programmet tack vare de valideringsövningar som genomförts. Beräkningsprogrammet kan vidare anses vara väl verifierat. Osäkerheten i modellresultaten återspeglar med andra ord osäkerheten i hur modellen byggts upp (konceptualiserats och diskretiserats), vilka processer som ingår och parametervärdena i dessa.

11.5.4 Beräkningsstrategi

Tidigare har biosfärsmodellering huvudsakligen använts för att få en kvantitativ jämförelse på olika förvarsalternativ genom att beskriva ett ogynnsamt men inte osannolikt gemensamt fall för samtliga alternativ /11.5-4/. En uppsättning isotopspecifika viktfaktorer, baserade på den dos i Sv som utsläppet av en Bq av en isotop ger upphov till om den släpps ut i en typisk biosfär, tillämpas på utsläppet av radionuklider.

För att ge en realistisk bild av vilka konsekvenser ett eventuellt utsläpp skulle kunna medföra, bör man ta hänsyn till det man känner till, eller på goda grunder kan anta, om den specifika platsen. De osäkerheter som finns om t ex hur framtida samhällen utvecklas, får inte överdrivas. Därför kommer SKB att undvika att enbart tillämpa standardiserade biosfärer, t ex självförsörjande bondgård.

Generell beräkningsstrategi

Den information som behövs för en platsspecifik biosfärsmodellering är:

- A Var (geografiskt läge) radionukliderna kommer in i biosfären.
- B När detta sker (hur långt i framtiden)
- C Vilken kemisk form nukliderna har i utsläppspunkten
- D Recipienternas nuvarande utbredning (platsbeskrivning)
- E Sannolika framtida förändringar i recipienternas utbredning
- F Nuvarande verksamheter (jordbruk mm) och vanor (diet mm)
- G Sannolika framtida förändringar i verksamheter och vanor
- H Dosfaktorer för extern exponering och intag

Eftersom transportmodelleringen i fjärrzonen sker med en strömrörmodell, kan ur denna fås information om A och B. I denna modell ingår även information om C.

En platskaraktärisering ger informationen D och F och underlag för att bedöma E och G. Det kompletta resultatet blir en uppskattning i tid och rum av sannolikheten att en viss recipientklass ska uppträda på en viss plats vid en viss tidpunkt.

Osäkerheten i bedömningen av dessa sannolikheter i den framtida utvecklingen kan dock inte representeras platsspecifikt eller för en viss tidpunkt.

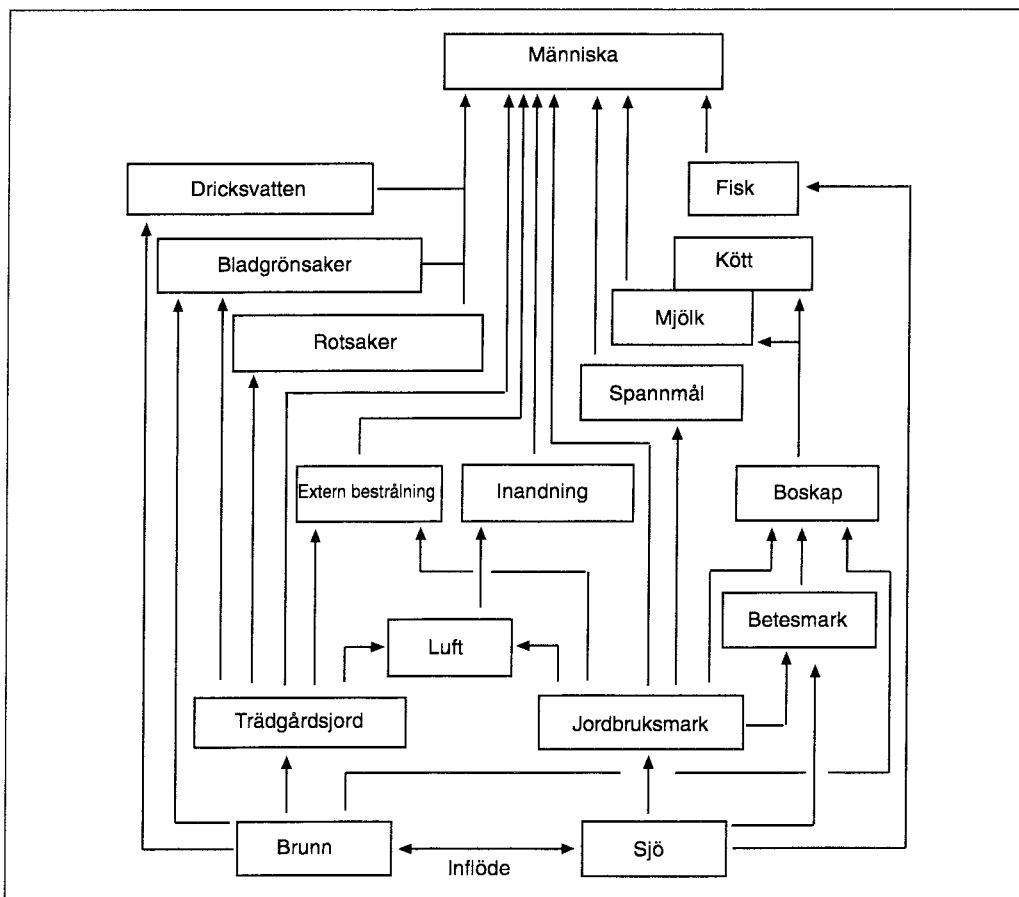
Genom att tillämpa beräkningsstrategin för att beräkna vilken dos som motsvarar ett utsläpp i en viss recipient, får man en uppsättning dosfaktorer för varje recipientklass. Dessa dosfaktorer ska beräknas med en kritisk grupp anpassad till varje nuklid och recipientklass. Osäkerheterna i dosfaktorn kan också beskrivas som en tidsberoende funktion.

11.5.5 Dosberäkning

En komplett dosberäkning förutsätter att man tar hänsyn till alla exponeringsvägar. I praktiken måste man koncentrera sig till de som väntas kunna ge signifikanta bidrag, t ex intag av vatten, mjölk, kött, grönsaker, rotfrukter, spannmål, fisk och jord samt extern bestrålning från mark, se figur 11.5-1.

Kvantifieringen av dessa exponeringsvägar utgår från dagens konsumtionsmönster. Eftersom detta i de flesta fall ger en bra bild, har i detta beskrivande exempel beräkningarna inte komplicerats med tidsberoende exponeringsvägar.

Kritiska grupper har inte definierats specifikt för varje exponeringsväg, utan en kritisk grupp per biosfär/recipientklass har använts i beräkningarna. Skillnaden är av mindre betydelse eftersom det normalt är en exponeringsväg som dominerar för en biosfär/recipientklass. Den kritiska gruppen ska återspegla befolkningens sammansättning varför även doser till barn ska beräknas.



Figur 11.5-1. Exponeringsvägar för kritisk grupp.

Den dos som beräknas är ”committed equivalent dose”, som för de flesta ämnen och strålningstyper kan översättas till risk för cancer. ICRPs viktade dosfaktorer inklusive den senaste ICRP-publikationen, har använts.

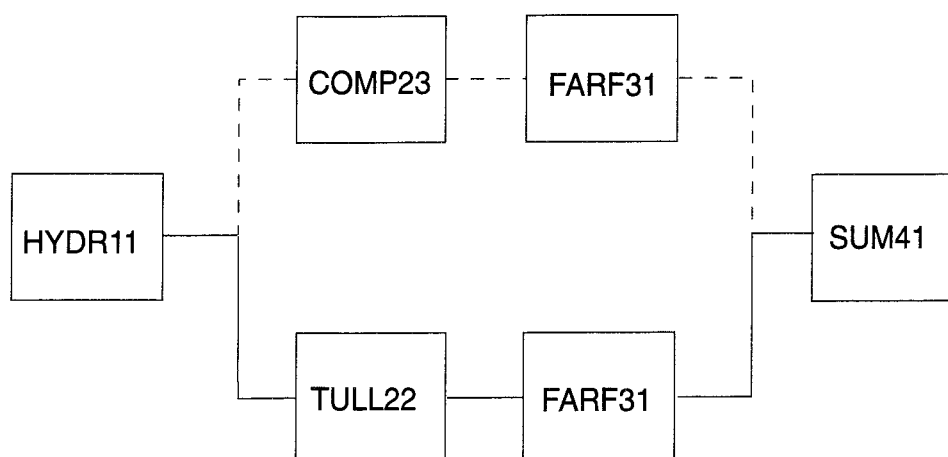
11.6 STRATEGI FÖR MODELLERING AV RADIONUKLIDTRANSPORT

11.6.1 Inledning

Som framgår av de tidigare avsnitten i detta kapitel finns alternativa möjligheter vid modellering av radionuklidtransport från ett djupförvar. En genomtänkt modelleringstrategi krävs därför inför genomförandet av beräkningar i en säkerhetsanalys. I detta avsnitt redogörs för de överväganden som gjorts inför modelleringen av radionuklidtransport i SR 95. Även mer långsiktiga strategiska val, exempelvis det att arbeta med en modulariserad kedja beskrivs.

11.6.2 Modulariserad beräkningskedja

Det huvudsakliga beräkningsfallet som redovisas i denna rapport, typdefektscenariot, är uppbyggt av en kedja av submodeller, se figur 11.6-1. Resultat från beräkningar tidigt i kedjan utgör indata till efterkommande modeller. Först i kedjan ligger en geohydrologisk modell och sedan följer beräkningsmodeller för närzon, fjärrzon och biosfär. Denna **modulariserade uppbyggnad**, dvs uppdelningen på flera submodeller, ger stor flexibilitet då det gäller att avbilda olika förvarsutformningar. Detta kan göras på en hög nivå genom att kombinera olika submodeller utan att ändra i de grundläggande datorkoderna. Modulariseringen tillåter även att på ett enkelt sätt studera delresultat från de olika submodellerna. Ett speciellt hanteringssystem kallat PROPER används för att administrera kedjeberäkningarna.



Figur 11.6-1. Modellkedjan för typdefektscenariot. De geohydrologiska beräkningarna hanteras av modulen HYDR11, närzonstransporten med TULL22. Fjärrzonstransport beräknas i FARF31 och biosfären modelleras med separat beräknade dosfaktorer som slutligen inkluderas i beräkningen via summeringsmoduler (förenklat i figuren). I kommande arbeten planeras närområdesberäkningarna att göras med modulen COMP23 för kapslar med initiala skador, och med TULL22 för initialt intakta kapslar.

11.6.3 Modellkedjan, processer i och utanför kedjan

Processer som beräknas utanför kedjan och på olika sätt vägs in i beräkningarna

I de beräkningsfall som genomförs med en modellkedja tas hänsyn till vissa processer som inte beräknas i själva kedjan.

Ett exempel på detta är **nuklidinventariet** som beräknas separat utifrån data om bränsletyp, utbränningsgrad m m, se avsnitt 4.2. Resultatet av denna beräkning utgör indata till närzonsmodellen i beräkningskedjan. I princip skulle även inventarieberäkningen kunna ingå i kedjan. Denna beräkning är dock mycket omfattande och eftersom den inte omfattas av någon probabilistisk behandling har den placerats utanför beräkningskedjan och beräknats ”en gång för alla”.

Ett annat exempel på en process som inte ingår i kedjan är **förvarets temperaturutveckling**. Också denna beräknas i en separat modell, avsnitt 10.2. De övriga beräkningsmodellerna innehåller inte några temperaturberoenden, däremot är modellerna endast giltiga i ett begränsat temperaturintervall (som kan vara olika för olika delar av förvarssystemet). Resultatet av temperaturberäkningen används för att säkerställa att förvarets temperatur inte vid någon tidpunkt ligger utanför detta intervall.

Processer som exkluderas från beräkningskedjan

Alla de processer som behandlas inom interaktionsmatriserna för ett givet scenario tas inte upp i motsvarande beräkningsfall. Det kan gälla processer som är av försumbar betydelse med hänsyn till analysens syfte eller processer som hanteras med konservativa antaganden och som därigenom inte behöver modelleras i detalj.

Radionuklidtransport via kolloider är ett exempel på en process som bedöms ha försumbar betydelse för förvarets säkerhet och som därför negligeras, se avsnitt 11.4. Korrosiv upplösning av kapslingsrören av Zircaloy i bränsleelementen är exempel på en process som hanteras konservativt. Kapslingsrören utgör i realiteten en barriär i förvarssystemet. Genom att konservativt anta att de initialt är helt upplösta, kringgås problemet med att modellera korrosionsprocessen.

11.6.4 Graden av probabilism i analysen

Ett centralt avgörande i modelleringsstrategin är valet mellan probabilistisk och icke-probabilistisk beräkning. I en probabilistisk beräkning kan indata anges som statistiska fördelningar i stället för som fixa värden. På så sätt kan osäkerheter i indata behandlas kvantitativt i beräkningarna. Även resultaten erhålls då i form av statistiska fördelningar i motsats till icke-probabilistiska beräkningar där indata och resultat är fixa värden. Valet av typ av beräkning styrs därför främst av strategin för hantering av osäkerheter i analysen. Probabilistiska beräkningar kan kräva mer datorkraft och en avvägning kan därför ibland behöva göras mellan grad av probabilism i beräkningen och detaljeringsnivå i ingående modeller.

Hanteringssystemet PROPER tillåter probabilistiska beräkningar /11.6-1/. I den aktuella modellkedjan för typdefekts scenariot förekommer probabilistiska

behandlingar av den rumsliga variationen av konduktivitetssfältet i den geohydrologiska modellen samt genom att kapslar med initiala skador väljs slumpmässigt. Initiala kapselskador kan tänkas uppkomma till följd av tillverknings- eller materialfel. Det är rimligt att tänka sig att sådana fel uppträder slumpmässigt. Det blir därför även rimligt att i modellen välja förvarspositioner med skadade kapslar slumpmässigt.

Den begränsade kunskapen om osäkerheter och variabiliteter för de flesta indata gör att en mer utbyggd probabilistisk behandling idag inte förefaller meningsfull. Det kan ofta krävas mer ingående kunskap om de modellerade processernas natur innan det är rimligt att genomföra en omfattande probabilistisk analys av osäkerheterna i indata. I de illustrerande beräkningarna i SR 95 har därför inte någon omfattande probabilistisk behandling genomförts.

Mer utvecklade statistiska behandlingar kan genomföras då mer tillförlitlig information om osäkerhet för indata till olika modeller finns tillgänglig. En avvägning måste dock alltid göras mot syftet med analysen. Om avsikten t.ex är att belysa betydelsen av osäkerheter hos vissa faktorer i förvarsutformningen kan en alltför långtgående probabibilistisk behandling av andra faktorer göra att inverkan av de osäkerheter man vill belysa inte klart framträder i beräkningsresultaten.

11.6.5 Val av geohydrologisk beräkningsmodell

Som konstaterats i avsnitt 11.2 är prediktiv modellering av vattenflöde och transport i berg komplicerad. För att modellera berget, krävs att dess heterogena natur representeras i modellerna.

Denna rapport med illustrerande beräkningar av geohydrologiska förhållanden vid Äspö använder HYDRASTAR som beräkningsmodell. Modellen tar hänsyn till bergets rumsliga variabilitet för de hydrauliska egenskaperna. Möjligheten att lägga in förvarstunnlar i modellen samt den existerande kopplingen till närzons- och fjärrzonstransportmodeller motiverar också valet.

HYDRASTAR klarar dock för närvarande inte att modellera effekten på vattenrörelserna av varierande densitet i grundvattnet. Sådana effekter kan förväntas vid Äspö där salthalten stiger med djupet, se avsnitt 6.3. Dessa effekter måste utförligt redovisas i en fullständig säkerhetsanalys. I SR 95 används konservativa beräkningar som ett illustrerande exempel av beräkningskedjan.

11.6.6 Distribuerad förvarsmodell

Den geohydrologiska modell som används, HYDRASTAR, möjliggör, i kombination med den modulariserade uppbyggnaden av beräkningskedjan, att konstruera en distribuerad modell av förvaret. Detta betyder att den hydrogeologiska "miljön" kan tillåtas variera mellan olika förvarskapslar eller grupper av kapslar. Den distribuerade beräkningsmodellen blir betydligt mer realistisk än en icke-distribuerad modell där en typisk hydrogeologisk omgivning modelleras för en kapsel som sedan får representera samtliga kapslar i förvaret. Detta gäller speciellt då detaljkunskap finns om de hydrogeologiska förhållandena på en förvarsplats.

11.6.7 Konceptualisering av närzonen

Närområdet i ett förvar av KBS-3 typ är geometriskt relativt komplext och det finns flera tänkbara transportvägar för radionuklider ut från förvaret. Båda de modeller som står till förfogande för säkerhetsanalyser, COMP23 och TULL22, se avsnitt 11.3, kan modellera flera transportvägar. Detta är nödvändigt i en realistisk transportmodell. Generellt är modeller för transport i närområdet en kompromiss mellan förenkling av geometrin och noggrannhet i ekvationslösningen. Utvecklingen av de modeller som används av SKB har fokuserats på att representera närområdesgeometrin så bra som möjligt. Detta möjliggör genomförandet av variationsfall med olika närområdesutformningar. Modeller med exakta lösningar av transportekvationerna kräver ofta grova förenklingar av förutsättningarna, t ex sfärisk kapsel eller att nuklidkoncentrationen är noll i det strömmande vattnet. Noggrannheten i COMP23 har testats genom jämförelser med exaktare modeller och resultatet visar att även om mycket få sk kompartiment används erhålls likvärdiga resultat /11.6-2/. COMP23 är en mer realistisk transportmodell än TULL22, eftersom den kan beskriva instationära förlopp. Den saknar dock ännu α -oxidationsmodell för bränslet, hantering av delade lösligheter och modellering av kapselgenombrott. Beräkningarna är dessutom betydligt mer omfattande vilket kräver stora resurser vid datorkörningar.

På grund av att COMP23 ännu befinner sig i ett utvecklingskede, genomförs kedjeberäkningarna i SR 95 med TULL22. Avsikten är att i kommande analyser använda COMP23 för modellering av tidiga kapselskador, där behovet av en god beskrivning av den instationära transporten genom bufferten är stort. TULL22 kommer att användas för kapselgenombrott som sker efter så lång tid att den instationära delen av transporten är av mindre betydelse.

11.6.8 Val av bränslemodell

Tillgängliga konceptuella modeller för frigörelse av nuklider och bränslematri-sens upplösning/omvandling diskuterades i avsnitt 10.7. Idag används ansatta IRF-fraktioner för nuklider i spalter, korngränser och metalldelar, dvs denna del av inventariet frigörs omedelbar när vatten kommer i kontakt med bränsle. För att beskriva matrisomvandling finns idag tre konceptuella modeller, vilket diskuterades i avsnitt 10.6:

- Termodynamisk löslighet, dvs bränslet löser sig i takt med UO_2 ,
- Kinetiskt styrd upplösning, dvs upplösningshastigheten är proportionell mot α -dosraten,
- Omedelbar upplösning, dvs allt bränsle löser sig omedelbart när det kommer i kontakt med vatten. Detta är en kraftigt konservativ och starkt förenklad modell.

I närzonsmodellen TULL22 finns den kinetiska modell som användes i SKB 91 implementerad, se avsnitt 10.6. Den är konservativ enligt dagens kunskap, men kommer ändå att användas i SR 95.

I COMP23 finns idag valet mellan att använda termodynamisk löslighet eller modellen för omedelbar upplösning. Den senare modellen överskattar nuklidfrigörelsen med många storleksordningar.

11.6.9 Val av nuklider

De nuklider som bör finnas med i en fullständig säkerhetsredovisning finns beskrivna i avsnitt 4.2.5. SR 95 är inte menat som någon fullständig säkerhetsredovisning och den tillgängliga tiden för illustrerande beräkningar är begränsad. Detta gör att nuklidlistan har reducerats för att förenkla beräkningarna. De nuklider som erfarenhetsmässigt inte bidrar till dos- och aktivitetsutsläpp har strukits. De nuklider som återfinns i avsnitt 4.2.5 men inte inkluderas i beräkningarna är: Cm-244-kedjan, Ni-59, Ni-63, Zr-93, Nb-94, Ag-108m, Sn-126, Sm-151 samt Ho-166m.

11.6.10 Konceptualisering av fjärrområdet

Avsnitt 11.6.2 belyser kopplingen mellan närområdes- och fjärrområdesmodellerna. Som diskuterats i avsnitt 11.3 tillåter närområdesbeskrivningen ett antal olika transportvägar ut genom ingenjörbarriärerna. Hänsyn tas till transportmotståndet i den störda zonen i deponeringstunnlarnas golv och till motståndet från bentonit som trängt ut i sprickor som omger deponeringshålet. Summan av aktivitetsutsläppen från närområdet ges därefter som indata i en enda punkt till transportmodellen för berget. Detta avser en enda kapsel. Vid användning av den distribuerade förvarsmodellen, se avsnitt 11.6.6, och strömrörsbegreppet kommer varje transportväg i fjärrområdet att erhålla ett punktvis närområdesutsläpp som representerar ett flertal kapslar. Härigenom uppkommer ett upplösningssproblem mellan när- och fjärrområdesbeskrivningen.

Strömrörsbegreppet innebär endimensionell modellering och kan baseras på sk partikelbansparning i en storskalig geohydrologisk beräkningsmodell. Denna metod användes genomgående i SKBs senaste säkerhetsredovisning, SKB 91/11.6-3/. Användningen av strömrörsbegreppet återfinns i andra säkerhetsanalyser redovisade under senare år /11.6-4, 5, 6/. Valet av strömrörsbegreppet motiveras huvudsakligen av antagandet att advektivt driven transport dominerar i sprickigt berg.

Begränsningar med strömrörsbegreppet är, se vidare /11.6-7/:

- kopplingen mellan hydrologi- och transportmodellen dvs hur väl kan vattnets flödesvägar i berget beskrivas med strömrör,
- att blandning mellan strömrör inte tillåts, och
- att erhålla effektiva parametrar för varje enskilt strömrör.

Strömrörsbegreppet kräver underlag i form av flödesvägar och deras parametrar. Dessa kan genereras på olika sätt. En alternativ metod för generering av strömrör har prövats där en diskret beskrivning av berggrunden utnyttjas, /11.6-8/. Här används diskreta spricknätverk i tre dimensioner för bergmassan genererade med hjälp av sprickstatistik från en plats. Metoden identifierar de mest konduktiva strömningsvägarna genom spricknätverket med användning av sk grafteori. Metodiken har dessutom förutsättningar att kunna ta fram de parametrar som är nödvändiga för säkerhetsanalysens beräkningar av radionuklidtransport. Detta är alltså ett alternativ till att generera strömbanor med en regional kontinuummodell, vilket alltid medför svårigheter med upplösningen i närområdet kring förvaret. Tanken är att erhålla bättre konsistens mellan strömningsvägar i beräkningsmodellen och den geologiska situationen, dvs sprickgeometrin, kring enskilda kapslar.

Oberoende av om en diskret- eller en kontinuumbeskrivning av berget används, bedöms det som helt tillfredsställande att använda strömrörskonceptet för de illustrerande beräkningar som avses redovisas i SR 95.

11.6.11 Platsspecifik biosfär

Analys av utströmningspunkternas läge relativt kustlinjen vid Äspö visar att ca 2 % ligger innanför kustlinjen, se avsnitt 12.3. Av dessa ligger 90 % närmare kustlinjen än 50 m. Eftersom strömlinjerna, av beräkningstekniska skäl, slutar ca 25 m under havsytanivån och med hänsyn till de lokala hydrauliska gradienterna, kan det antas att nukliderna kommer till biosfären via Östersjöns vatten. Därmed reduceras de olika recipientklasserna till enbart brackvatten (möjligen vik + hav). Den förväntade framtida utvecklingen före nästa istid kommer inte att förändra detta. Det innebär att alla utsläpp till biosfären förutsätts gå via Östersjöns vatten för typdefektscenariot som redovisas i avsnitt 12.3.

För SR 95 hämtas dosfaktorerna från Östersjöfallet i SKB 91 och kompletteras med data för Curium. Ingen tillförlitlig osäkerhetsanalys finns idag tillgänglig för dessa data.

Rutinen SUM41 används och här multipliceras det totala nuklidflödet från alla strömrör med dosfaktorn för varje nuklid. Slutligen summeras en totaldos. För detta förenklade fall med en enda typ av recipient (Östersjön) fordras inga strömrörberoende dosfaktorer.

11.6.12 Hantering av tidsberoende förändringar i geosfär och biosfär

Beskrivningen av geosfär och biosfär i beräkningskedjan avser dagens förhållanden. Beskrivningar av tidsberoende förändringar t ex landhöjningar eller förändringar av människans utnyttjande av naturen är inte inkluderade i modellerna. Motivet till detta är främst svårigheterna att göra rimliga prediktioner på samma detaljnivå som modellerna i övrigt arbetar med.

Vissa av de tidsberoende förändringarna kan beskrivas med variationsanalyser. En landhöjning kan exempelvis beskrivas med en variation av topografin i hydrologimodellen och en modifierad biosfärmodell. Detta diskuteras närmare i avsnitt 12.3.4. Andra förändringar kan behandlas i separata scenarier och beräkningsfall, exempelvis inverkan av en istid, se avsnitt 12.5.

12 SCENARIER/BERÄKNINGSFALL

I detta kapitel redovisas de kvalitativa och kvantitativa resultaten av analysen av valda scenarier. I separata avsnitt redovisas kvalitativa beskrivningar eller beräkningsresultat från huvudfall, variationer och känslighetsanalyser av

- normalscenario
- typdefektscenario
- glaciation
- jordbävningar
- effekter av mänsklig verksamhet
- kvarlämnade material i djupförvaret
- övriga scenarier.

I denna rapport redovisas analyser av en begränsad uppsättning scenarier. Redovisningarna baseras på material som till stora delar är under bearbetning till SR-I och utgör i första hand exempel på olika möjliga tillvägagångssätt vid scenarieanalyser.

12.1 INLEDNING

I detta kapitel analyseras de scenarier som valdes i kapitel 9. I en fullständig säkerhetsanalys ska de valda scenarierna tillsammans ge en så långt möjligt täckande bild av förvarets möjliga utvecklingsvägar. I SR 95 analyseras endast några av de viktigaste scenarierna. Eftersom SR 95 är en mall för säkerhetsanalys med illustrerande exempel, har scenarierna valts så att olika metoder för scenarieanalys blir belysta.

Först beskrivs, i normalscenariet, förvarets förväntade utveckling. Det är en beskrivande text med många hänvisningar till de funktionsanalyser som presenterades i kapitel 10.

I typdefektscenariet utreds konsekvenserna av allvarliga initiala defekter hos en liten del av kapslarna i förvaret. Detta scenario analyseras med långt drivna modellberäkningar.

Därefter diskuteras översiktligt scenarier orsakade av människans verksamhet. En mer detaljerad analys av ett bergborningsscenario, utförd som en sedvanlig riskanalys, redovisas också.

Glaciationsscenarier analyseras inte i SR 95. I avsnitt 12.5 ges dock en presentation av tänkbara yttre betingelser vid en glaciation samt av hur dessa skulle kunna påverka den geohydrologiska situationen. I avsnittet skisseras också hur en mer fullständig analys av en glaciation skulle kunna genomföras.

12.2 NORMALSCENARIET

12.2.1 Inledning

I detta avsnitt redovisas normalscenariet, dvs förvarets förväntade utveckling. Beskrivningen av normalscenariet är viktig framför allt av två skäl:

- Normalscenariet täcker de mest sannolika av förvarets tänkbara utvecklingsvägar
- Normalscenariet används som utgångspunkt för analysen av många andra scenarier

Redovisningen är relativt kort och bygger till stor del på de förutsättningar och funktionsanalyser som finns beskrivna i tidigare kapitel.

12.2.2 Förutsättningar

Förvaret ska utformas för att i första hand isolera avfallet. Om isoleringen skulle brytas ska utformningen även säkerställa att uttransport av radionuklider förhindras eller fördröjs samt att recipientförhållandena på förläggningsplatsen är gynnsamma.

Utformningen är gjord så att isoleringen vid förvarets normala funktion inte ska brytas. Kraven på utformning är därför i första hand relaterade till förvarets isolerande förmåga. Dessa kan sammanfattas i punktform för platsens geologiska förhållanden, kapseln och bufferten /12.2-1/.

Platsens geologiska förhållanden ska vara goda vad gäller

- mekanisk stabilitet hos berget,
- kemisk miljö för kapsel och buffert i grundvatten/berg,
- förekomst och transport av ämnen som kan korrodera kapseln,
- begränsningar av framtida intrång och alternativa användningar,
- grundvattenförhållanden.

Kapseln ska utformas och tillverkas så att den

- är tät vid deponering,
- tål kemisk påverkan från
 - syre och andra oxidanter som tillförs under förvarets bygg- och driftperiod,
 - ämnen som normalt kan förekomma i reducerande grundvatten,
- begränsar effekterna till följd av
 - yttre och inre korrosion genom radiolysprodukter,
 - inre korrosion från kvarvarande rester av syre och vatten,
- tål mekaniska påkänningar orsakade av
 - hydrostatiskt tryck på förvarsdjup,
 - svälltrycket från buffertmaterialet,

- extra laster vid en istid,
- berg rörelser orsakade av spänningsomlagringar som följd av förvarets utbyggnad.

Bufferten ska

- helt omsluta kapseln under lång tid – stanna kvar i deponeringsutrymmet,
- bära kapseln centrerad i deponeringshålet,
- förhindra strömning av grundvatten och därigenom fördröja intransporten av korroderanter,
- leda bort värme från kapseln,
- motstå kemisk omvandling under lång tid,
- inte äventyra kapselns och bergets möjligheter att uppfylla sina funktionskrav,
- utgöra ett plastiskt skydd för kapseln mot berg rörelser.

Utformningen som valts för att möta kraven beskrivs mer detaljerat och kvantifierat i kapitel 5; anpassningen till en specifik plats i kapitel 7. Mängden deponerat avfall ges i kapitel 4. I den diskussion om förvarets utveckling som här följer antas platsen uppfylla de ställda kraven. Beskrivningen är dock inte anpassad till någon specifik plats. Diskussionen inskränker sig vidare till förvaret för använt kärnbränsle.

12.2.3 Systemets förväntade utveckling

Temperatur

Resteffekten från det använda kärnbränslet gör att temperaturen i bufferten och i berget närmast deponeringshålen stiger till ett maximum omkring 10 år efter deponering, för att sedan långsamt sjunka. Beräkningar har visat att maxtemperaturen inte väsentligt överskrider 80°C. Förhöjd temperatur kommer att råda i tusentals år. Temperaturens förändring vid förvaret beskrivs närmare i avsnitt 10.2.

Bergmassa

Efter förslutning kommer berget kring förvaret och runt deponeringspositionerna att mätas med grundvatten. Tiden för detta beror på de lokala grundvattenförhållandena och kan variera kraftigt. Den bedöms vara minst ett år och sannolikt mer än 10 år för typiska förhållanden på aktuella djup i svensk granitisk berggrund.

Värmeutvecklingen från förvarskapslarna leder till att vidden av sprickorna i berget närmast deponeringshålet minskar, för att sedan åter öka då temperaturen sjunker. Temperaturökningen kan också skapa lokala konvektionsceller och marginellt ökade bergspänningar i närområdet, men detta bedöms inte påverka förvarets funktion.

Om 5 000–10 000 år förväntas en klimatförändring i Sverige med regional glaciation i fjällkedjan och permafrost i stora delar av övriga landet. En glaciation analyseras ofta som ett separat scenario, se vidare avsnitt 12.5. Sannolikheten för kapselskador till följd av en glaciation är starkt platsspecifik.

Vid valet av plats kommer platsens geologiska historia och förväntade långsiktiga utveckling att behöva belysas. Förvaringslarna kommer att placeras i positioner där sannolikheten för bergrörelser som skulle kunna leda till kapselskador kan bedömas vara mycket liten. Även för mycket långa tider är därför bedömningen att den normala utvecklingen är att berget ska utgöra en stabil miljö för förvaret. Se vidare avsnitt 10.3.

En mer detaljerad analys kan inte göras innan platsen är vald.

Buffert och närområdeskemi

Buffermaterialet ges initialt en hög vattenhalt, men är inte helt vattenmättat. Efterhand kommer bufferten att mättas med grundvatten från berget. Tiden för detta beror bl a av förloppet för vattenmättnad av berget kring respektive deponeringshål, se ovan. Vattenmättnad av bufferten uppskattas ta tiotals år under typiska förhållanden.

Temperaturökningen i bufferten till ca 80°C inverkar inte menligt på dess funktion. Buffertmaterialet är valt för att klara en temperatur av ca 130°C utan att funktionen påverkas.

Det använda buffertmaterialet, natrium-bentonit, består till stor del av natrium-smektit. Närvaron av calciumjoner i föroreningar och grundvatten förväntas leda till en gradvis omvandling från natrium- till calcium-smektit. En del av svälltrycket hos bufferten förloras då, men i övrigt behålls de viktiga egenskaperna hos materialet. Tiden för omvandlingen är av storleksordningen 100 000 år.

Konvertering av smektitmaterialet i bufferten till hydratiserad glimmer skulle kunna påverka funktionen. En sådan process tar dock miljontals år under de förhållanden som förväntas råda.

Kemin i närområdet kommer att bestämmas av buffertmaterialet och dess innehåll av föroreningar. Förändringar i den naturliga grundvattenkemin är därför av mindre betydelse. Bufferten förväntas ge pH-värden mellan 7 och 9, vilket är gynnsamt för de övriga barriärernas funktion.

Buffertens funktion under olika förhållanden analyseras mer ingående i avsnitt 10.5.

Kapseln

Kapseln ska utformas och tillverkas så att den är tät vid deponering. En viktig fråga är storlek och betydelse av de defekter som inte kan uteslutas genom de kontrollmetoder som kommer att användas. Den mindre sannolika förutsättningen att allvarliga initiala skador förekommer på kopparhöljet analyseras i typdefekts scenariet i avsnitt 12.3.

Kapseln kommer att utsättas för korrosionsangrepp från föroreningar i grundvattnet och buffertmaterialet. Under normala omständigheter bedöms koppar-

höljet ge ett tillräckligt korrosionskydd för att garantera kapselns funktion under miljontals år, se vidare avsnitt 10.4.

I kommande redovisningar ska hållfasthetsberäkningar visa att kapseln med hög sannolikhet tål de mekaniska laster som kan uppstå vid istider, spänningsomlagringar i berget, seismiska händelser, ojämnt svälltryck i bufferten etc.

Biosfären

Biosfärens utveckling inbegriper samhällets utveckling inklusive förändringar av människans utnyttjande av naturen. Biosfärens utveckling är behäftad med stora osäkerheter, även i vad som kan kallas ett "normalt" scenario. Utvecklingen förväntas dock inte leda till så genomgripande klimatförändringar, miljöförstöringar eller förändringar av annat slag att det får konsekvenser på förvarsdjup.

Inte heller antas människan i en normal utveckling frivilligt eller ofrivilligt tränga in i förvaret. Sannolikheten för ett intrång har reducerats genom att inte välja en plats med malmfyndigheter som är eller skulle kunna tänkas bli intressanta. Olika fall av intrång och miljöpåverkan, som alltså bedöms mindre sannolika, analyseras som separata scenarier, se avsnitt 12.4.

12.2.4 Konsekvenser av normalscenariet

Under normala omständigheter förväntas enligt ovan kapselns kopparhölje bibehålla sin barriärfunktion under miljontals år. Under denna tid avklingar avfallets radioaktivitet kraftigt. Efter omkring 100 000 år kommer den potentiella farligheten hos det deponerade avfallet att vara jämförbar med den hos det mineral som ursprungligen bröts för att tillverka bränslet.

I normalscenariet sker således inget utsläpp för mycket långa tider. Då koppar-kapselns barriärfunktion slutligen går förlorad är farligheten hos avfallet sedan lång tid jämförbar med naturligt förekommande fyndigheter av radioaktiva mineral.

12.3 TYPDEFEKTSCENARIET

I typdefektscenariet tänks en del av de deponerade kapslarna vara defekta. Defekten definieras som ett initialt hål, av en given storlek exempelvis genom en svetsfog. Ett utsläpp av radionuklider fås från de defekta kapslarna. De utsläppta radionukliderna kvarhålls och fördröjs av de tekniska och naturliga barriärerna. En del av utsläppet når slutligen biosfären.

I SR 95 används typdefektscenariet till att illustrera hur ett scenario analyseras med omfattande modellberäkningar. Förutsättningarna för beräkningarna som presenteras här är i vissa avseenden orealistiska. Platsvalet är exempelvis inte realistiskt såtillvida att den undersökta berggrunden vid Äspö inte rymmer hela det planerade djupförvaret. Den hydrogeologiska modellbeskrivningen har inte utnyttjat de platsdata som finns tillgängliga fullt ut. Vidare är den hydrogeologiska beskrivningen av platsen baserad på data från Äspö medan många transportparametrar för radionuklider ännu inte finns tillgängliga för Äspö. Dessa är

istället hämtade från SKB 91 där data från en annan plats (Finnsjön) användes för analysen.

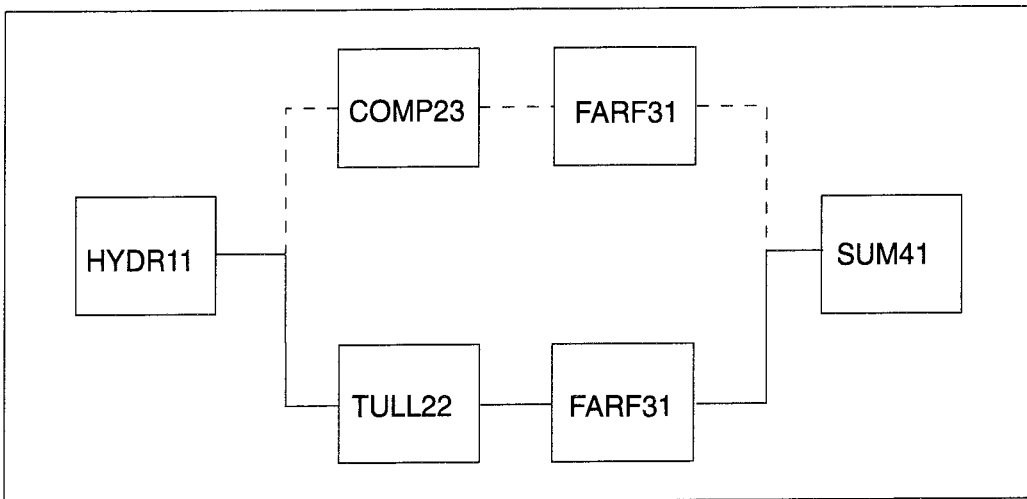
Typdefekts scenariet som det presenteras här tjänar ändå som en god illustration av hur en kvantitativ analys med modellberäkningar genomförs. Även de typer av resultat som presenteras stämmer väl med vad som kan ingå i en analys av ett mer realistiskt fall.

I det följande beskrivs förutsättningarna för modelleringen av typdefekts scenariet samt resultaten av beräkningarna. Därefter diskuteras kort vad några olika variationer i förutsättningarna för modelleringen kan tänkas ha för inverkan på resultaten.

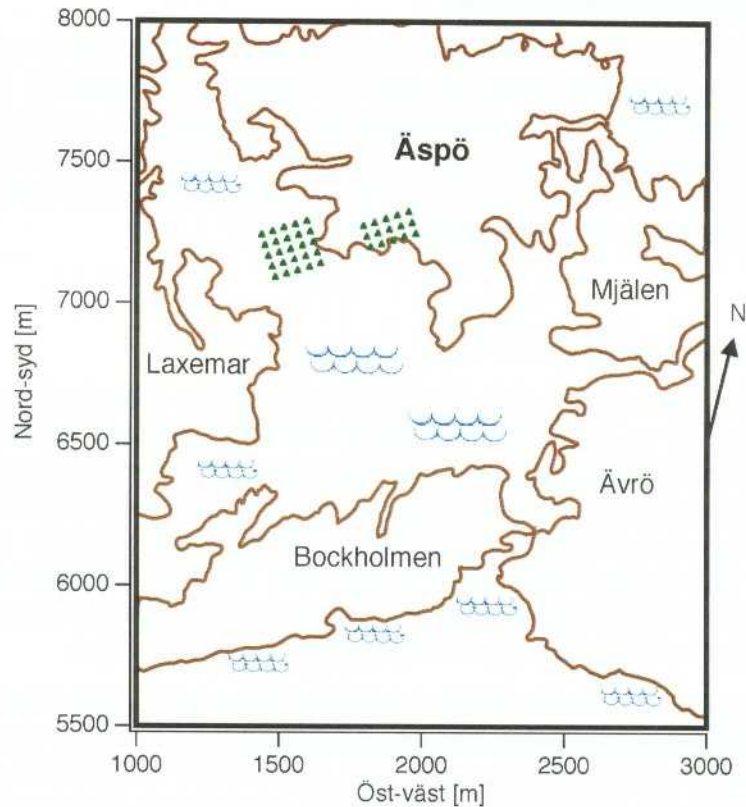
De modeller som används i beräkningskedjan tar inte hänsyn till den vätgas som kan förväntas bildas då den inre stålbehållaren kommer i kontakt med grundvatten. En effekt av gasproduktionen, nämligen radionuklidtransport i gasfas, diskuteras slutligen i avsnitt 12.3.4.

12.3.1 Förutsättningar för beräkningen

Beräkningarna för typdefekts scenariet genomförs med en modellkedja enligt figur 12.3-1. Graden av probabilism i beräkningen har hållits låg, se avsnitt 11.6.4. För att nå en rimlig precision i beräkningarna har 100 realiseringar av kedjan genomförts. Andra allmänna överväganden vid modelleringen har diskuterats i avsnitt 11.6.



Figur 12.3-1. Modellkedjan för typdefekts scenariet. Hydrogeologiberäkningarna hanteras av modulen HYDR11, närzonstransporten med TULL22. Fjärrzonstransport beräknas i FARF31 och biosfären modelleras med separat beräknade dosfaktorer som slutligen inkluderas i beräkningen via summeringsmoduler (förenklat i figuren). I kommande arbeten planeras närområdesberäkningarna att göras med modulen COMP23 för kapslar med initiala skador, och med TULL22 för initialt intakta kapslar.



Figur 12.3-2. Modellområdet för de geohydrologiska beräkningarna med de 40 förvarssegmenten markerade med trianglar. Varje segment representerar 10 kapslar. Förvaret är placerat på 450 m djup. Koordinaterna är angivna i det sk Äspö-systemet.

Förvarets lokalisering och utformning

Förvaret är ännu inte lokaliserat. För analysen har använts data representativa för området kring Äspölaboratoriet i Oskarshamns kommun. Det huvudsakliga skälet till att denna plats valts för beräkningsfallet är att en omfattande geovetenskaplig databas finns tillgänglig för Äspö. Platsen beskrivs närmare i kapitel 6.

Förvarsutformningen bygger på KBS-3 utförande. Storleken hos förvaret i beräkningen är ca 10 procent av den prognosticerade storleken hos ett svenskt djupförvar. Det modellerade förvaret omfattar 400 kapslar placerade på 450 m djup. Detaljerna i utformningen beskrivs i kapitel 7 samt i /12.3-1/.

Figur 12.3-2 visar förvarsplatsen med kapselsegmentens positioner markerade. Bilden omfattar modellområdet för de hydrologiska beräkningarna med HYDRASTAR, se nedan. Förvarslayouten har inte i detalj optimerats med hänsyn till hydrogeologiska data om platsen. Enligt nuvarande tolkning av NNW-strukturernas karaktär, tillåts de skära deponeringstunnlar men inte enskilda deponeringshål. I detta illustrerande exempel har dock NNW-strukturen inte undvikits. Se vidare figur 12.3-3a.

Radionuklidinventarium

Beräkningar av radionuklidinventariet utifrån driftdata för det svenska kärnkraftsprogrammet beskrivs i avsnitt 4.2. Många av nukliderna i inventariet har försumbar betydelse för säkerheten. Ett metodiskt urval av radionuklider görs därför inför en säkerhetsanalys, även detta finns beskrivet i avsnitt 4.2. I modelleringen av typdefekts scenariet har inventariet reducerats ytterligare något vilket beskrivs och motiveras i avsnitt 11.6.9.

Kapsel, kapselskador

Koppar-stål kapseln som används i beräkningarna beskrivs i avsnitt 5.3. Sannolikheten för en initial kapselskada har satts till 0,001 per kapsel. Skadan antas vara ett hål med diametern 5 mm^2 som går genom kopparkapseln. Det är svårt att göra realistiska uppskattningar av såväl sannolikhet för som storleken på initiala kapselskador. Dessa storheter är avhängiga tillverknings- och kontrollmetoder för kapseln, vilka idag inte lagts fast. Det är dock troligt att sannolikheten och framförallt storleken är kraftigt överskattade i de angivna antagandena. Kapseldata till beräkningarna finns angivna i tabell 12.3-1.

För kapslar utan initial defekt modelleras fallen att kapselns barriärfunktion går förlorad antingen till följd av inre övertryck eller korrosion. Med använda data för kapsel och närområde uppskattas, med stöd av modellberäkningar, att initialt intakta kapslar kommer att förstöras av korrosion efter mer än 100 miljoner år. Ett kritiskt inre övertryck utbildas inte förrän efter ännu längre tider.

Hydrogeologiberäkningar

De hydrogeologiska beräkningarna genomförs med programmet HYDRASTAR, i modellkedjan benämnd HYDR11, över ett område av $2,5 \times 2 \times 2 \text{ km}^3$, se figur 12.3-2. Den hydrogeologiska modellen i beräkningen baseras på platsbeskrivningen i kapitel 6. Förvarsområdet delas i hydrologiberäkningen in i 40 segment där varje segment representerar 10 kapslar. Varje segment svarar mot ett strömrör, se avsnitt 11.6.10. För att reducera risken för orealistiska randeffekter används resultat från beräkningar i ett större område för att ge randvillkor till beräkningen med HYDR11. Programmet HYDR11 beskrivs närmare i avsnitt 11.2.4. Allmänna överväganden vid val av beskrivning av geohydrologiska förhållanden redovisas i avsnitt 11.6.5.

Valet av statistisk beskrivning har gjorts efter analys av mätdata från Äspö. Mätdata utgörs av vatteninjektionstester utförda i borrhål med 3 och 30 meters manschettavstånd. Den statistiska analysen visar låg rumslig korrelation /11.2-9/. Variansen för $^{10}\log K$ sattes till 2,3 i beräkningarna.

Radionuklidtransport närzon

För radionuklidtransporten i närzonen används idag en sk resistormodell, TULL22. I kommande arbeten avses en kompartmentmodell, COMP23, användas för att beräkna transport från initialt skadade kapslar och TULL22 för initialt intakta kapslar. Kompartmentmodellen beskriver väl dynamiska förlopp i närzonen vilket är önskvärt vid tidiga utläckage. Resistormodellen kräver mind-

re datorkraft samtidigt som den tillräckligt väl beskriver förloppen vid läckage efter långa tider.

Radionuklidtransport i närzonen i allmänhet liksom de två använda modellerna diskuteras närmare i avsnitt 11.3. Närområdesgeometrin beskrivs i kapitel 5. Indata för beräkningarna i närområdet anges i tabellerna 12.3-1 och 12.3-2.

Radionuklidtransport fjärrzon

Modelleringen av radionuklidtransport i fjärrzonen baseras på strömrörsbegreppet, se under hydrogeologiberäkningar ovan. Resultaten från strömrörsberäkningarna i hydrogeologimodellen används i modulen FARF31 för att beräkna radionuklidtransport i fjärrzonen. Fjärrrområdesberäkningarna resulterar i nuklidspecifika aktivitetsmängder som släpps ut i biosfären. Nuklidtransport i fjärrzonen i allmänhet diskuteras i avsnitt 11.4, modellen FARF31 i avsnitt 11.4.4. Indata för beräkningarna i fjärrområdet anges i tabell 12.3-3.

Tabell 12.3-1. Icke nuklidspecifika data som använts till närområdesmodellen TULL22

Kapselns höjd	4,833 m
Kopparhöljets innerdiameter	0,950 m
Kopparhöljets ytterdiameter	1,050 m
Deponeringshålets diameter	1,75 m
Avstånd mellan kapsel och sula	2,5 m
Avstånd mellan kapslar	6 m
Avstånd mellan orter	25 m
Störda zonens utbredning	1 m
Porositet i störda zonens utbredning vid tunneln	10^{-4}
Effektiv diffusivitet i berget	$3,2 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{år}$
Faktor för effektiv diffusivitet i bentonitplugg	10
Sannolikhet för initial kapselskada	0,001
Håldiameter vid initial kapselskada	2,5 mm
Maximalt heliumtryck	29 MPa
Kapselns voidvolym	1 m^3
Gropfrätningsfaktor	2
Korrosionsdjup vid deponering	0,07 mm
Koncentration av HS^- i grundvatten	$0,013 \text{ mol}/\text{m}^3$
Viktandel svavel i bentoniten	0,13 %
Effektiv diffusivitet för HS^- i bentonit	$3,2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{år}$
Avstånd mellan sprickor i deponeringshålen	0,5 m
Sprickvidd	0,05 mm
Diffusivitet i vatten	$6,3 \cdot 10^{-2} \text{ m}^2/\text{år}$
Torrdensitet för bentonit	$1.600 \text{ kg}/\text{m}^3$
Porositet för bentonit	0,25
Tiden mellan kapselskada och första utläckage	0

Tabell 12.3-2. Elementspecifika data för närområdet. IRF (Instant Release Fraction) anger andelen av inventariet som antas vara tillgänglig för omedelbar upplösning.

Element	Effektiv diffusivitet i bentonit $\text{m}^2/\text{år}$	K_d i bentonit m^3/kg	Löslighet mol/m^3	IRF
Am	$3,2 \cdot 10^{-3}$	3	$2 \cdot 10^{-5}$	
Cm	$3,2 \cdot 10^{-3}$	3	$2 \cdot 10^{-5}$	
Pu	$3,2 \cdot 10^{-3}$	50	$2 \cdot 10^{-5}$	
U	$3,2 \cdot 10^{-3}$	3	$2 \cdot 10^{-4}$	
Th	$3,2 \cdot 10^{-3}$	3	$2 \cdot 10^{-7}$	
Ra	0,79	0,5	$1 \cdot 10^{-3}$	
Np	$3,2 \cdot 10^{-3}$	3	$2 \cdot 10^{-6}$	
Pa	0,79	3	$3 \cdot 10^{-4}$	
C	$3,2 \cdot 10^{-3}$	0	hög	0,5
Cl	$7,9 \cdot 10^{-5}$	0	hög	0,1
Se	$3,2 \cdot 10^{-3}$	0,003	$1 \cdot 10^{-17}$	
Sr	0,79	0,01	hög	0,05
Tc	$3,2 \cdot 10^{-3}$	0,1	$2 \cdot 10^{-5}$	
Pd	$3,2 \cdot 10^{-3}$	0,01	$2 \cdot 10^{-3}$	
I	$7,9 \cdot 10^{-5}$	0	hög	0,1
Cs	0,79	0,05	hög	0,05

Tabell 12.3-3. Data för fjärrområdesmodelleringen.

Peclets tal (dispersion)	2
Kontaktyta	$1\ 000\ \text{m}^2/\text{m}^3$ vatten
Effektiv diffusivitet i berget	$3,2 \cdot 10^{-6}\ \text{m}^2/\text{år}$
Diffusionsporositet i bergmatrisen	0,005
Maximalt penetrationsdjup i berget	10 m

Element	K_d (m^3/kg) i berget	Element	K_d (m^3/kg) i berget
Cm	0,2	C	0,001
Am	0,2	Cl	0
Pu	0,2	Se	0,001
U	2	Sr	0,015
Th	2	Tc	1
Ra	0,15	Pd	0,001
Np	2	I	0
Pa	1	Cs	0,15

Biosfärsmodellering

Hydrogeologiberäkningarna visar att den övervägande delen av utflödet av grundvatten från förvarsområdet sker till Östersjön, se avsnitt 12.3.2.1. I biosfärsmodelleringen har därför antagits att allt utsläpp av radionuklider från förvaret sker till Östersjön. Modelleringen genomförs utanför modellkedjan och resulterar i nuklidspecifika doskonverteringsfaktorer för Östersjön. Beräkningarna finns närmare beskrivna i avsnitt 11.5. De resulterande doskonverteringsfaktorerna finns angivna i tabell 12.3-4. De beräknade utsläppen från fjärrområdet omvandlas till dos till kritisk grupp genom enkla multiplikationer och summeringar i ett antal summeringsmoduler, i figur 12.3-1 återgivna samlat med modulen SUM41. Konsekvenserna för biosfärsmodelleringen av förväntad landhöjning diskuteras i avsnitt 12.3.3.

Tabell 12.3-4. Doskonverteringsfaktorer från biosfärsmodelleringen.

Nuklid	Faktor Sv/Bq	Nuklid	Faktor Sv/Bq
Cm-246	$6,0 \cdot 10^{-16}$	C-14	$3,5 \cdot 10^{-17}$
Pu-242	$3,7 \cdot 10^{-16}$	Cl-36	$2,0 \cdot 10^{-18}$
U-238	$3,8 \cdot 10^{-16}$	Se-79	$2,9 \cdot 10^{-16}$
U-234	$4,2 \cdot 10^{-16}$	Sr-90	$8,2 \cdot 10^{-18}$
Th-230	$1,9 \cdot 10^{-16}$	Tc-99	$1,8 \cdot 10^{-19}$
Ra-226	$4,9 \cdot 10^{-15}$	Pd-107	$2,0 \cdot 10^{-19}$
Cm-245	$6,0 \cdot 10^{-16}$	I-129	$4,1 \cdot 10^{-16}$
Am-241	$7,8 \cdot 10^{-16}$	Cs-135	$1,1 \cdot 10^{-17}$
Np-237	$5,9 \cdot 10^{-16}$	Cs-137	$6,1 \cdot 10^{-17}$
U-233	$4,3 \cdot 10^{-16}$		
Th-229	$2,3 \cdot 10^{-15}$		
Am-243	$7,8 \cdot 10^{-16}$		
Pu-239	$4,2 \cdot 10^{-16}$		
U-235	$4,0 \cdot 10^{-16}$		
Pa-231	$5,3 \cdot 10^{-14}$		

12.3.2 Resultat

Totalt genomfördes 100 realiseringar av modellkedjan för typdefektscenariet. Skillnaderna mellan realiseringarna orsakas av de stokastiska inslagen i beräkningarna. Dessa finns dels vid beräkningen av konduktivitetfältet (se nedan), dels vid bestämningen av antal och placering av initialt skadade kapslar.

Resultaten från beräkningarna presenteras först i form av delresultat från de hydrogeologiska beräkningarna. Därefter beskrivs slutresultatet från exekveringen av modellkedjan, som dos- och utsläppskurvor för biosfären.

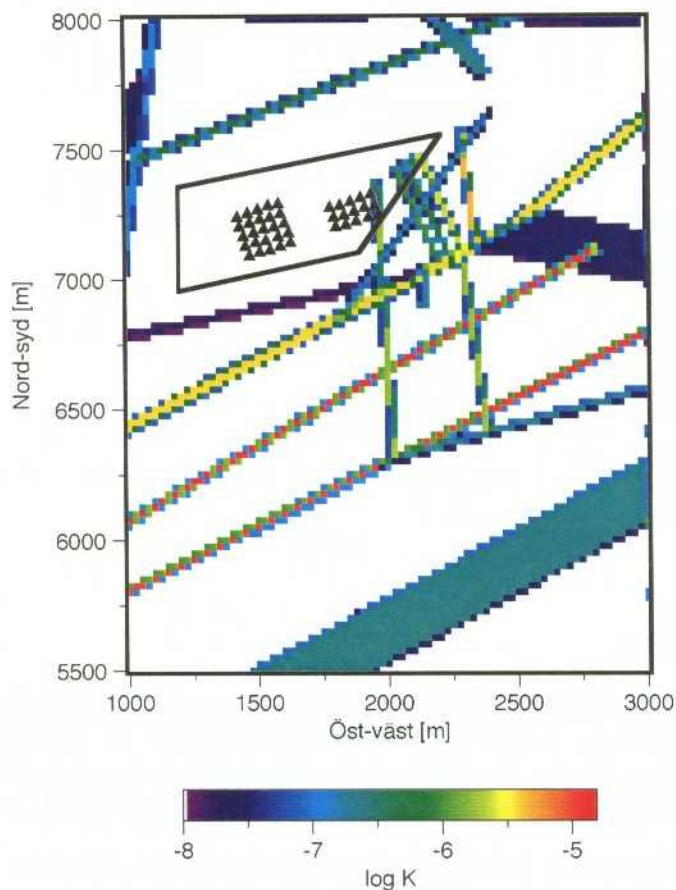
12.3.2.1 Hydrogeologiska beräkningar

I detta avsnitt redovisas resultat från beräkningarna av

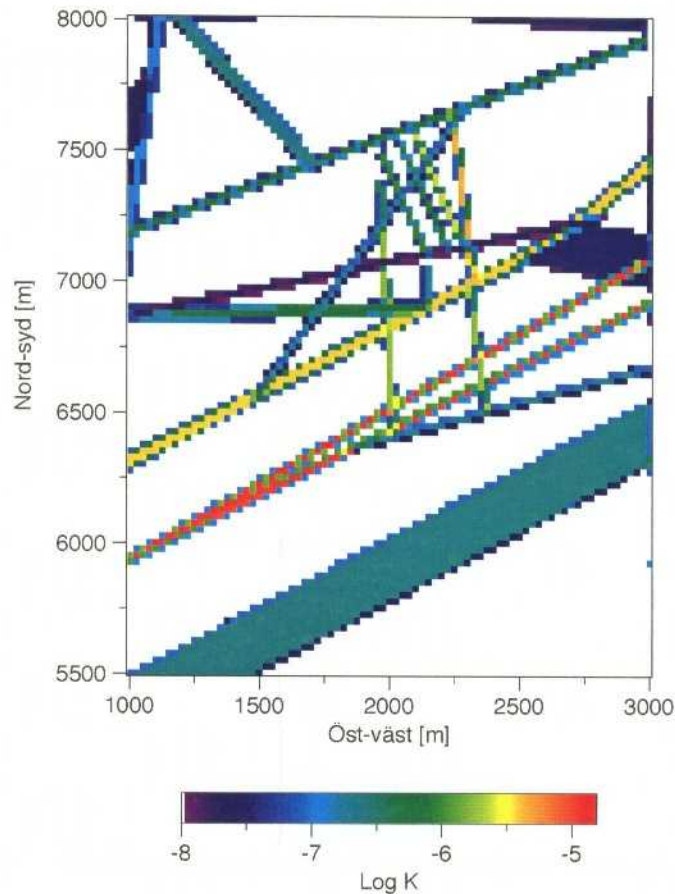
- konduktivitetsfält,
- strömbanor och utströmningsområden,
- vattentransporttider samt
- grundvattenflöden på försvarsnivå.

Konduktivitetsfält

I ett första steg beräknas den hydrauliska konduktiviteten för modellområdet. Beräkningen baseras på data från hydrogeologiska undersökningar av platsen. Figur 12.3-3a visar konduktiviteten i sprickzonerna för ett utsnitt av modellområdet på försvarsdjupet 450 m såsom den beräknats av HYDRASTAR. Motsvarande resultat för modellområdets översta skikt visas i figur 12.3-3b. Beräkningen är stokastisk och varje realisering är en lika sannolik representation av det verkliga konduktivitetsfältet. Tolkade konduktivitetsdata från borrhål har använts för att styra fältet genom betingad simulering /11.2-23/.



Figur 12.3-3a. Konduktivitetsfältet i sprickzonerna på 450 m djup som det beräknats av HYDR11. Sprickzonernas lägen kan jämföras med den geologiska strukturmodellen given i figur 6.4-1. Intakt berg visas vitt i figuren för att sprickzonerna ska framstå tydligare. Notera att några försvarssegment skärs av en sprickzon i NNW-riktning. Denna zon är av mindre hydraulisk betydelse men hade i ett realistiskt fall sannolikt ändå undvikits vid utplaceringen av deponeringshål.



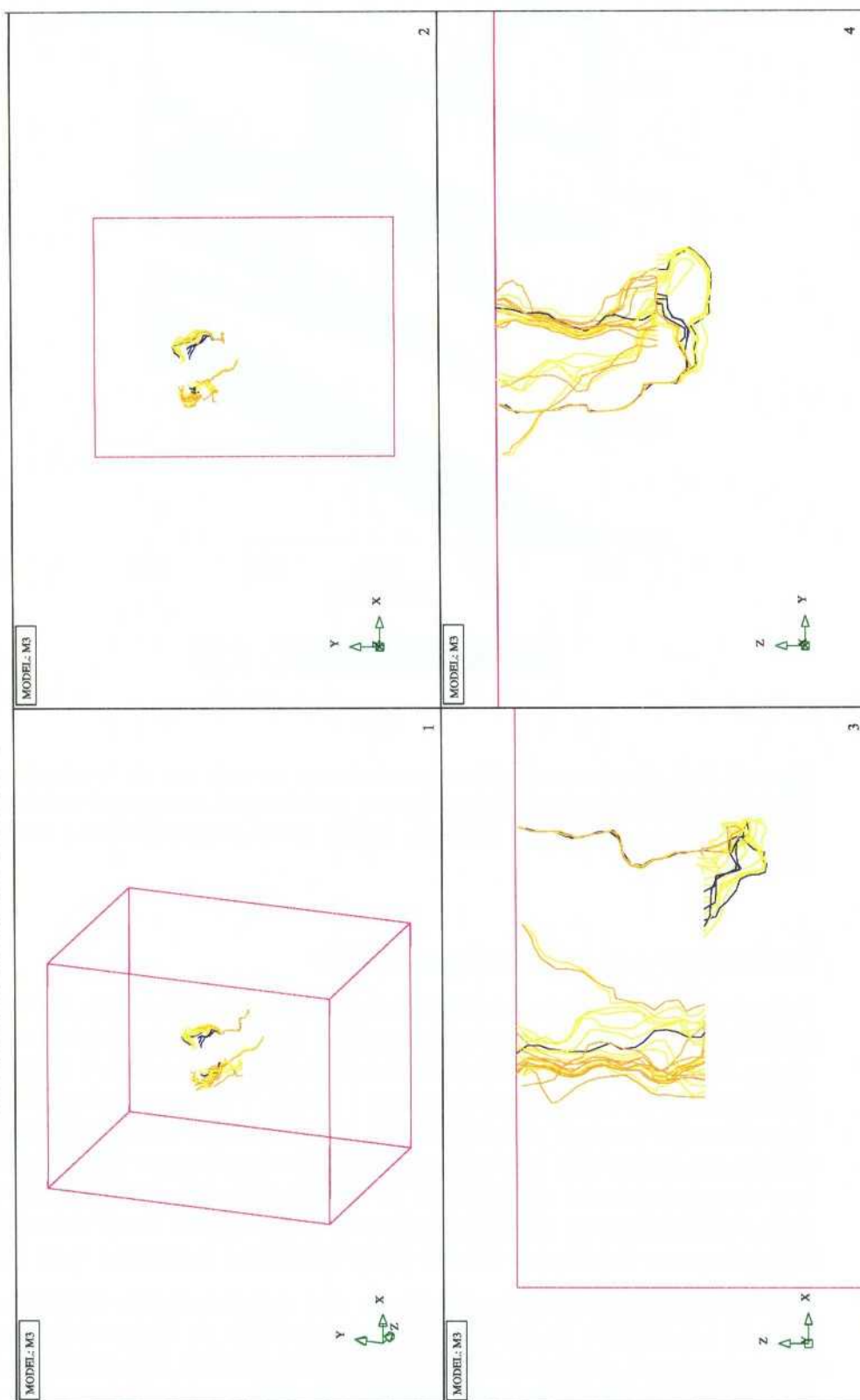
Figur 12.3-3b. Konduktivitetetsfältet i sprickzonerna vid ytan som det beräknats av HYDR11. Sprickzonernas lägen kan jämföras med den geologiska strukturmodellen given i figur 6.4-1. Intakt berg visas vitt i figuren för att sprickzonerna ska framstå tydligare.

Strömbanor och utströmningsområden

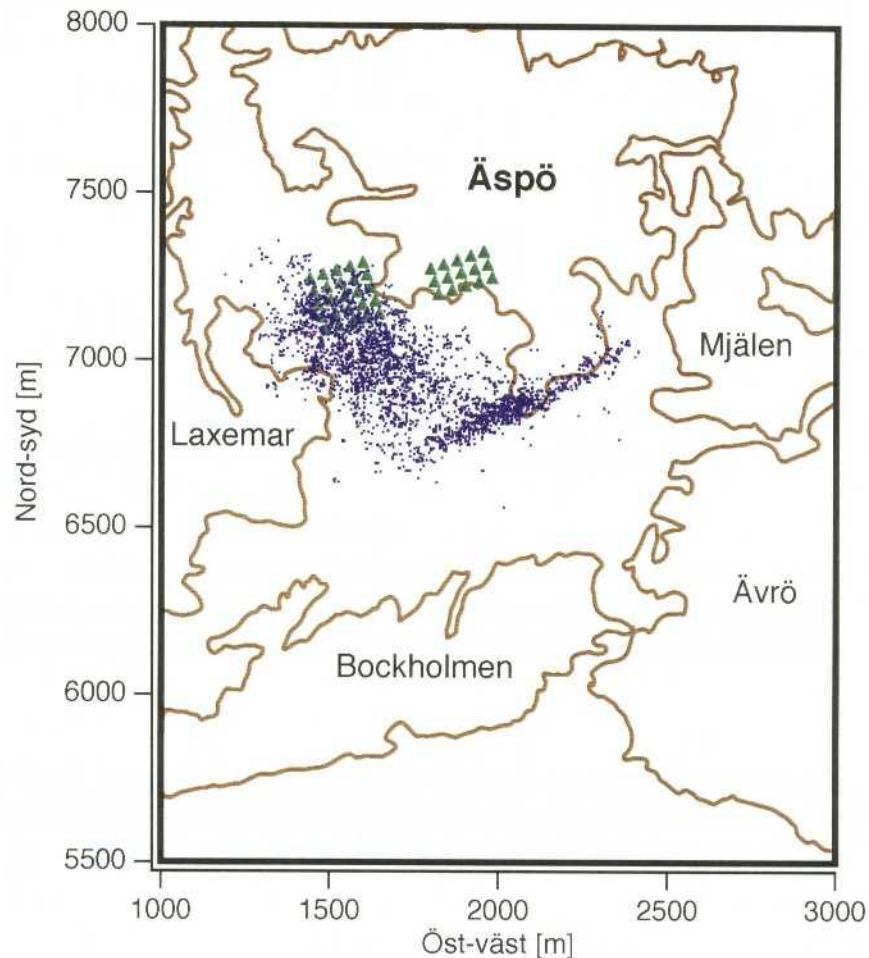
Sedan bergets hydrauliska konduktivitet i modellområdet bestämts för varje realisering kan strömbanor och transporttider för grundvattnet från förvaret beräknas. Förvarsområdet har då delats in i 40 segment som vart och ett utgör utgångspunkten för ett strömrör (se avsnitt 11.6.10). Tillsammans representerar strömrörerna det samlade vattenflödet från förvarsområdet. För att kartlägga flödesvägarna används sk partikelbanspårning. Det innebär att en tänkt partikel som transporteras med vattenflödet i ett strömrör följs från förvaret tills den lämnar modellområdet. Flödet kan på så vis åskådliggöras i både tid och rum. Projektionen av strömbanor från en typisk realisering redovisas i figur 12.3-4.

Utströmningspunkterna för partikelbanor i det aktuella modellområdet visas i figur 12.3-5. Figuren visar det samlade resultatet från de 40 strömbanorna och 100 realiseringar, dvs totalt 40×100 utströmningspunkter. Olika utfall av den stokastiska modelleringen av konduktiviteten skiljer realiseringarna från varandra. Över 99 procent av partiklarna har efter 10 000 år nått den övre modellranden. Resterande partiklar har transporttider över 10 000 år, se nedan.

Illustration av strömbanor. Resultat från HYDRASTAR



Figur 12.3-4. Strömbanor från förvaret för en typisk realisering. Vyerna är 1) för att ge perspektiv, 2) ovanifrån, 3) från blockets södra sida samt 4) från blockets östra sida. Se figur 12.3-2 för att orientera blocket i förhållande till Äspös geografi. Färgernas betydelse: röd: vattentransporttid <10 år, gul: 10–100 år, blå: 100–1 000 år, indigo: 1 000–10 000 år. Beräkningarna är baserade på en flödesporositet av 10^{-4} .



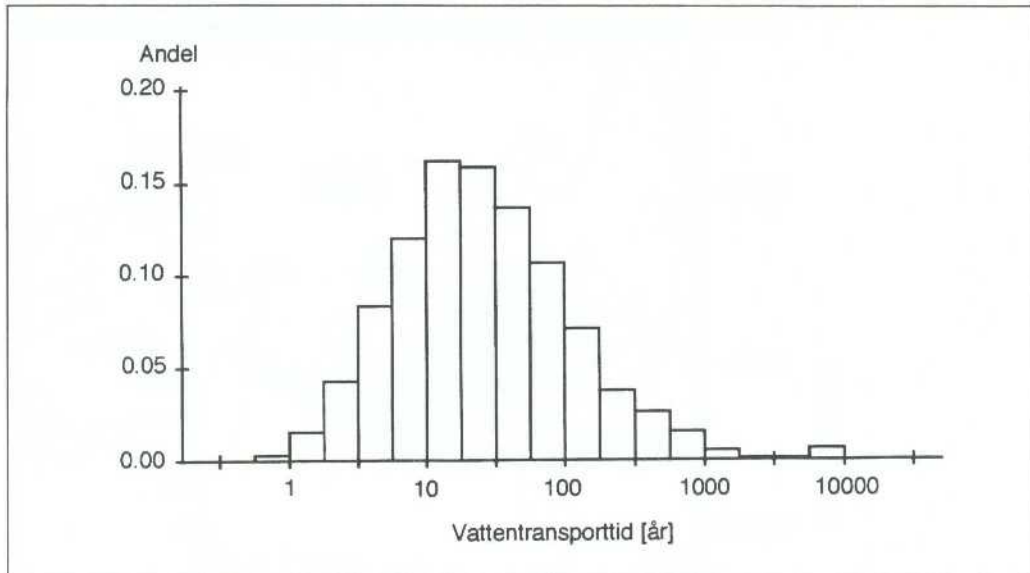
Figur 12.3-5. Utströmningsområdet för strömrören från förvaret. Bilden visar situationen efter 10 000 år. Varje slutposition för de 4000 partikelbanorna markeras med en punkt. Den överväldigande majoriteten av strömbanorna mynnar i Östersjöns vikar. Slutpunkterna i modelleringen ligger i modellens översta block, 25 m under ytan. Även partiklar med slutpunkter under land, inom omkring 100 m från strandlinjen förväntas i verkligheten mynna i Östersjön, beroende på de hydrauliska förhållandena nära ytan. Jämför även med sprickzonerna i figur 12.3-3b.

Som framgår av figur 12.3-5 mynnar den överväldigande delen av strömrören i vikar i Östersjön. Detta stöder antagandet att doskonverteringsfaktorer för Östersjön kan användas vid beräkningen av dos till kritisk grupp i dagens biosfär. Förväntad landhöjning gör att dessa doskonverteringsfaktorer med tiden blir orealistiska. Detta diskuteras vidare i avsnitt 12.3.3.

Vattentransporttider

Transporttiden för partiklar som förs med grundvattenflödet från förvaret till ytan beräknades i HYDRASTAR. Resultatet av 100 realiseringar av vardera 40 strömrör visas i figur 12.3-6. Majoriteten av transporttiderna ligger mellan 10 och 100 år. Transporttiderna ligger sedan till grund för modelleringen av flödet av radionuklider i fjärrzonen.

Beräkningarna baseras på en konstant flödesporositet av 10^{-4} vilket är en kraftig förenkling, se vidare avsnitt 11.2. Vidare har ingen hänsyn tagits till de rela-

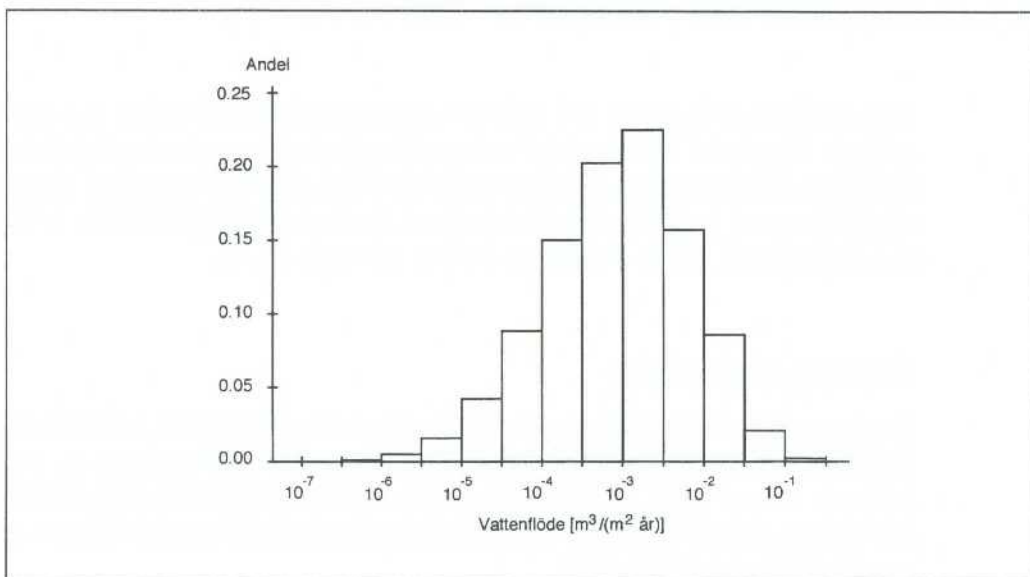


Figur 12.3-6. Fördelningen av tider för grundvattentransport av partiklar från förvaret till ytan. Beräkningarna är baserade på en flödesporositet av 10^{-4} .

tivt höga salthalter som finns för det djupa grundvattnet på Äspö. Saliniteten ger densitetseffekter på grundvattenflödet. Båda dessa förenklingar är relativt grova och ger konservativa (orealistiskt korta) transporttider.

Grundvattenflöden på förvarsnivå

Grundvattenflödet på förvarsnivå har betydelse bl a för utläckaget av radionuklider från närzonen. Med hjälp av konduktivitetetsfältet kan dessa grundvattenflöden beräknas. Figur 12.3-7 visar resultatet från 100 realiseringar av konduktivitetetsfältet. Typiska flöden ligger kring 1 liter/($m^2 \cdot \text{år}$).



Figur 12.3-7. Fördelning av grundvattenflödet på förvarsnivå så som det beräknats av HYDR11.

12.3.2.2 Dos- och utsläppsberäkningar

I detta avsnitt redovisas resultat från beräkningar av

- årsdos som funktion av tid,
- maximala årsdoser samt
- utsläpp av fissionsprodukter och alfastrålare.

För var och en av de 100 realiseringarna av modellkedjan görs beräkningar av utsläpp och doser till biosfären. Dessa beräkningar sträcker sig till tiden 10^7 år efter förvarets förslutning.

Som nämnts modelleras tre olika orsaker till kapselbrott med därpå följande utläckage av radionuklider: en initial kapselskada, korrosion av kopparkapseln samt kapselbrott till följd av inre övertryck orsakat av heliumuppbyggnad.

Med aktuella förutsättningar för beräkningarna uppskattas korrosion leda till kapselgenombrott efter 10^8 till 10^9 år, dvs tider som ligger utanför beräkningen. Ett kritiskt övertryck i kapslarna uppskattas uppkomma först efter betydligt längre tider. Resultaten från modellkedjan återspeglar därför endast utsläpp orsakade av initiala kapselskador.

Med de givna förutsättningarna (400 kapslar, sannolikhet för initial kapselskada 1 promille) kommer omkring 2/3 av realiseringarna att inte innehålla någon skadad kapsel. Resultatet för dessa realiseringar blir därför att inga radionuklider släpps ut.

För den tredjedel av realiseringarna som innehåller en eller fler skadade kapslar beräknas utsläpp av radionuklider till biosfären som funktion av tid. Även årsdos till kritisk grupp (se avsnitt 11.5) i biosfären som funktion av tid beräknas.

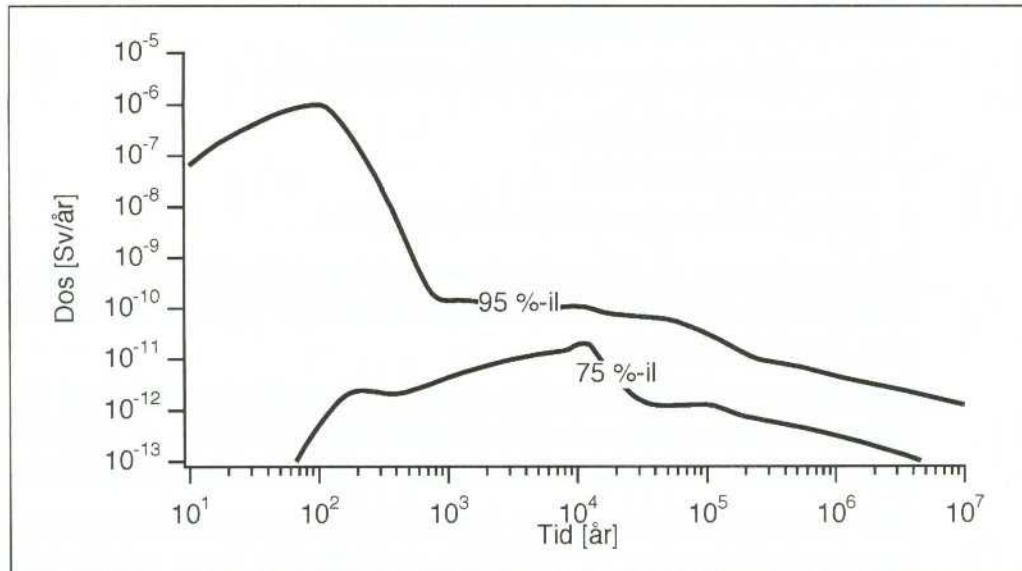
Årsdos som funktion av tid

Den sammanlagda årsdosen från samtliga radionuklider har beräknats som funktion av tid. Figur 12.3-8 visar resultatet från två olika realiseringar. Den övre kurvan når sitt maxvärde, ca 10^{-6} Sv/år, efter ungefär 200 år. Den undre, som är resultatet av en annan realisering, har ett maxvärde av ca 10^{-11} Sv/år. Sådana maxvärden har bestämts för doskurvorna från var och en av de 100 realiseringarna. Maxvärdena söktes i det begränsade tidsintervallet 0–10 000 år. Kurvorna har sedan sorterats efter sina maxvärden. Den övre kurvan benämns 95-percentil. Det betyder att 95% av realiseringarna hade ett lägre maxvärde än denna kurva. Den undre kurvan visar resultatet för 75-percentilen.

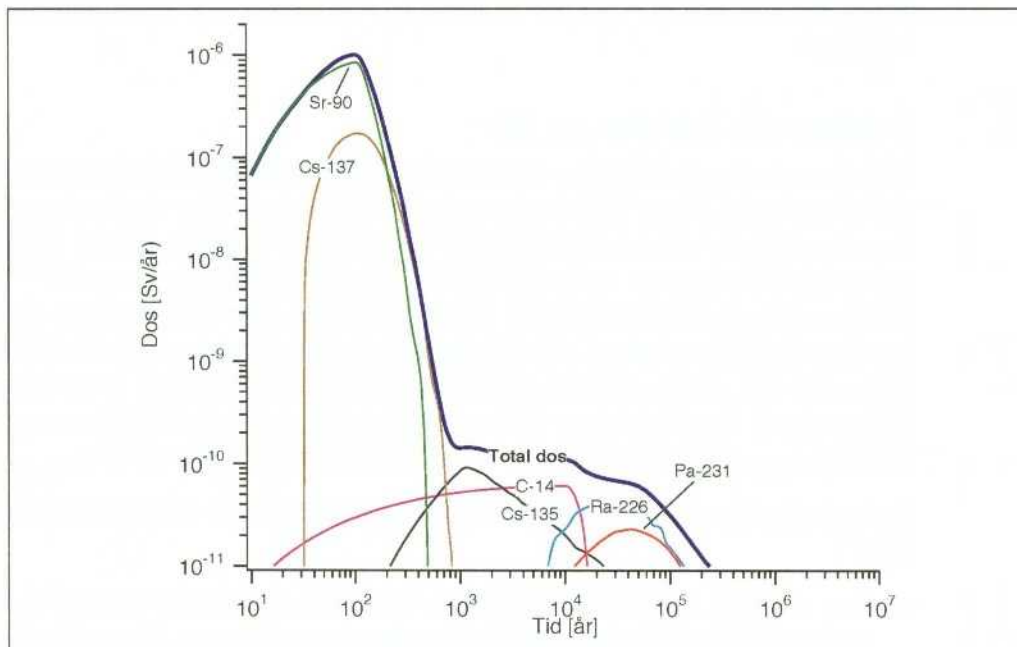
Doserna är, speciellt för korta tider, orealistiskt höga av framför allt följande skäl:

- Den använda närområdesmodellen, TULL22, överdriver utsläppen från närzonen för korta tider. Den kompartmentmodell som i kommande analys ska användas för närområdet ger mer realistiska resultat. Se vidare avsnitt 11.3.3.
- Transporttiderna genom fjärrområdet är, som redan konstaterats i avsnitt 12.3.2.1, orealistiskt snabba.

Figur 12.3-9 visar årsdosen från 95-percentilen uppdelad i olika radionuklider. Den maximala årsdosen från denna realisering är omkring 10^{-6} Sv/år och in-



Figur 12.3-8. Årsdos för kritisk grupp till följd av läckande kapslar i ett tänkt förvar under Äspö. Figuren visar realiseringarna som benämns 75- respektive 95-percentil. Detta innebär följande: För varje realisering noteras storleken av den maximala årsdosen i tidsintervallet 0-10 000 år. Den realisering som kallas 95-percentil har högre maxdos i tidsintervallet än 95 % av samtliga realiseringar. Den modellerade förvarsstorleken är ca 10 procent av det planerade djupförvaret. Resultatet kan inte enkelt omräknas till ett förväntat resultat för ett förvar av full storlek.

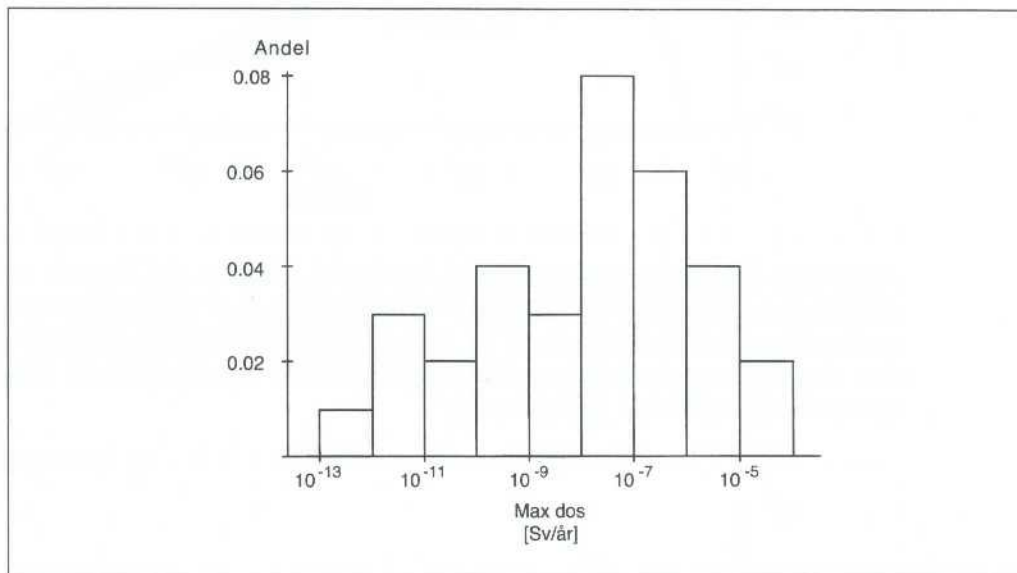


Figur 12.3-9. Årsdos som funktion av tid för kritisk grupp till följd av utsläpp från läckande kapslar. Realiseringen som visas i figuren är 95-percentilen med avseende på maxdos i intervallet 0-10 000 år. Den modellerade förvarsstorleken är ca 10 procent av det planerade djupförvaret. Resultatet kan inte enkelt omräknas till ett förväntat resultat för ett förvar av full storlek.

träffar efter ca 200 år. För att sätta resultaten i perspektiv kan nämnas att den naturliga bakgrundsstrålningen i Sverige är omkring 10^{-3} Sv/år. Maximalt tillåten dosbelastning från kärntekniska anläggningar är i Sverige idag 10^{-4} Sv/år.

Maximala årsdoser

Statistiken för de maximala doserna framgår av figur 12.3-10. Figuren visar fördelningen av maxdoser för de 33 realiseringar som resulterade i utsläpp.



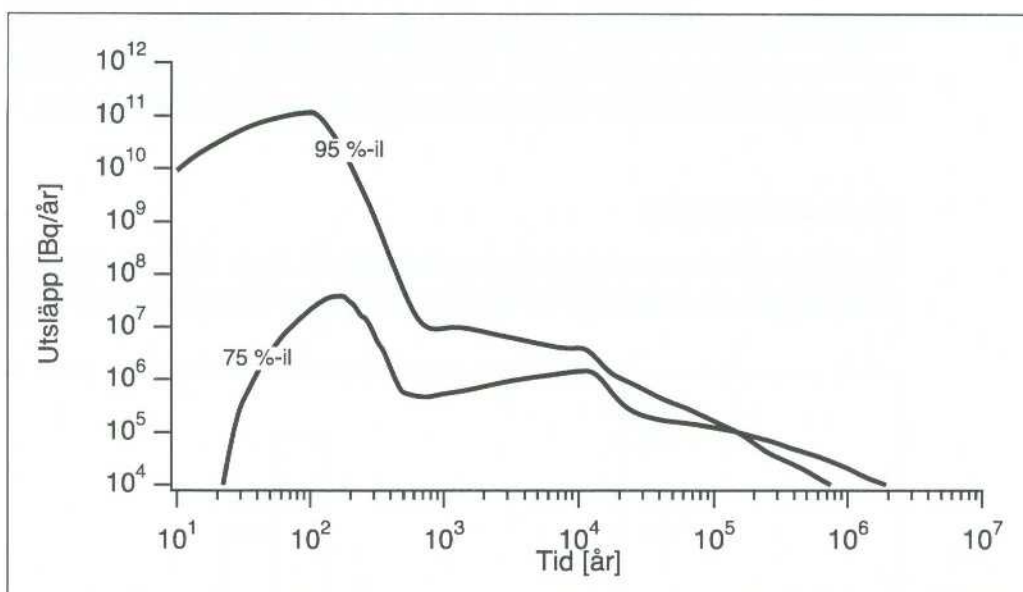
Figur 12.3-10. Histogram för maximal dos fram till 10 000 år för de 33 realiseringar som gav något utsläpp. Den modellerade förvarstorleken är ca 10 procent av det planerade djupförvaret. Resultatet kan inte enkelt omräknas till ett förväntat resultat för ett förvar av full storlek.

Utsläpp av fissionsprodukter och alfastrålare

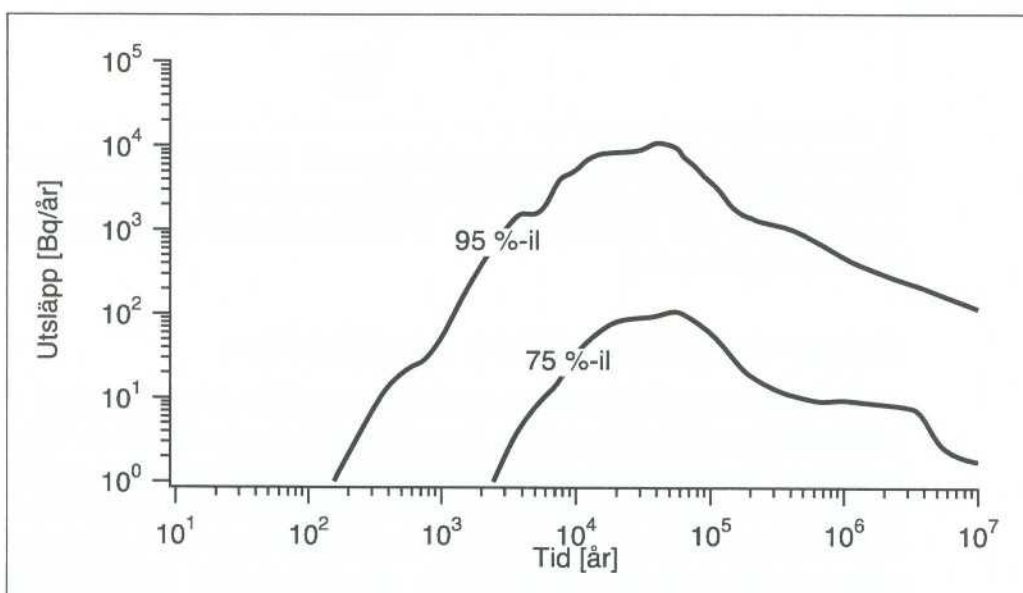
Osäkerheterna kring biosfärens utseende i framtiden blir stora efter i dessa sammanhang relativt korta tider. Även dosberäkningarna, som ju bygger på en modell av biosfären, blir därmed efterhand behäftade med stora osäkerheter. För att ge ett mått på konsekvenserna av typdefektscenariet även efter längre tider redovisas därför även utsläpp av radionuklider uttryckt i aktivitet, dvs ett mått som för sin beräkning inte kräver någon kännedom om biosfärens utseende. Utsläppen kan sedan jämföras med den naturliga omsättningen av radionuklider.

Redovisningen är uppdelad i långlivade fissionsprodukter (beta-strålare) och alfa-strålare. Skälen till uppdelningen är att det går en grov skiljelinje mellan de båda nuklidgrupperna dels vad gäller halveringstider, dels vad gäller farlighet. Alfa-strålare har i allmänhet längre halveringstider och betydligt högre farlighet uttryckt som dostillskott per sönderfall jämfört med beta-strålare. För tider längre än ca 10 000 år är det därför huvudsakligen intressant att studera utsläppen av alfa-strålare till biosfären.

Figur 12.3-11 visar utsläpp av långlivade fissionsprodukter (beta-strålare), som funktion av tid, uttryckt i Bq/år. Motsvarande data för alfa-strålare visas i figur 12.3-12.

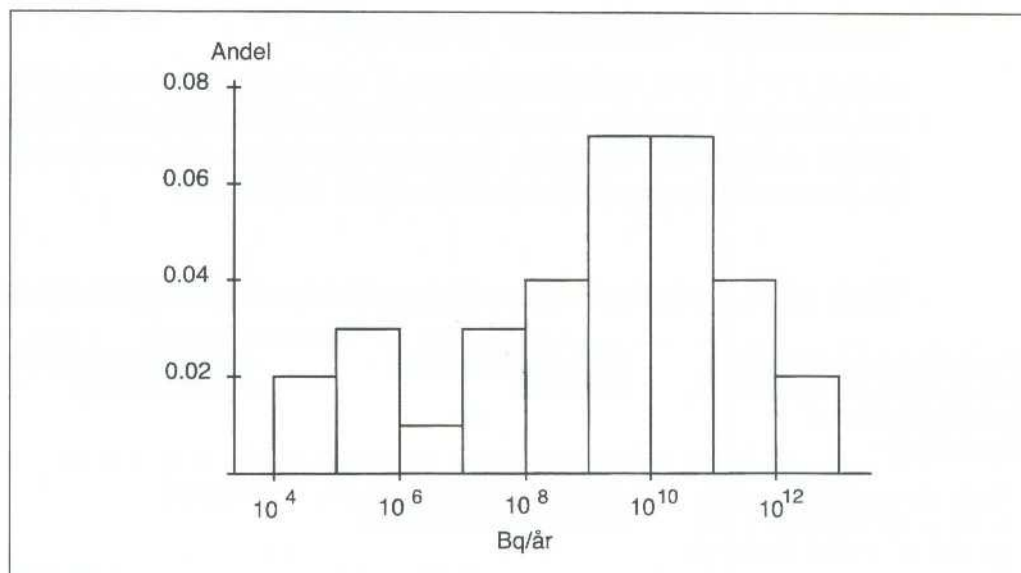


Figur 12.3-11. Utsläpp av fissionsprodukter som funktion av tid. Figuren visar realiseringarna som motsvarar 75- respektive 95-percentilerna av fördelningarna av maximalt utsläpp i tidsintervallet 0-10⁷ år. Den modellerade förvarsstorleken är ca 10 procent av det planerade djupförvaret. Resultatet kan inte enkelt omräknas till ett förväntat resultat för ett förvar av full storlek.

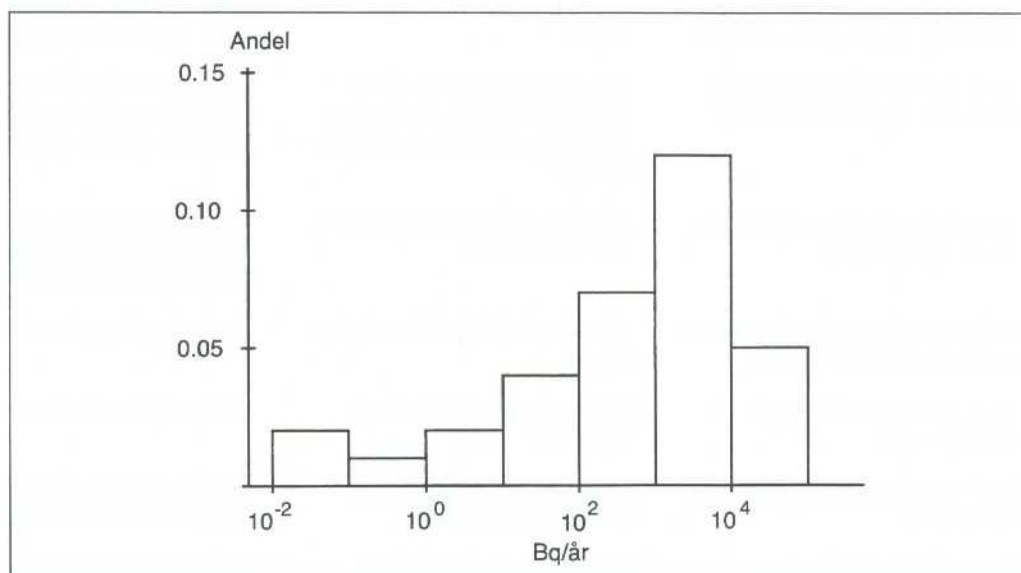


Figur 12.3-12. Utsläpp av alfa-strålare som funktion av tid. Figuren visar realiseringarna som motsvarar 75- respektive 95-percentilerna av fördelningarna av maximalt utsläpp i tidsintervallet 0-10⁷ år. Den modellerade förvarsstorleken är ca 10 procent av det planerade djupförvaret. Resultatet kan inte enkelt omräknas till ett förväntat resultat för ett förvar av full storlek.

Båda figurerna visar 95-percentilen med avseende på maximala utsläpp över 10⁷ år. Motsvarande statistik för maximala utsläpp över 10⁷ år från samtliga realiseringar finns i figurerna 12.3-13 respektive 12.3-14.



Figur 12.3-13. Histogram för maximalt utsläpp under 10^7 år för fissionsprodukter. Den modellerade förvarstorleken är ca 10 procent av det planerade djupförvaret. Resultatet kan inte enkelt omräknas till ett förväntat resultat för ett förvar av full storlek.



Figur 12.3-14. Histogram för maximalt utsläpp under 10^7 år för alfastrålare. Den modellerade förvarstorleken är ca 10 procent av det planerade djupförvaret. Resultatet kan inte enkelt omräknas till ett förväntat resultat för ett förvar av full storlek.

12.3.3 Översiktliga variationsdiskussioner

Förutsättningarna för beräkningarna av radionuklidtransport presenterades i avsnitt 12.3.1. Förutsättningarna kan väljas på många olika sätt i en analys av ett typdefektsscenario. Det gäller såväl val av värden för olika parametrar som val av konceptuella modeller. I detta avsnitt diskuteras kort hur några olika variationer i modelleringarna kan tänkas påverka resultaten av beräkningarna.

Konceptuella variationer i närområdet

I tabell 12.3-5 visas vad olika variationer i den konceptuella modellen av närområdet skulle innebära. Presentationen är kvalitativ och konsekvenserna uppskattas i termer som stor, liten, försumbar eller i form av tiopotenser etc. Idén till denna redovisningsmetod är hämtad från EIS /12.3-2/.

Tabell 12.3-5. Variationer i förutsättningarna för modellering av närområdet

Förutsättning och förutsätt- ningens natur, dvs realistisk (R), konserverativ (K) eller förenkling (F)	Alternativ förutsättning eller modell	Konsekvens av annan modell eller förutsättning
Alla kapslar innehåller exakt samma typ av bränsle (mängd, nuklidinventarium och nuklid fördelning) (F)	Olika inventarier i kapslarna, baserat på verkliga förväntningar	Obetydlig
Bränsleupplösningen är proportionell mot α -dosraten, som i SKB 91 (K)	UO ₂ -löslighetsstyrd bränsleupplösning	Flera tiopotenser lägre utläckage av matrisbundna radionuklider, påverkar totala dosen i mindre utsträckning
Korngränsinventariet frigörs omedelbart när kapsel går sönder (K)	Kinetisk modell för korngränsfrigörelse	Lägre maximal frigörelse av Cs och I. Begränsad betydelse
Ingen hänsyn tagen till transportmotstånd i Zircaloyrören (K)	Modell för genombrott av och transportmotstånd i Zircaloy-rör, tillämpbar i första hand vid korta tider (år)	Enkel modell finns i NUCTRAN /COMP23, tiopotenser lägre utläckage av t ex Cs-137 och Sr-90
Amorfa löslighetsbegränsande faser för aktinider (K)	Kristallina löslighetsbegränsande faser för aktinider	Flera tiopotenser lägre utläckage av radioelementen i fråga, dessa bidrar dock sällan till totala dosen.
Hög sannolikhet för initiala genomgående defekter (0.1%) (K)	Alla kapslar är hela under mycket lång tid	Detta behandlas i normalscenariet
Omedelbar vattenfyllning av skadad kapsel (K)	Modellering av vattenfyllnadsförloppet	Inget utsläpp av kortlivade nuklider
Korrosionsgaser inuti kapseln försummas (K)	Modellering av korrosionsprocesserna inuti kapseln	En möjlig konsekvens är: inget utsläpp av nuklider i vattenlösning
Kopparhöljet ger transportmotstånd under långa tider (R)	Degradering av kopparhöljet	Ett par tiopotenser högre utsläpp av löslighetsbegränsade nuklider, liten betydelse för de snabbt frigjorda och den totala dosen
Förenklad sprickgeometri i deponeringshålen (parallella plan) (F)	Realistisk sprickgeometri från fältdata	Svårbedömt
Enbart diffusiv transport i buffert (R)	Modell för sprucken buffert eller lutande kapsel	Måttligt ökad frigörelse av nuklider
Förenklad modell för transport i närområdet (kompartiment eller resistor) (F)	Avancerad numerisk modell	Befintliga modeller är ofta konserverativa, skillnaden är troligen liten

Landhöjning

Landhöjning är en känd effekt som inte tas hänsyn till i den redovisade modellkedjan för typdefektscenariet. Effekten skulle kunna behandlas som en variation av förutsättningarna för modellkedjan. Här diskuteras kort vad resultatet av en sådan variation skulle kunna bli.

Landhöjningen i Äspöområdet är ca 1 mm/år. Detta förutses inom ett par tusen år resultera i att havsvikarna kring Äspö blir insjöar eller våtmarker. Denna situation ger nya strömningförhållanden i geosfären och nya utströmningsområden. Situationen behöver därför belysas med nya beskrivningar av såväl geosfär som biosfär.

För geosfären har geohydrologiska beräkningar med NAMMU utförts för en situation med två meters landhöjning /12.3-3/. Resultaten är jämförbara med de som erhålls med dagens situation. Vattentransporttiderna förändras inte nämnvärt. Transportvägarna förefaller vara mer samlade i de sprickzoner som förekommer närmast Äspö. Cirka 80 % av utströmningen sker till de f d havsvikarna söder om Äspö som omvandlats till våtmarker. En mindre del, 10-15 %, förefaller gå till insjöar norr och söder om Äspö.

I biosfären blir andra recipienter aktuella och därmed andra transportmodeller och exponeringsvägar. Dessa är för närvarande inte behandlade och kvantitativa doskonverteringsfaktorer kan därför inte anges. Kunskapsnivån för detta fall är dock relativt god, bl a genom de studier som gjorts av hur sjöar och havsvikar åldras (eutrofieras) och bildar åkermark /12.3-4/. En uppföljning för landhöjningseffekter pågår /12.3-5/. Dosfaktorer för sjö/åkermark kan grovt uppskattas till att vara 100 gånger högre än dem för Östersjön.

För våtmarker, speciellt torv, skulle mer extrema scenarier som gödsling med torv i trädgård, kunna ge ytterligare några storleksordningar högre indosor. Det är dock osäkert om våtmarker och i synnerhet torv, kommer att uppträda i dessa f d havsvikar, då det förutsätter ostörda förhållanden under lång tid.

12.3.4 Radionuklidtransport i gasfas

Vid korrosion av den inre stålbehållaren kommer vätgas att bildas och sedan transporteras ut, se avsnitt 10.4. I de tillgängliga närområdesmodellerna tas ingen hänsyn till detta. I detta avsnitt diskuteras en tänkbar effekt av vätgasproduktionen, nämligen transport i gasfas av radionuklider från förvaret till atmosfären.

De nuklider där gastransport kan ha praktisk betydelse är C-14 (som CO₂ eller CH₄) och Kr-85. Andra nuklider som t ex I-129 och Tc-99 skulle också kunna transporteras med gas, men halterna är så låga att effekten saknar praktisk betydelse. För att bedöma konsekvenserna av radionuklidtransport med gas görs nedan några enkla överslagsberäkningar. Förutsättningarna för beräkningarna är:

- Pulsutsläpp av 2,5 % av inventariet av C-14 och hela inventariet av Kr-85 från en kapsel /12.3-6/. Utsläppet antas ske 10 år efter deponeringen. Inventariet beräknas till 38,6 GBq/tonU för C-14 och 7,65 TBq/tonU för Kr-85 år 2060. Varje kapsel innehåller 1,2 ton uran vilket ger en frigörelse av 1,2 GBq C-14 och 9,2 TBq Kr-85 med ovanstående antaganden.

- Tiden för transport genom när- och fjärrzon försummas, dvs gasen tänks omedelbart släppas ut i atmosfären.
- Utsläppet i atmosfären liknar utsläpp från uppdriftsanläggningar. UNSCEAR beskriver detta fall och anger kollektivdoser till lokal och regional befolkning på 0,4 mmanSv/GBq för C-14 och 7,4 μ manSv/TBq för Kr-85 /12.3-7/.

Med dessa förutsättningar ger gastransporten en total kollektivdos på 480 μ manSv för C-14 och 68 μ manSv för Kr-85 **lokalt och regionalt**.

Beräkningarna förutsätter alltså att all gas transporteras ut tio år efter deponering och att transporten inte fördröjs i vare sig när- eller fjärrzonen. Ett mer realistiskt antagande är att transporttiden är av storleksordningen 100 år. Halveringstiderna för Kr-85 och C-14 är 10,7 år respektive 5730 år. Försummandet av transporttiden gör därför att dosen för Kr-85 överskattas med flera tiopotenser, medan effekten för C-14 är liten.

Kollektivdoserna till lokal och regional befolkning är fördelade på ett stort antal individer och en lång tid, vilket innebär att de årliga individdoserna kommer att vara avsevärt mindre. Speciellt för C-14 är denna skillnad mycket stor.

De **globala** kollektivdoserna är 85 resp 0,0002 manSv/TBq, vilket är 200 respektive 30 gånger värdet för regional och lokal befolkning. Naturlig bakgrundsstrålning från C-14 är ca 0,01 mSv/år /12.3-7/.

Det vore även av intresse att uppskatta de individdoser som gasutsläppet ger upphov till, speciellt för C-14. Detta kräver en analys av exponeringssituationen för individer samt en dosfaktor. Tillämpning av ICRPs ALI- och DAC-värden för koldioxid /12.3-8/ ger en dosfaktor på 3 nSv/Bq /12.3-9/ för C-14. Individuella exponeringssituationer har dock inte analyserats närmare.

12.4 MÄNSKLIGT ORSAKADE SCENARIER

12.4.1 Inledning

Då mänskligt orsakade scenarier ska beskrivas och analyseras bör följande punkter diskuteras och övervägas:

- påverkan, dvs hur förvarets funktion påverkas
- vilja, dvs om påverkan sker avsiktligt eller oavsiktligt
- kunskap, dvs kunskapen hos dem som påverkar förvaret, både om själva förvaret och den allmänna kunskapsnivån
- uppsåt, dvs om de som påverkar förvaret handlar i onda eller goda avsikter

Scenarier orsakade av människan skiljer sig från övriga scenarier genom att förutsägelser om dem inte kan göras enbart med naturvetenskapen som grund. Förutom rent naturvetenskapliga beräkningar och bedömningar inbegriper analysen spekulation om framtida samhällsutveckling, etiska och moraliska överväganden och beteendevetande.

Det finns ett stort antal mänskliga aktiviteter som kan tänkas påverka förvarets säkerhet. Listan över dem kan aldrig göras komplett. Spekulationer om framtiden är alltid mer eller mindre subjektiva. Framtida generationers kunskap om avfallet och deras motiv till att komma i kontakt med det går inte att förutsäga med exakthet. Omfattning av framtida påverkan på berg och/eller grundvatten är svår att sja om. Mot bakgrund av detta bör framtida mänsklig påverkan på förvaret betraktas som illustrationer av tänkbara situationer. Valet av mänskligt orsakade scenarier får grundas på kunskapen om förvaret, dess utformning och funktion. Antaganden om framtida förhållanden redogörs vid skattning av sannolikheter, tidpunkter och konsekvenser.

Förvaret, och dess barriärer är konstruerade för att tåla de påfrestningar de rimligen kan tänkas utsättas för. Mänskligt orsakade scenarier har implicit eller explicit övervägts vid utformningen av förvarskonceptet. Några exempel där mänskliga aktiviteter övervägts vid förvarsdesignen är;

- Förvarsfunktionen ska inte vara beroende av övervakning eller kontroll.
- Övervakning och kontroll ska inte vara omöjlig att genomföra.
- Avfallet ska gå att återta.
- Återfyllnaden ska vara sådan att den inte lätt kan forceras.
- Material (t ex i kapseln) i tekniska barriärer bör inte vara så sällsynta eller värdefulla att de kan orsaka mänskliga intrång.

Vid formuleringen av kriterier för valet av plats (platsvalskriterier) för förvaret har mänskliga aktiviteter också övervägts, exempel på det är;

- Förvaret ska förläggas i vanligt förekommande berg utan innehåll av värdefulla mineraler.
- Djupet ska vara tillräckligt stort för att göra mänskliga intrång osannolika.

Resonemang och analys av mänskligt orsakade scenarier sker mot bakgrund av förvarsdesign, platsval och de fyra diskussionspunkterna; påverkan, vilja, kunskap och uppsåt.

Det presenterade arbetet grundar sig på /12.5-1.2/. Arbetet med att identifiera och analysera mänskliga aktiviteter som kan påverka försvarssystemet fortsätter.

12.4.2 Diskussionspunkter – påverkan, kunskap, vilja och uppsåt

Påverkan

Mänskliga aktiviteter kan delas in i följande två kategorier med avseende på påverkan;

- direkt påverkan genom intrång till det radioaktiva avfallet
- indirekt påverkan på barriärernas prestanda

Om påverkan är direkt har en eller flera barriärer helt tagits bort. Om påverkan är indirekt har en eller flera barriärers funktion påverkats.

Exempel på mänskliga aktiviteter som indirekt kan påverka förvaret är växt-huseffekt, spridning av avfall, intensivt jordbruk och omfattande byggnationer.

Förvarets barriärer påverkas genom ändrade förhållanden i berget, se tabell 9.4-2 eller grundvattnet, se tabell 9.4-3. Analysen av scenarierna kan ske med kvalitativa resonemang stött av separata studier och/eller överslagsberäkningar. I vissa fall kan analysen ske som speciella beräkningsfall inom typdefektscenariet. I scenarier med byggande i berget kan förutsättningarna för platsmodellen, se kapitel 6, behöva omarbetas. Även biosfärmodellerna, se avsnitt 11.5, kan behöva ses över.

I fallen med direkt intrång i förvaret sker analysen som en sedvanlig riskanalys. En sådan analys består av två delar. I den ena skattas sannolikheten eller den förväntade frekvensen av påverkan. I den andra görs en bedömning av konsekvenserna. Riskerna är en sammanvägning av sannolikhet och konsekvens. Riskerna kan uttryckas som kollektiv risk eller individuell risk. Hur risker i samband med intrång till förvaret bör behandlas diskuteras både i Sverige och internationellt /12.4-2/.

Vid såväl skattning av sannolikheter som bedömning av konsekvenser görs spekulativa antaganden. Antagandena är alltid mer eller mindre subjektiva. De kvantitativa resultaten av analysen ska därför betraktas som illustrationer. Det är viktigt att redovisa på vilka grunder antagandena är gjorda och att motivera dem. Det ska också visas vilken betydelse antagandena har för slutresultatet. Ett annat sätt är att undvika spekulationer om framtida utveckling vilket dock i praktiken är mycket svårt.

Vilja

Mänskligt orsakade scenarier kan delas in i följande kategorier vad gäller vilja;

- avsiktligt
- oavsiktligt

Vilja, avsikt hänger intimt ihop med kunskapen om förvaret och avfallet.

Om påverkan sker avsiktligt antas att de som utför den har all nödvändig information tillgänglig. Generellt behandlas inte avsiktlig påverkan på förvaret i säkerhetsanalysen, ett undantag är dock sabotage. Ansvar för en frivillig handling anses ligga på dem som utför handlingen. Det är deras uppgift att analysera riskerna med sin handling.

Om påverkan är oavsiktligt antas att de som utför den inte har tillräcklig kunskap om förvaret och dess innehåll. Kunskapen om förvaret kan ha förlorats helt. Det kan också tänkas att de som utför den funnit något i berget men inte riktigt vet vad det är, och/eller hur det kommit dit, och/eller varför det finns där. Att något hittats i berget kan bero på att man har tillgång till fragment av informationen om förvaret, att platsen markerats eller att något detekterats. Hur fyndet gått till påverkar antagandena om de förväntade kunskaperna om avfallet.

I säkerhetsanalysen behandlas oavsiktlig påverkan på förvaret. Observera att oavsiktlig påverkan kan vara såväl direkt som indirekt.

Kunskap

Både sannolikheten för mänsklig påverkan och dess konsekvenser är kopplade till den kunskap framtida generationer har om avfallet och förvaret. Vid en säkerhetsanalys räcker det inte att känna till om kunskapen är god eller obefintlig. Hänsyn måste också tas till vem som äger kunskapen, hur den tolkas och hur den används. Metoder för att bevara kunskapen om förvaret på ett bra sätt diskuteras internationellt /12.4-1/. Eftersom konsekvenserna av en eventuell påverkan är kopplad till när i framtiden påverkan sker diskuteras också under hur lång tidsperiod informationen kan tänkas bevaras.

Förutom kunskapen om själva förvaret och avfallet måste antaganden göras om det allmänna kunskapsläget hos den framtida generation som tänks påverka förvaret. Vad har de för kunskaper om radioaktiva ämnen och deras påverkan på människor, djur och växter?

Uppsåt

Konsekvenserna av ett intrång beror på om den som gör intrånget handlar i ont eller gott uppsåt. Det åligger konstruktören av förvaret att bygga ett system som är okänsligt för sabotage.

12.4.3 Exempel – genomborrning av kapsel

Ett exempel på mänskligt orsakat scenario är att någon vid borrning av djupa borrhål oavsiktligt borrar genom en kapsel. Analysen utförs som en riskanalys. I riskanalysen diskuteras först sannolikheten för att vådahändelsen, i detta fall genom borrning av kapseln inträffar. Sedan diskuteras de tänkbara konsekvenserna av vådahändelsen. Konsekvenserna uttrycks som förväntat antal döda.

Vid genomborrning av kapseln antas att man borrar fram till och genom det deponerade bränslet. Samtliga barriärer har kortslutits och människor blir direkt exponerade för avfallet. Här behandlas endast konsekvenserna för dem som gör intrånget. Det betonas att detta är ett exempel. Syftet är att illustrera ett tänkbart fall och en tänkbar analysmetod. I en verklig säkerhetsanalys kan konsekvenserna av att det finns en eller flera genomborrade kapslar i förvaret vara mer intressant. Konsekvenserna i det fall avfallet lämnas i naturen eller någon annanstans där människor kan exponeras bör också belysas.

Bedömning utifrån förvarsfunktion och dagens kunskap

För att komma åt avfallet genom att borra krävs att tekniken att borra djupa borrhål är känd. Den borrhåsteknik som används kan påverka överföringsvägarna av radionuklider till människor. En analys bör minst omfatta konsekvenserna givet den idag allmänt tillämpade tekniken. I en mer fullständig analys kan även konsekvenserna givet andra kända/tänkbara borrhåsmetoder analyseras. Givet att tekniken är känd antas att den tillämpas, och därmed att borrning av djupa borrhål förekommer.

Detta exempel behandlar borrning med upptagande av kärna, borrhåsdammet antas avlägsnas med vatten. Borrhåsmetod, dimensioner på borrhål och borrhåskärna är de som är vanligast idag /12.4-2/. Om borrningen sker i undersökande syfte tas

idag alltid borrhärna upp. Att avlägsna borrhärmet via vatten ger en bättre arbetsmiljö än att låta det föras bort via luften.

Vilja

Endast oavsiktlig påverkan behandlas. Det finns flera tänkbara skäl till att någon oavsiktligt skulle kunna borra genom en kapsel. Förvarsplatsen kan t ex ha identifierats genom markering, tillgång till viss information eller detektering, nyfikenhet väckts och närmare undersökning sker med borrhärning. Helt slumpmässig genomborrhärning t ex vid utvinning av geotermisk energi eller en allmän geologisk kartläggning är också möjlig.

Kunskap

Om tekniken att borra är känd antas att den allmänna kunskapsnivån är ungefär som dagens.

Det bedöms troligt att upptagna borrhärnor undersöks, och att det radioaktiva materialet identifieras. Efter radioaktiviteten identifierats antas att borrhärnorna hanteras på ett lämpligt sätt. Exemplet behandlar endast konsekvenserna för dem som utför borrhärningen.

Uppsåt

Mot bakgrund av förvarets utformning och de ansträngningar som krävs för att få upp det radioaktiva avfallet till ytan bedöms det mycket otroligt att någon i ont uppsåt skulle borra genom en kapsel.

12.4.3.1 Bedömning av sannolikheter för genomborrhärning

Sannolikheten att borra genom en kapsel, givet att man borrar djupa borrhär, kan delas in i tre faktorer;

- sannolikheten att de som borrar inte har någon kunskap om förvaret och dess innehåll
- sannolikheten att borrhålet hamnar inom förvarsområdet
- sannolikheten att borra genom en kapsel om man borrar inom förvarsområdet

De tre sannolikheterna antas vara oberoende av varandra, endast deras storleksordning skattas.

Sannolikheten att informationen om förvaret förlorats förändras med tiden. Hur länge man kan tillgodoräkna sig bevarad information i säkerhetsanalysen diskuteras internationellt, tidsperioder på 100 - 500 år har nämnts /12.4-1/. Sannolikheten att ett borrhål hamnar inom förvarsområdet kan skattas som förvarets yta i förhållande till Sveriges yta. Sannolikheten att borra genom en kapsel om man borrar inom förvarsområdet kan skattas geometriskt. De skattade sannolikheterna redovisas i tabell 12.4-1.

Tabell 12.4-1. Den skattade sannolikheten att borra genom en kapsel uppdelad i tre faktorer.

Händelse	Sannolikhet
De som borrar har ingen kunskap om förvaret och dess innehåll	0 under 200 år 1 efter 500 år Linjär ökning från 0 till 1 i perioden mellan 200 år och 500 år
Borrhålet hamnar inom förvarsområdet	10^{-5}
Borrhålet genomtränger en kapsel	10^{-2}

12.4.3.2 Skattning av doser och deras konsekvenser

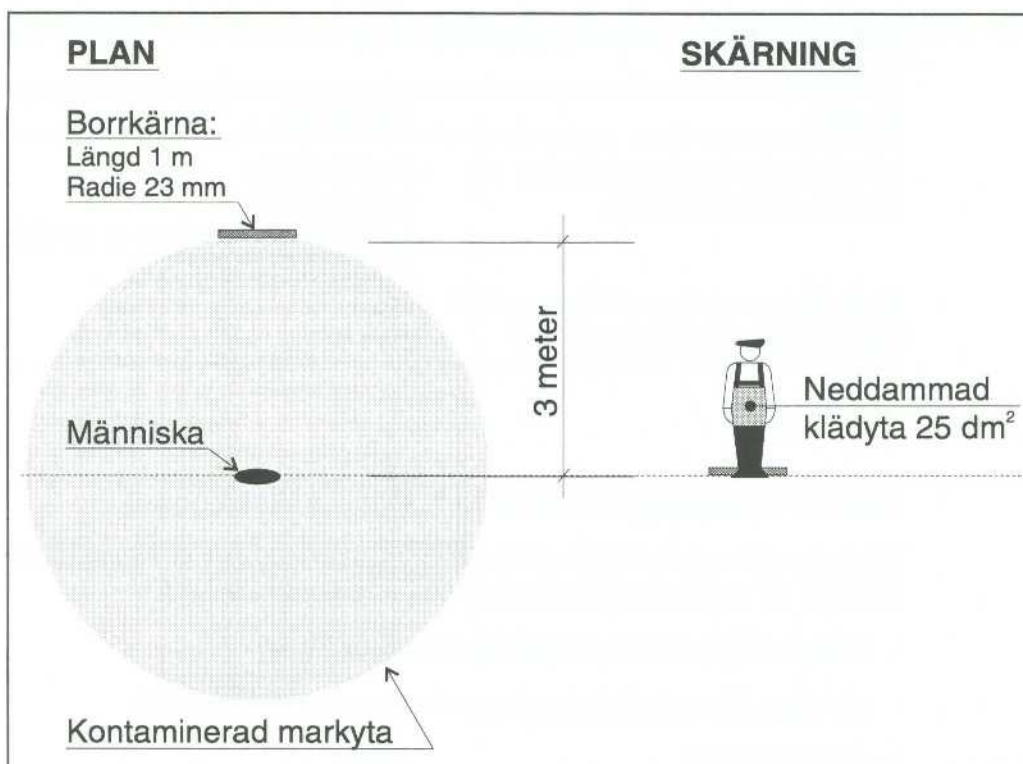
Här behandlas endast konsekvenserna för dem som gör intrånget. Konsekvenserna av att borra genom en kapsel beror av flera saker t ex;

- mängd avfall och dess innehåll av radionuklider
- på vilket sätt människorna kommer i kontakt med avfallet
- exponeringstid
- borrar metod
- människors läge i förhållande till det upptagna avfallet
- människors avstånd till det upptagna avfallet

På varje punkt måste spekulativa antaganden göras. Betydelsen av antagandena bör belysas och även kvantifieras.

Mängden avfall beror på borrhålets längd och diameter samt på hur stor andel av borrhålets kärna som består av bränsle. Tänkbar mängd skattas utifrån den antagna borrar tekniken. Andelen bränsle i borrhålets kärna beräknas utifrån bränsleelementens och kapselns utformning. Hur stor aktiviteten är vid borrhålets kärna beräknas utifrån bränslets innehåll då det placerades i slutförvaret och nuklidernas halveringstider /12.4-2/.

Givet en viss mängd och typ radionuklider beror stråldosen förutom av exponeringstiden av exponeringsvägen. Här antas yttre bestrålning vara enda exponeringsväg. Exponeringstiden sätts till en timma. Strålningen antas komma från borrhålets kärna, den borrhålets kärna och neddammade kläder. Vilka delar av kroppen som blir exponerade för strålningen har också betydelse. I exemplet antas att strålningen är jämnt fördelad över kroppen. De dosfaktorer som använts avser viktad helkroppsdos. Antaganden av geometrisk karaktär redovisas i figur 12.4-1.



Figur 12.4-1. Den exponerade människans position i förhållande till strålkällorna. Personen exponeras för strålningen på 3 meters avstånd från en 1 meter lång borkärna med radien 23 mm. Borrdammsvätt markyta sätts till en cirkel med radien 3 m. Strålningen på en meters höjd antas träffa hela kroppen. Den neddammade klädytan sätts till 25 dm².

Dos från borkärna

Av de gjorda antagandena har avståndet mellan borkärnan och den exponerade personen störst betydelse för stråldosen från borkärnan. Variation av avståndet kan leda till förändringar av dosen med en faktor 100. Inom avstånd som bedöms rimliga för längre tids exponering, dvs en till fem meter, varierar dosen med en faktor 10. En fördubbling av borkärnans tjocklek gör att dosen ökar med en faktor 4. Om en två meter lång borkärna tas upp i en lång del istället för i två enmetersdelar ökar dosen med en faktor 2 för en person som står mitt för strålkällan.

Dos från borrdamm på marken

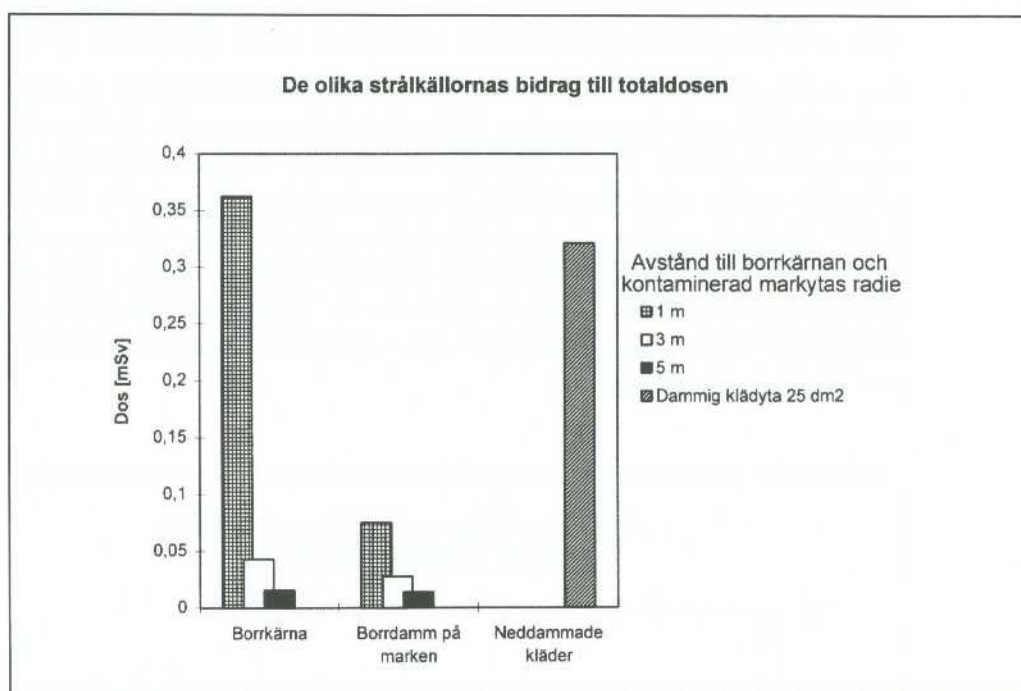
Mängden borrdamm beror på spalten mellan borrhål och borkärna. Andelen bränsle i borrdammet kan skattats utifrån bränsleelementens och kapselns utformning. Dosen från borrdammet på marken beror på hur stor yta dammet spritts på samt var man befinner sig i förhållande till ytan. Störst dos fås om man befinner sig mitt i och nära ytan. Om ytan antas vara cirkulär är dosen på 2 meters höjd ca 1/10 av dosen på en centimeters höjd. Om cirkelns radie ökas från en till fem meter minskar dosen med en faktor 5.

Dos från neddamnade kläder

Stråldosen från kläderna beror på hur mycket damm som fastnat på kläderna, såväl neddammad yta, ytans form som dammlagrets tjocklek har betydelse. Det spelar också roll var på kroppen dammet hamnar. Det är svårt att uttala sig om alla dessa saker. Här antas att dammlagret är 0,1 mm tjockt. Strålningen i en punkt på 1 cm avstånd från mitten på en cirkulär yta med arean 25 dm^2 har räknats ut. Den beräknade strålningen antas jämt fördelad över kroppen. Ett begrepp om hur stor ytan är i förhållande till kroppen ges i figur 12.4-1.

De olika strålkällornas bidrag till den totala stråldosen

De olika strålkällornas bidrag till den totala stråldosen visas i figur 12.4-2. Dosen har beräknats för tre olika avstånd till den upptagna borrhärnan. Den borrhärnsdammsvätta ytans radie har satts lika med avståndet till borrhärnan.



Figur 12.4-2. De olika strålkällornas bidrag till totaldosen. Borrhärnans längd är en meter, exponeringstiden 1 timma och avfallet är upptaget 300 år efter förvarets stängning.

För det valda fallet, se figur 12.4-1, dominerar dosen från kläderna. Ca 82 % av dosen kommer från kläderna, 11 % från kärnan och 7 % från borrhärnsdamm på marken. Dosen från kärna och borrhärnsdamm kommer uteslutande från gammastrålning. Av dosen från de neddamnade kläderna kommer någon tiondels promille från betastrålning och resten från gammastrålning.

Om kläddosen hålls oförändrad ökar den totala stråldosen med en faktor 2 om avståndet till borrhärnan och den borrhärnsdammsvätta ytans radie minskas till en meter. Dosen är direkt proportionell mot exponeringstiden och mängden radionuklider. Här har exponeringstiden satts till 1 timme. Mängden radionuklider har beräknats utifrån bränslets och kapselns utformning och aktiviteten då förvaret stängdes. Mot bakgrund av de olika antagandenas betydelse antas, subjek-

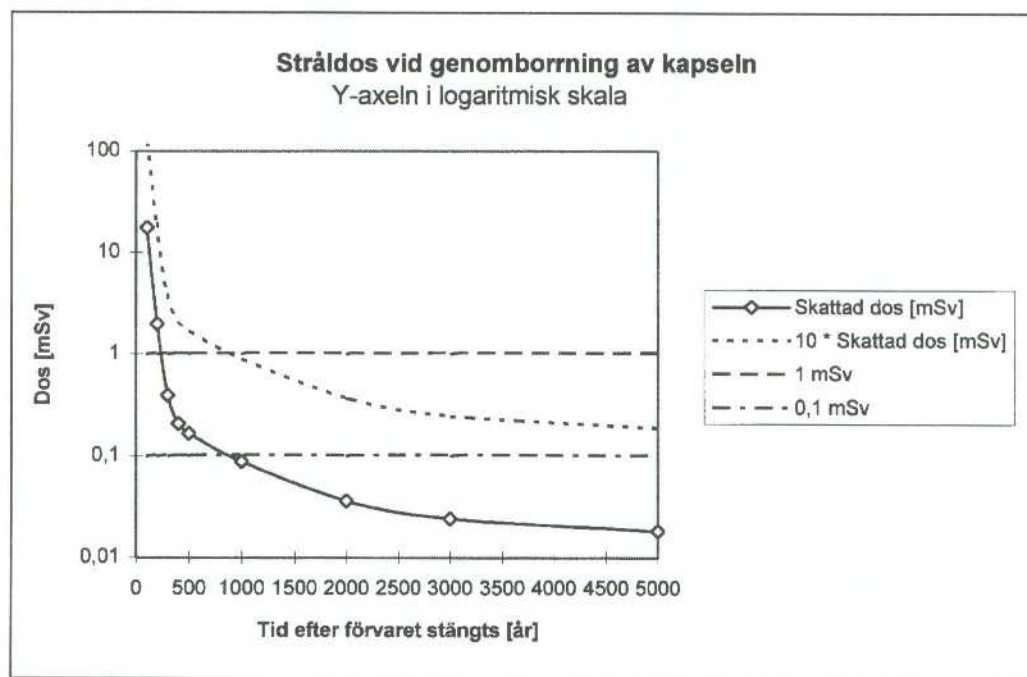
tivt, att den skattade dosen varierar med en faktor i storleksordningen 10. Om alla förändringar är av samma slag, dvs antingen ökning eller minskning, antas, även det subjektivt, maximala fel i storleksordningen 100 kunna uppstå. Felskattningen gäller endast den beskrivna borrhäls-tekniken och de antagna exponeringsvägarna.

Inverkan av avfallets ålder på stråldosen

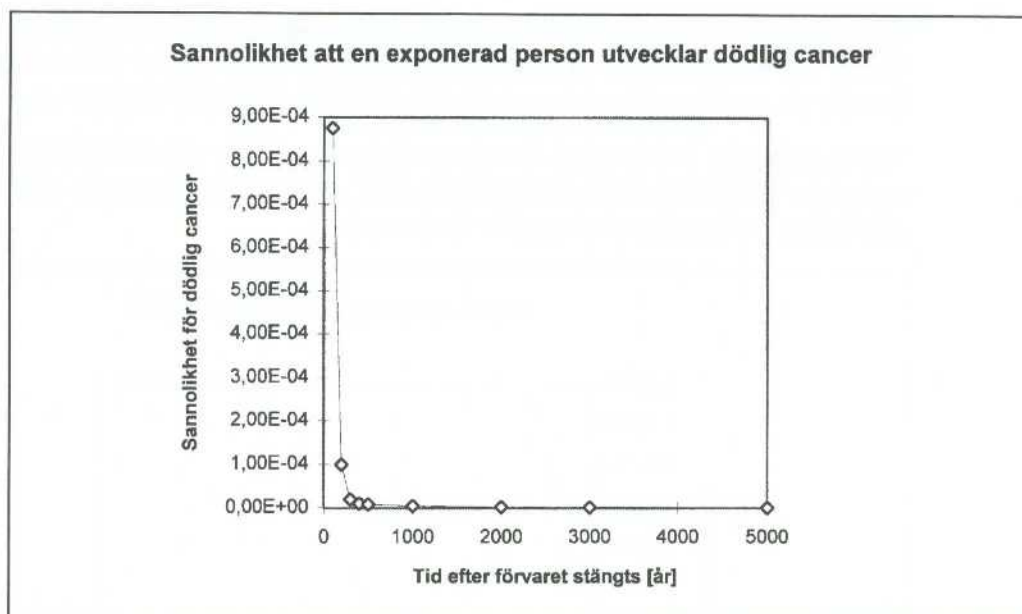
Avfallets radioaktivitet avtar med tiden, minskningen är störst i början för att senare ske i allt långsammare takt. I figur 12.4-3 visas hur dosen i det beskrivna fallet avtar med tiden. Som illustration har en 10 gånger större dos, den internationellt accepterade årliga dosen 1 mSv /12.4-3/ och den av svenska myndigheter /2.3-1/ accepterade årliga dosen från förvaret 0,1 mSv lagts in.

Som framgår av figuren kan dosen vid genomborrning av kapseln inte försummas förrän tusentals år efter förvaret stängts. En sammanvägning av konsekvens och sannolikhet att händelsen inträffar, dvs en riskanalys, är nödvändig.

I en riskanalys är det inte dosen i sig utan dess konsekvenser i form av förväntat antal döda som är intressant. Sannolikheten att utveckla dödlig cancer har uppskattats till 0,05 per Sv /12.4-3/. Sambandet mellan dos och sannolikhet att utveckla cancer antas vara linjärt. Den accepterade risken skulle således vara $5 \cdot 10^{-5}$ dödsfall om det internationella gränsvärdet 1 mSv används och $5 \cdot 10^{-6}$ dödsfall om det svenska gränsvärdet 0,1 mSv används. I figur 12.4-4 visas sannolikheten att utveckla dödlig cancer efter en timmes exponering för personen enligt figur 12.4-1. Sannolikheten visas som en funktion av tiden mellan förvarets stängning och intrånget.



Figur 12.4-3. Dos som funktion av tiden. Exponeringstiden är 1 timme. Strålkällorna och människans position i förhållande till dem visas i figur 12.4-1.



Figur 12.4-4. Sannolikhet att utveckla dödlig cancer för en person som under en timmes tid utsätts för strålningen från strålkällorna illustrerade i figur 12.4-2. Sannolikheten visas som en funktion av tiden mellan förvarets stängning och intrånget.

12.4.3.3 Bedömning av risk

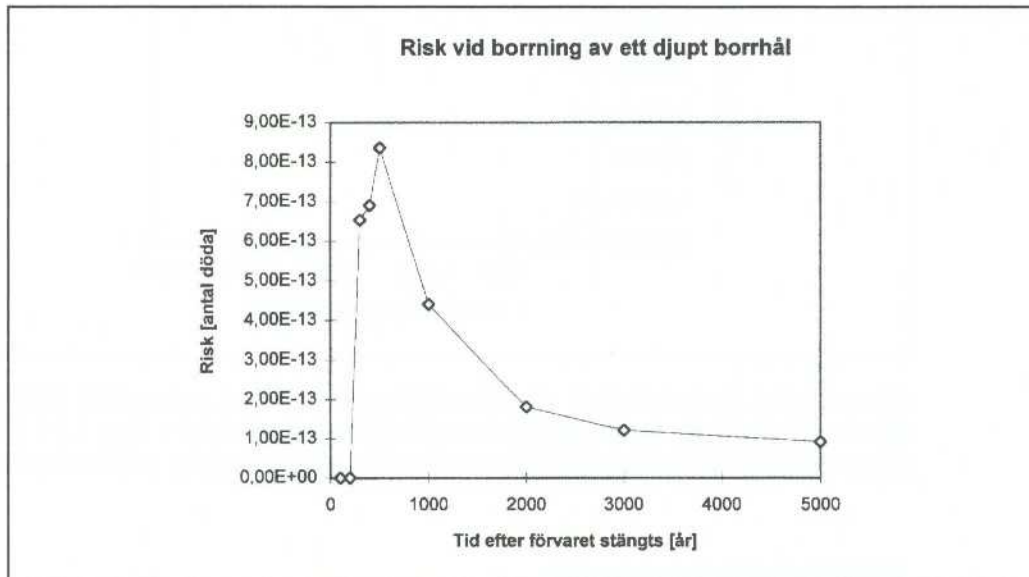
Risken är en produkt av sannolikheten att en händelse inträffar och dess konsekvens i form av förväntat antal döda. En bedömning av sannolikheten att vid borrhning av djupa borrhål oavsiktligt borra igenom kapseln har gjorts i avsnitt 12.4.3.1. I tabell 12.4-1 redovisas den skattade sannolikheten uppdelad i tre faktorer. En beskrivning av tänkbara konsekvenser har gjorts för ett fall där en människa under 1 timmes tid exponeras för dosen på 3 meters avstånd från en 1 m lång borkärna med radien 23 mm, dosen på en meters höjd från en borkdammsvätt yta med radien 3 m, samt dosen från en neddammad klädyta på 25 dm². Hur dosen avtar som en funktion av tiden fram till intrånget visas i figur 12.4-3. Det som återstår är således att göra en sammanvägning av sannolikhet och konsekvens omräknat till förväntat antal döda. I figur 12.4-5 visas risken för personer som borrar djupa borrhål att dö p g a att de borrar genom en kapsel med radioaktivt avfall. Figuren visar risken per borrar hål. Risken visas som en funktion av tiden mellan förvarets stängning och intrånget.

Den maximala risken per borrar hål är i storleksordningen 10^{-12} dödsfall och inträffar 500 år efter förvarets stängning, d v s vid en tidpunkt då kunskapen om förvaret antas vara begränsad. Om gränsvärdet 0,1 mSv används är den accepterade risken $5 \cdot 10^{-6}$ dödsfall. Gjorda antaganden kan således förändras med en faktor av storleksordningen 1 000 000 utan att gränsvärdet överskrids. Osäkerheterna i de gjorda antagandena borde därmed anses vara täckta.

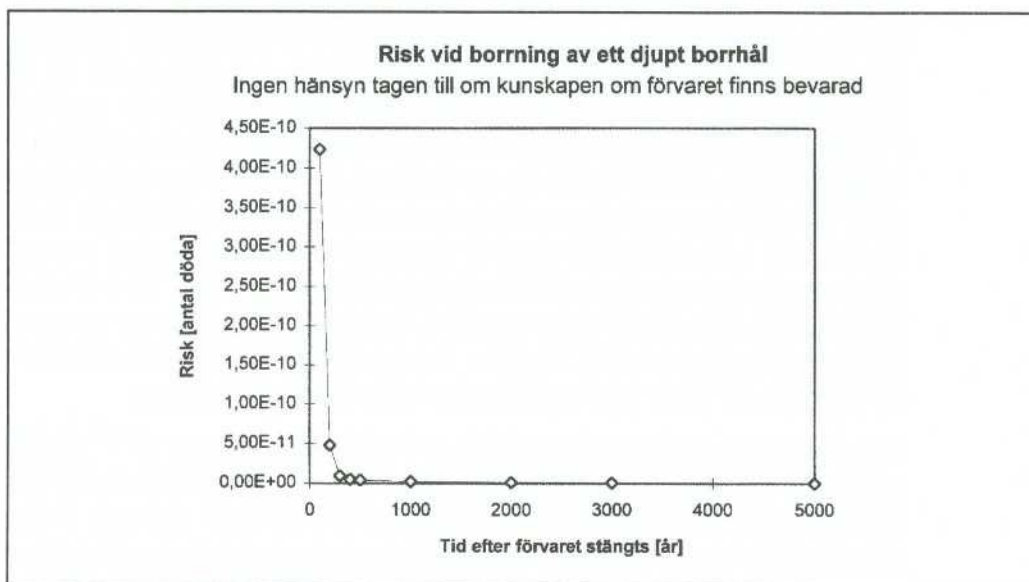
I risksammanhang talas det ofta om årlig förlust. För att kunna göra en bedömning av risken på årsbasis, måste en bedömning av hur många borrhål en person borrar per år göras. Då spekulationer om framtiden om möjligt bör undvikas, konstateras endast att man kan borra ca 1 000 000 borrhål per år utan att den accepterade risken överskrids (givet de beskrivna förutsättningarna).

Som framgår av figur 12.4-5 har antagandena om att kunskapen om förvaret bevarats stor betydelse för risken. Som illustration visas i figur 12.4-6 risken i ett fall där de positiva effekterna av kunskapsbevarandet inte räknats med.

Vid en tidpunkt 100 år efter förvarets stängning skiljer det en faktor av storleksordningen 10 000 mellan maximal risk och accepterad risk om de positiva effekterna av kunskapsbevarande försummas.



Figur 12.4-5. Risk för personer som borrar djupa borrhål som funktion av tiden.



Figur 12.4-6. Risk för personer som borrar djupa borrhål som funktion av tiden. Kunskapen om förvaret antas förlorad i samma ögonblick som förvaret stängs.

Några slutsatser som kan dras av analysen är:

- Genomborrning av kapsel är en händelse som inte kan försummas med utgångspunkt från de bedömda konsekvenserna.

- Sannolikheten att någon av misstag borrar genom en kapsel bedöms vara liten, i storleksordningen 10^{-7} .
- Det är ändå bra om kunskapen om förvaret kan bevaras så att sannolikheten för ofrivillig genomborring kan minskas ytterligare.

12.5 ISTIDSSCENARIER

12.5.1 Bakgrund

Radioaktiviteten i förvaret avklingar under tidsrymder som kan ställas i relation till det kvartärgeologiska tidsperspektivet, dvs hundrausentals år. Den Baltiska urbergsskölden bedöms på vetenskapliga grunder, under ca 85 % av de senaste 700 000 åren, ha varit utsatt för ett flertal vidsträckta glaciationer. Den senaste nedisningen, Weichsel nedisningen, nådde vid maximal utsträckning, för ca 18 000 år sedan, ända ner till Polen och norra Tyskland.

I det kommande 100 000 års perspektivet förväntas långa kallperioder med permafrost och inlandsis i Sverige. Det gäller oaktat eventuella klimatförändringar pga växthuseffekter. Under en glaciationscykel utsätts biosfär och geosfär för flera omfattande förändringar. Förändringarna under cykeln påverkar berget och grundvattenflödet på olika sätt och i olika omfattning. Frågan är vilka förändringar som kan förväntas och hur de kan tänkas påverka förvarets funktion. Existerar det någon speciellt farlig utveckling eller situation? Kan det uppstå radiologiska risker för människor, djur och vegetation som tar i anspråk mark- och vattenområden efter nästa istid? Vilka är i så fall riskerna?

I detta avsnitt beskrivs de delar av SKB paleogeohydrologiska forskningsprogram som hanterar metoder och modeller för att formulera istidscenarier. Avsnittet skiljer sig från de övriga inom kapitel 12 då det inte innehåller någon analys av scenariets konsekvenser, utan beskriver en metodik som är under utveckling inför kommande säkerhetsrapporter.

12.5.2 Klimatförändringar, glaciationer och effekterna av dem

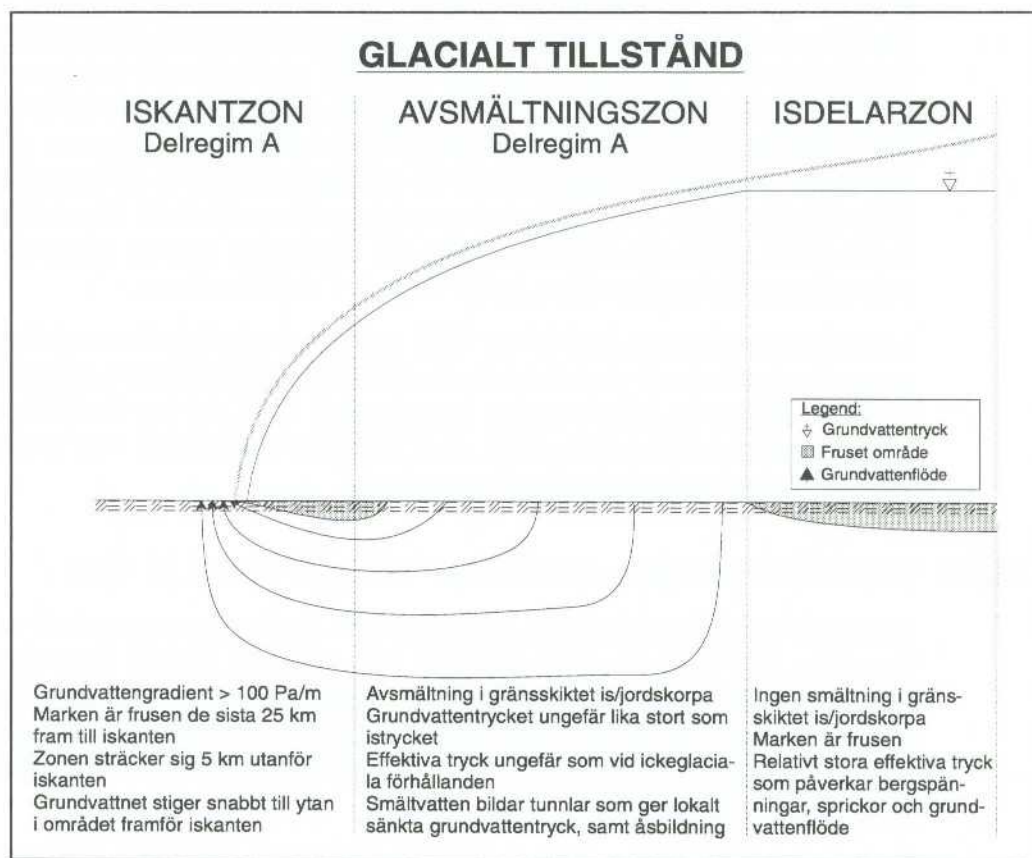
De krafter som fått klimatet att förändras i det förgångna antas också verka i framtiden. Det finns ett starkt empiriskt stöd för att de globala klimatförändringarna ytterst beror på förändringar i den infallande solstrålningen. Dessa förändringar beror i sin tur på förändringar av jordens omloppsbana kring solen, den så kallade Milankovitch teori /12.5-3/. I norra Europa leder klimatförändringarna till upprepade glaciationer.

De primära effekterna av kallare klimat är vidsträckta områden med permafrost, förändrade nederbördsförhållanden, tillväxande glaciärer och kraftigt, 100–150 meter, sänkta havsnivåer. Under avsmältningsskedet stiger oceanerna åter. Under de olika faserna av en glaciationscykel förändras randvillkoren för grundvattenflöde. Is och smältvatten utsätter jordskorpan för mekaniska påkänningar. Under den senaste glaciationen eroderades markytan med några meter och stora jordomlagringar och förflyttningar skedde. Klimatförändringar överförs således via mekaniska påkänningar och förändrade förhållanden för grundvattenflöde till förvarets omgivning och förvarssystemet.

Under kvartärtidens glaciationscykler kan fyra klimatstyrda processtillstånd identifieras, de benämns;

- glacialt tillstånd
- permafrost tillstånd
- marint tillstånd
- interglacialt tillstånd

Inom de olika klimatstyrda processtillstånden finns regimer och delregimer med olika villkor för grundvattenflöde. Regimerna är relaterade till isen och dess utbredning i tid och rum. Delregimerna är relaterade till miljö och omgivningsfaktorer. Rådande klimatstyrda processtillstånd, regim och delregim bestämmer villkoren för grundvattenflöde. Från förvaret sett kan de ses som yttre villkor för grundvattenflödet. I tabell 12.5-1 redovisas de klimatstyrda processtillstånden, deras regimer och delregimer. I figur 12.5-1 visas det glaciala tillståndet och dess regimer. Syftet med figuren är att förtydliga vad som avses med begreppen klimatstyrda processtillstånd, regimer och delregimer. För en mer fullständig beskrivning av förhållandena inom de olika klimatstyrda processtillstånden hänvisas till /12.5-1/.



Figur 12.5-1. Det glaciala klimatstyrda processtillståndet. Randvillkoren för grundvattenflöde bestäms av isens närvaro. De mer exakta förhållandena bestäms av rådande regim och delregim.

Tabell 12.5-1. De olika klimatstyrda processtillstånden, deras regimer och delregimer. En glaciationscykel kan ses som en serie av klimatstyrda processtillstånd

Klimatstyrt processtillstånd	Regim	Delregim
Glacialt tillstånd	Isdelarzon (visas i figur 12.5-1)	–
	Avsmältningsszon	A Ingen påverkan av istunnel, ås (visas i figur 12.5-1) B Påverkan av istunnel, ås
	Iskantzon;	A Området utanför iskanten ligger över havsytan, ingen permafrost utanför iskanten (visas i figur 12.5-1) B Området utanför iskanten ligger över havsytan, permafrost utanför iskanten C Området utanför iskanten ligger under havsytan, ingen permafrost utanför iskanten
Permafrost	Kontinuerlig Diskontinuerlig	
Marint tillstånd	Nedisningsskede – global sänkning av havsnivån	A Sänkning av havsnivån med ca 70 m i under relativt lång tidsperiod, höjning med ca 40 m under relativt kort period före övergången till glacialt tillstånd B Sänkning med ca 30 m i ungefär samma takt som i A, höjning med ca 30 m under relativt kort period före övergången till glacialt tillstånd C Liten sänkning i ungefär samma takt som i A, höjning med ca 30 m under relativt kort period före övergången till glacialt tillstånd D I stort sett ingen sänkning av havsnivån, höjning med ca 30 m under relativt kort period före övergången till glacialt tillstånd
	Avsmältningsskede – global höjning av havsnivån	A Ca 70 m högre havsnivå än före nedisningen, en period med relativt snabb sänkning följs av en period med långsamt stigande havsnivåer B Ca 150 m högre havsnivå än före nedisningen, en period med snabb sänkning av havsnivån följs av sänkning i allt långsammare takt C Som B, men sänkningen av havsnivån går fortare D Ca 300 m högre havsnivå än före nedisningen, en period med mycket snabb sänkning av havsnivån följs av sänkning i långsammare takt
	Kort kallperiod (stadial) liten sänkning av havsnivån	
Interglacialt tillstånd		

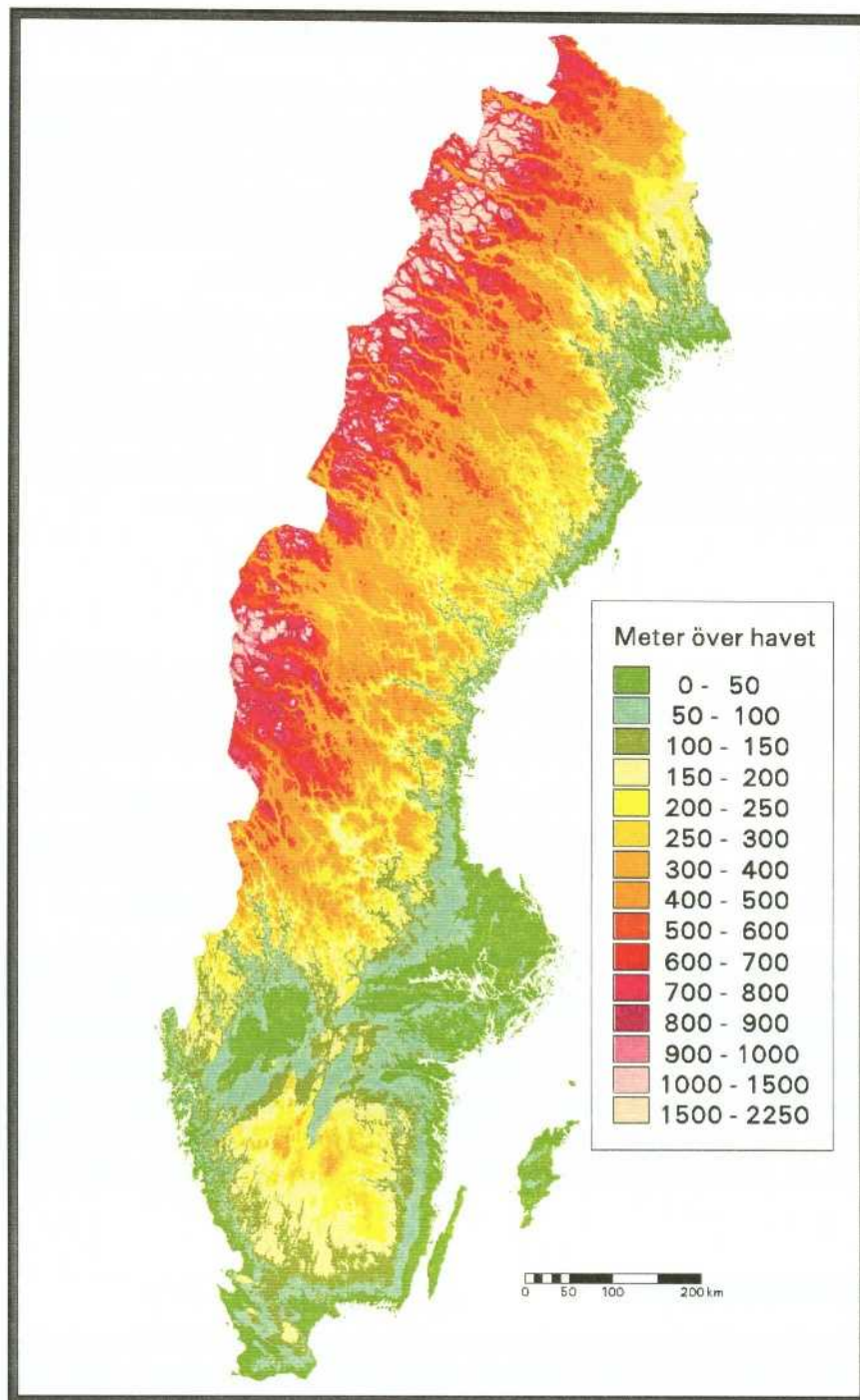
I verkligheten är utvecklingen under en glaciationscykel en följd av en kontinuerlig förändring av klimatet. För att förtydliga karakteristiska och betydelsefulla skeden i utvecklingen, kan en glaciationscykel ses som en serie av klimatstyrda processtillstånd. Det betraktelsesättet gör också hanteringen inom säkerhetsanalysen enklare och tydligare.

Utbredning och omfattning av en glaciation varierar både i tid och rum. Då effekterna av en glaciation ska bedömas måste förutom de olika klimatstyrda processtillstånden förvarsplatsens geologi och geografi vägas in. Intressanta geologiska egenskaper är sprickor och sprickzoner, hydrauliska egenskaper, bergspänningar och kemiska förhållanden. De geografiska egenskaper som är intressanta är topografi, läge i förhållande till havet och latitude. De två sistnämnda är avgörande vid bestämning av rådande regim och delregim givet ett visst klimatstyrt processtillstånd. Sverige kan, med hänsyn till glaciationer, storskaligt delas in i tre generella geografiska zoner. De är fjällzon, sluttning- och högplatåzon samt flack kustzon. De olika zonerna, deras karakteristika och utbredning redovisas i tabell 12.5-2 respektive figur 12.5-2.

Tabell 12.5-2. Zonindelning av Sverige med hänsyn till glaciationer.

Geografisk zon	Karakteristika
Fjällzon	Höjdskillnader på över 500 m Ligger i landets västra del Vid kallare klimat bildas glaciärer som efterhand växer ihop till ett istäcke Det område där isen sist drar sig tillbaka efter en istid I mellanglaciala perioder ger branta sluttningar förutsättningar för stora grundvattengradienter Under en istid förväntas grundvattengradienterna avta
Sluttning och högplatåzon	Höjdskillnader på 100-200 m Platåer med en höjd över havet på 200 m (idag) Sträcker sig in över foten på fjällzonen Ligger inte, med undantag av det nordligaste inlandet, under havets yta i det postglaciala skedet Sluttningarna är lokala och har litet inflytande på de eventuella storskaliga grundvattenrörelserna
Flack kustzon	Höjdskillnader på mindre än 50 m Ligger under havets yta i det postglaciala skedet

Under en istid utsätts jordskorpan för påfrestningarna från ett flera kilometer tjockt islager. Då isen smält strävar jordskorpan som tryckts ned av isen att återta sin ursprungliga form. Man kan därför förvänta sig en ökad seismisk aktivitet direkt efter det att ett landområde blivit isfritt. Jordskalven kan utlösas av rörelser i redan existerande och mycket gamla stora svaghetszoner i berggrunden /12.5-2/. Effekterna av dem utreds inom speciella jordbävningsscenarier.



Figur 12.5-2. Sverige kan med hänsyn till glaciationer delas in i zoner fjäll-, högplatå- och kustzon. Gränsen mellan fjäll- och högplatåzon går ungefär vid 500–600 m över dagens havsnivå. Gränsen mellan högplatå- och kustzon går vid den högsta kustlinjen under glaciationscykeln. Kustzonen omfattar i stort sett kartans gröna partier. Längst i söder går dock gränsen mellan kust- och högplatåzon vid ca 50 m höjd över nuvarande havsnivå, och i norr vid ca 300 m. Förutom höjden över havet är topografien viktig vid zonindelningen, se även tabell 12.5-2.

12.5.3 Modellering av glaciationer och dess effekter

Under en glaciationscykel utsätts biosfär och geosfär för stora förändringar. I en säkerhetsanalys behöver bedömningar av förändringarnas omfattning och de mekanismer som överför dem till förvaret göras. En viktig del av analysen är att kunna bedöma de olika klimatstyrda processtillståndens omfattning och ordningsföljd. SKB har därför låtit utveckla en glaciationsmodell med vilken isens utbredning under en glaciationcykel kan beräknas.

Utvecklingen av glaciationsmodellen ingår som en del i ett paleohydrogeologiskt forskningsprogram. Syftet är att identifiera och öka förståelsen för termo-hydro-mekaniskt och kemiskt kopplade processer, samt utveckla tillförlitliga prognosticerande beräkningsmodeller för de beskrivna processerna. Den genomgripande tanken är att modellerade och beräknade företeelser och data ska kunna kontrolleras mot geologiska iakttagelser.

Indata

Indata till glaciationsmodellen är de klimatförändringar som driver glaciationscykeln, samt geografiska och geologiska randvillkor. Exempel på randvillkor är litosfärens form och topografi samt geotermiskt värmefflöde.

Ett första steg i att beskriva en framtida glaciation är att beskriva hur klimatet kommer att förändras. Beskrivningen av klimatförändringarna kan göras med hjälp av olika metoder /12.5-1/. Indata till glaciationsmodellen utgörs således av utdata från någon form av modellering av klimatförändringar.

Inom det paleohydrogeologiska forskningsprogramet har man identifierat tidsberoende drivkrafter för regionala klimatförändringar, och relaterat dem till de förutsägbara förändringarna i jordens bana runt solen och solinstrålningen. Under antagande att de funna sambanden är desamma i framtiden som i det förgångna kan framtida klimatförändringar beskrivas med hjälp av statistisk extrapolation. För att kontrollera modellens giltighet har klimatet i det förgångna beskrivits. Den beräknade utvecklingen har jämförts med geologiska data.

Glaciationsmodellen

Mycket förenklat kan man säga att med kännedom om de drivande klimatförändringarna kan en massbalans ställas upp och mängden is som bildats/smält beräknas. Den beräknade ismassan läggs sedan på alternativt dras av med hänsyn till geografiska och geologiska randvillkor samt istäckets egenskaper. Glaciationsmodellen löser ett termo-mekaniskt kopplat problem. Förutom isens tillväxt beräknas utbredningen av permafrost och temperaturförhållandena under istäcket.

Utdata

Utdata från glaciationsmodellen är temperaturzoner, isutbredning, smältvattenflöde och sedimentbildning. Som tidigare nämnts är tanken att modellens giltighet ska kunna kontrolleras mot geologiska iakttagelser. Sedimentbildning kan kontrolleras genom mätningar av moräntäckets mäktighet. Isens utbredningsriktning kan verifieras via flyttblockspridning och räfflor i berget. För att

omsätta övriga utdata till kontrollerbara storheter krävs modellering av grundvattenflöde och/eller bergspänningar och laster. Till glaciationsmodellen kan därför hydrogeologiska och bergmekaniska modeller kopplas.

Modeller kopplade till glaciationsmodellen

För att beskriva grundvattenflödet under en glaciationscykel kan en enkel geohydrologisk modell användas. Grundvattenflödet beräknas enligt Darcys lag där berget beskrivs som ett homogent poröst medium. Generellt avtar vattengenomsläppligheten med djupet även om närvaron av sprickzoner leder till lokala variationer. I en modell som kopplas till glaciationsmodellen kan jordskorpans översta 6 000 meter delas in i tre lager med konstant hydraulisk konduktivitet. Denna typ av geohydrologisk modellering anses acceptabel i skalan 100–1 000 km.

Med en enkel hydrogeologisk modell kopplad till glaciationsmodellen kan randvillkor för ett område som studeras mer i detalj räknas fram. För Äspöområdet kommer de hydrauliska randvillkoren att räknas fram för ett 100x100 km² stort område med Äspö-Laxemar i mitten. Inom området finns hydrogeologiska data uppmätta. Med hjälp av dem kan i sin tur randvillkoren för ett mindre, 12x12 km² område, räknas fram. Inom detta mindre område planeras en mer detaljerad geohydrologisk modellering. Beräknade data kan jämföras med geokemiska data och modeller.

12.5.4 Istidsscenarier

Ett scenario är en systematisk beskrivning av en framtida situation och utvecklingen fram till den. De klimatstyrda processtillstånden, regimerna och delregimerna enligt tabell 12.5-1 ger de yttre förutsättningarna för ett istidsscenario. Vid bedömningen av effekterna av en glaciation måste dessutom geografiska och geologiska aspekter vägas in. En komplett beskrivning av ett istidsscenario fås då yttre villkor och plats kombineras. I princip kan ett istidsscenario bestå av ett klimatstyrt processtillstånd på en plats. Detta är ett statiskt betraktelsesätt där förvarets utveckling och historia, åtminstone inte direkt, ingår. Ett sätt att beskriva utvecklingen är att koppla ihop flera klimatstyrda tillstånd till en serie och studera förvaret givet dem.

Utifrån klimattillstånden och platsbeskrivningen kan hypotetiska kritiska situationer eller utvecklingsvägar identifieras. Med hjälp av glaciationsmodellen och de modeller som är kopplade till den kan de hypotetiska utvecklingsvägarna ges underbyggnad, diskuteras, modifieras och motiveras. På så sätt kan istidsscenarier som bör belysas i säkerhetsanalysen formuleras. Platsspecifika data ska så långt möjligt ingå i analysen. De hydrauliska aspekterna är av centralt intresse men även termiska, mekaniska liksom vissa vattenkemiska förhållanden låter sig behandlas.

Om platsspecifika data saknas eller endast finns i begränsad omfattning kan olika geografiska lägen diskuteras generiskt. Med utgångspunkt från den geografiska uppdelningen av Sverige och med hjälp av glaciationsmodellen kan istidsscenarier formuleras som karakteristiska serier av klimatstyrda processtillstånd på en viss plats. Sådana istidsscenarier har beskrivits för följande typiska platser /12.5-1/;

- ett förvar inom fjällzonen
- ett förvar inom sluttning och högplatåzonen, på gränsen mot fjällzonen
- ett förvar inom sluttning och högplatåzonen, på gränsen mot kustzonen
- ett förvar inom den flacka kustzonen

Det är också möjligt att belysa förvaret i förhållande till olika tidsskeden av glaciationscykeln. Det kan göras med hjälp av de identifierade klimatstyrda processtillstånden.

Utifrån de valda scenarierna analyseras de radiologiska riskerna för människor, djur och vegetation som efter en istid skulle kunna ta mark och vatten i besittning. Inom det paleohydrogeologiska forskningsprogrammet behandlas glaciationens påverkan på geosfären, dvs fjärrzonen. Glaciationsmodellen kan också användas för att stödja beskrivningen av biosfären.

13 INTEGRATION AV RESULTAT OCH OSÄKERHET

Kapitlet ska redovisa den utvärdering och den sammanvägning som, i form av en samlad säkerhetsbild, görs av de bedömningar och beräkningar som framkommit genom säkerhetsanalyserna. Utvärderingen/sammanvägningen ska dels relateras till det aktuella syftet, dels redovisa den grad av robusthet som säkerhetsvärderingarna har med avseende på underlagets osäkerhet.

14 SLUTSATSER

Kapitlet sammanfattar den samlade säkerhetsbedömning som genomförts.

I denna rapport har kapitel 13 och 14 inte getts någon text. Den beskrivande texten i SR 95 utgör dels en genomgång av tillgängliga metoder och verktyg, dels lägesredovisningar från pågående arbeten för SR-I. Materialet utgör således inte en sammanhängande säkerhetsredovisning.

Principer och metoder för hantering av osäkerheter och tilltro har diskuterats i kapitel 3.

REFERENSER

Kapitel 1

- 1-1 SKB FUD-program 92. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för forskning, utveckling, demonstration och övriga åtgärder, September 1992.
- 1-2 SKB FUD-program 92, kompletterande redovisning. Kärnkrafts-avfallets behandling och slutförvaring. Komplettering till 1992 års program sammanställd med anledning av regeringsbeslut 1993-12-16, Augusti 1994.
- 1-3 SKIs utvärdering av SKBs FUD-program 92. Gransknings-PM. SKI Teknisk Rapport 93:14, Mars 1993.
- 1-4 SKIs yttrande över SKBs kompletterande redovisning till FUD-program 92. SKI Rapport 95:1, Januari 1995.
- 1-5 FUD-program 95. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för inkapsling, geologisk djupförvaring samt forskning, utveckling och demonstration, September 1995.

Kapitel 2

- 2.2-1 Criteria for Underground Disposal of Solid Radioactive Wastes. IAEA Safety Series nr 60, 1983.
- 2.2-2 **Jensen M.** Conservation and Retrieval of Information – Elements of a Strategy to Inform Future Societies about Nuclear Waste Repositories. Final report of the Nordic Safety Research Project KAN 1-3. Report no. NKS 1993:596, 1993.
- 2.3-1 Statens strålskyddsinstitut. Statens strålskyddsinstituts skyddskriterier för omhändertagande av använt kärnbränsle. SSI-rapport 95-02, 1995.
- 2.3-2 Slutförvaring av högaktivt radioaktivt avfall – Några grundkriterier. Strålskydds- och kärnsäkerhetsmyndigheterna i Danmark, Finland, Island, Norge och Sverige, 1993.
- 2.3-3 Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste, ICRP Publication No 46, Pergamon Press, Oxford, 1985.
- 2.5-1 **Devell L, Ignatiev V.** Waste Management and Disposal for Present and Future Nuclear Power Options – Comparison of Safety Features. In Proc. of the International Conf. on Evaluation of Emerging Nuclear Fuel Cycle Systems, September 11-14 1995, Versailles, France, p 158.
- 2.5-2 UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Publication E.94.IX.2, 1993.

- 2.5-3 SFR-1 Fördjupad säkerhetsanalys. SFR Arbetsrapport 91-10, SKB, Augusti 1991.
- 2.5-4 **Dreicer M, Tort V, Manen P.** Nuclear Fuel Cycle. Estimations of Physical Impacts and Monetary Valuation for Priority Pathways. Report no 234 CEPN DG XII, February 1995.
- 2.5-5 **Snihs J O.** The Approach to Individual and Collective Risk in Regard to Radiation and its Application to Disposal of High Level Waste. SSI-rapport 94-18, Statens Strålskyddsinstitut, 1994.
- 2.6-1 **Jones C H.** Regler och rekommendationer som används vid utsläpp av toxiska ämnen till mark, vatten och sediment. SKB Arbetsrapport (in progress).

Kapitel 3

- 3.2-1 FUD-program 95. Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för inkapsling, geologisk djupförvaring samt forskning, utveckling och demonstration, September 1995.
- 3.2-2 SKB FUD-program 92, kompletterande redovisning. Kärnkrafts-avfallets behandling och slutförvaring. Komplettering till 1992 års program sammanställd med anledning av regeringsbeslut 1993-12-16, Augusti 1994.
- 3.3-1 **Andersson J, Carlsson T, Eng T, Kautsky F, Söderman E, Wingefors S.** 1989. The Joint SKI/SKB Scenario Development Project. SKI Technical Report 89:14/SKB Technical Report. TR 89-35.
- 3.3-2 **Skagius K, Wiborgh M.** 1994. Testing of Influence Diagrams as a Tool for Scenario Development by Application on the SFL 3-5 Repository Concept. SKB Arbetsrapport AR 94-47, Vol 1 och 2.
- 3.3-3 **Stephansson O, Hudson J A.** 1993. SKI/SKB FEPs Identification and Characterization Via the Rock Engineering Systems Approach. SKB Arbetsrapport AR 93-36.
- 3.3-4 **Stephansson O, Hudson J A.** 1994. RES Approach for Scenario Development: With the Methodology applied to a 'Large Rock Movement' Perturbation. SKB Arbetsrapport AR 94-43.
- 3.3-5 **Stephansson O, Hudson J A.** 1995. Preliminary Handbook of RES Documentation Procedures – Implementation of the RES Methodology. SKB Arbetsrapport (in progress).
- 3.3-6 **Eng T, Hudson J, Stephansson O, Skagius K, Wiborgh M.** 1994. Scenario Development Methodologies. SKB Technical Report TR 94-28.
- 3.4-1 **Hedin A.** Osäkerheter i säkerhetsanalysen – metodikbeskrivning. SKB Arbetsrapport AR 95-29, November 1995.

Kapitel 4

- 4.2-1 PLAN 94. Costs for management of the radioactive waste from the nuclear power production. SKB Technical Report TR 94-23, 1994.

- 4.2-2 **Forsyth R.** 1995. Spent nuclear fuel – A review of properties of possible relevance to corrosion processes. SKB Technical Report TR 95-23.
- 4.2-3 **Kjellbert N.** Bränslemängder, Radionuklidinnehåll, Resteffekter och typkapsel för SKB 91. SKB Arbetsrapport AR 90-41.
- 4.2-4 **Edenius M, Forssén B-H.** CASMO-3, A Fuel Assembly Burnup Program. Users Manual. STUDSVIK NFA 89/3.
- 4.2-5 **ORIGEN-2.** Isotope Generation and Depletion Code – Matrix Exponential Method RSIC code package CCC-371.
- 4.2-6 **Håkansson R.** Calculations of radionuclide content and decay heat in spent fuel. SKB Arbetsrapport AR 90-17.
- 4.3-1 **Lindgren M, Brodén K, Carlsson J, Johansson M, Pers K.** 1994. Low and intermediate level waste for SFL 3-5. SKB Arbetsrapport AR 94-32.
- 4.3-2 **Wiborgh M. (Ed.)** 1995. Prestudy of final disposal of long-lived low and intermediate level waste. SKB Technical Report TR 95-03.
- 4.4-1 **Wiborgh M, Markström A.** 1991. Compilation of potential chemical toxic elements in a copper canister containing HLW. SKB Arbetsrapport AR 91-31.
- 4.4-2 **Karlsson F, Wiborgh M.** 1994. Chemotoxic aspects of radioactive waste in Sweden. In Proceedings from Spectrum 94, Nuclear and Hazardous Waste Management International Topic Meeting in Atlanta, Georgia, USA, August 14-18, 1994, Vol 2, pp 1371-1376.

Kapitel 5

- 5.2-1 **Skagius K, Svemar C.** Performance and Safety Analysis of WP-Cave Concept. SKB Technical Report TR 89-26, Stockholm, August 1989.
- 5.2-2 **Project on Alternative Systems Study (PASS).** Final Report. SKB Technical Report TR 93-04, Stockholm, October 1992.
- 5.2-3 **Kärnbränslecykelns slutsteg. Använt kärnbränsle – KBS-3. Del I-IV.** SKBF/KBS, Stockholm, maj 1983.
- 5.2-4 **Lindgren M, Pers K.** Radionuclide Release from the Near-field of SFL 3-5. SKB Arbetsrapport AR 94-54, Stockholm, december 1994.
- 5.2-5 **Svemar C.** Major Design and Layout Determining Factors for Swedish KBS-3 type Repository for Final Disposal of Spent Nuclear Fuel. Fifth International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation, Proceedings, Berlin, September 4-7, 1995 (in progress).
- 5.2-6 **Thunvik R.** Heat Propagation from a Radioactive Waste Repository. Sensitivity Analysis of Thermal and Design Parameters. SKB Djupförvar Projektrapport (in progress).
- 5.2-7 **SKB 91 – Final disposal of Spent Nuclear Fuel. Importance of the Bedrock for Safety.** SKB Technical Report TR 92-20, Stockholm, May 1992.

- 5.2-8 PLAN 95. Kärnkraftens slutsteg. Kostnader för kärnkraftens radioaktiva restprodukter. SKB, Stockholm, juni 1995.
- 5.2-9 **Rosén L, Gustafson G.** 1995. Suitable nearfield design. Stage 2. Provisional positioning index (PPI) predictions with respect to lithology, hydraulic conductivity and rock designation index along the TBM-tunnel. SKB HRL Progress Report PR 25-95-19.
- 5.3-1 **Eriksson J, Werme L.** Copper canisters with cast inner component. Amendment to Project on Alternatives Systems Study (PASS). SKB Technical Report TR 95-02.
- 5.4-1 **Pusch R.** Selection of Buffer Materials with Special Respect to their Performance in a Long-term Perspective. SKB Arbetsrapport AR 95-21, Stockholm, March 1995.
- 5.4-2 **Karnland O, Warfvinge P, Pusch R.** Smectite-to-illite Conversion Models. SKB Arbetsrapport AR 95-27, Stockholm 1995.
- 5.4-3 **Hökmark H.** Smectite-to-illite Conversion in Bentonite Buffers. Application of a Technique for Modeling Degradation Processes. SKB Arbetsrapport AR 95-07, Stockholm, February 1995.
- 5.4-4 **Pusch R.** Consequences of Using Crushed Crystalline Rock as Ballast in KBS-3 Tunnels Instead of Rounded Quartz Particles. SKB Technical Report TR 95-14, Stockholm, February 1995.
- 5.4-5 **Moreno L.** Repository Tunnel Filled with Gravel – Impact on nuclide transport. SKB Arbetsrapport AR 95-34.
- 5.4-6 **Johannesson L-E, Börgesson L, Sandén T.** Compaction of Bentonite Blocks. Development of Technique for Industrial Production of Blocks which are Manageable by man. SKB Technical Report TR 95-19.

Kapitel 6

- 6.1-1 **Gustafson G, Stanfors R, Wikberg P.** 1988. Swedish Hard Rock Laboratory. First evaluation of pre-investigations 1986-87 and target area characterization. SKB Technical Report TR 88-16.
- 6.1-2 **Gustafson G, Stanfors R, Wikberg P.** 1989. Swedish Hard Rock Laboratory. First evaluation of 1988 year pre-investigations and description of the target area, the island of Äspö. SKB Technical Report TR 89-16.
- 6.1-3 **Stanfors R, Erlström M, Markström I.** 1991. Äspö Hard Rock Laboratory. Overview of the investigations 1986-1990. SKB Technical Report TR 91-20.
- 6.1-4 **Almén K, Zellman O.** 1991. Äspö Hard Rock Laboratory. Field investigation methodology and instruments used in the pre-investigation phase, 1986-1990. SKB Technical Report TR 91-21.
- 6.1-5 **Wikberg P, Gustafson G, Rhén I, Stanfors R.** 1991. Äspö Hard Rock Laboratory. Evaluation and conceptual modelling based on the pre-investigations 1986-1990. SKB Technical Report TR 91-22.

- 6.1-6 Gustafson G, Liedholm M, Rhén I, Stanfors R, Wikberg P.** 1991. Äspö Hard Rock Laboratory. Predictions prior to excavation and the process of their validation. SKB Technical Report TR 91-23.
- 6.1-7 Smellie J, Laaksoharju M.** 1992. The Äspö Hard Rock Laboratory. Final evaluation of the hydrochemical pre-investigations in relation to existing geologic and hydraulic conditions. SKB Technical Report TR 92-31.
- 6.1-8 Rhén I, Svensson U, Andersson J-E, Andersson P, Eriksson C-O, Gustafsson E, Ittner T, Nordqvist R.** 1992. Äspö Hard Rock Laboratory: Evaluation of the combined long term pumping and tracer test (LPT2) in borehole KAS06. SKB Technical Report TR 92-32.
- 6.2-1 Stanfors R** 1987. Sammanställning av geodata från Simpevarp - Ävröområdet. SKB HRL Tekniskt PM 25-87-019.
- 6.2-2 Stanfors R, Erlström M, Markström I.** 1991. Äspö Hard Rock Laboratory. Overview of the investigations 1986-1990. SKB Technical Report TR 91-20.
- 6.2-3 Gustafson G, Stanfors R, Wikberg P.** 1989. Swedish Hard Rock Laboratory. First evaluation of 1988 year pre-investigations and description of the target area, the island of Äspö. SKB Technical Report TR 89-16.
- 6.2-4 Gustafson G, Stanfors R, Wikberg P.** 1988. Swedish Hard Rock Laboratory. First evaluation of pre-investigations 1986-87 and target area characterization. SKB Technical Report TR 88-16.
- 6.2-5 Wikberg P, Gustafson G, Rhén I, Stanfors R.** 1991. Äspö Hard Rock Laboratory. Evaluation and conceptual modelling based on the preinvestigations 1986-1990. SKB Technical Report TR 91-22.
- 6.2-6 Gustafson G, Liedholm M, Rhén I, Stanfors R, Wikberg P.** 1991. Äspö Hard Rock Laboratory. Predictions prior to excavation and the process of their validation. SKB Technical Report TR 91-23.
- 6.2-7 Nisca D.** 1987. Aerogeophysical interpretation. SKB HRL Progress Report PR 25-87-04.
- 6.2-8 Talbot C, Riad L, Munier R.** 1988. The geological structures and tectonic history of Äspö, SE Sweden. SKB HRL Progress Report PR 25-88-05.
- 6.2-9 Stenberg L, Sehlstedt S.** 1989. Geophysical profile measurements on interpreted regional aeromagnetic lineaments in the Simpevarp area. SKB HRL Progress Report PR 25-89-03.
- 6.2-10 Cornfält K-A, Wikman H.** 1988. The rocks of the Äspö island. Description to the detailed maps of solid rocks including maps of 3 uncovered trenches. SKB HRL Progress Report PR 25-88-12.
- 6.2-11 Eriksson E, Sehlstedt S.** 1989. Description of background data in the SKB database GEOTAB. SKB Technical Report TR 89-02.
- 6.2-12 Munier R.** 1989. Brittle tectonics on Äspö, SE Sweden. SKB HRL Progress Report PR 25-89-15.

- 6.2-13 Ericsson L O.** 1988. Fracture mapping study on Äspö island. Findings of directional data. SKB HRL Progress Report PR 25-88-10.
- 6.2-14 Nisca D, Triumf C-A.** 1989. Detailed geomagnetic and geoelectric mapping of Äspö. SKB HRL Progress Report PR 25-89-01.
- 6.2-15 Carlsten S. 1989.** Results from radar measurements in KAS05-08 on Äspö. Interpretation of fracture zones by including radar measurements from KAS02 and KAS04. SKB HRL Progress Report PR 25-89-10.
- 6.2-16 Carlsten S. 1990.** Borehole radar measurements at Äspö boreholes KAS09-14. SKB HRL Progress Report PR 25-90-05.
- 6.2-17 Cosma C, Heikkinen P, Keskinen J, Korhonen R.** 1990. VSP-survey including 3-D interpretation on Äspö, Sweden, borehole KAS07. SKB HRL Progress Report PR 25-90-07.
- 6.2-18 Kornfält K-A, Wikman H.** 1987. Description to the map of the solid rocks around Simpevarp. SKB HRL Progress Report PR 25-87-02.
- 6.2-19 Bjarnason B, Klasson K, Leijon B, Strindell L, Öhman T.** 1989. Rock stress measurements in boreholes KAS 02, KAS 03 and KAS 05 on Äspö. SKB HRL Progress Report PR 25-89-17.
- 6.2-20 Stanfors R, Erlström M.** 1994. SKB Palaeohydrogeological programme – Extended geological models of the Äspö area. SKB Arbetsrapport AR 95-20.
- 6.2-21 Stille H, Olsson P.** 1989. First evaluation of rock mechanics. SKB HRL Progress Report PR 25-89-07.
- 6.3-1 Smellie J, Laaksoharju M.** 1992. The Äspö Hard Rock Laboratory. Final evaluation of the hydrochemical pre-investigations in relation to existing geologic and hydraulic conditions. SKB Technical Report TR 92-31.
- 6.3-2 Christiansson R, Stenberg L.** 1991. Manual for field work in the tunnel. SKB HRL Progress Report PR 25-91-10.
- 6.3-3 Nilsson A-C.** 1994. Compilation of groundwater chemistry data from Äspö, 1990–1994. SKB HRL Progress Report PR 25-95-02.
- 6.4-1 Wikberg P, Gustafson G, Rhén I, Stanfors R.** 1991. Äspö Hard Rock Laboratory. Evaluation and conceptual modelling based on the pre-investigations 1986-1990. SKB Technical Report TR 91-22.
- 6.4-2 Rhén I, Danielsson P, Forsmark T, Gustafson G, Liedholm M.** 1994. Geohydrological evaluation of the data from section 2265 - 2874 m. SKB HRL Progress Report PR 25-94-20.
- 6.4-3 Rhén, I** 1995. SR-95. Compilation of geohydrological data for Äspö. SKB Arbetsrapport AR 95-12.
- 6.4-4 Nyberg G, Jönsson S, Ekman L.** 1995. Äspö Hard Rock Laboratory. Groundwater level program report for 1994. SKB HRL Progress Report PR 25-95-08.
- 6.4-5 Svensson U** 1987. Hydrological conditions in the Simpevarp area. SKB HRL Progress Report PR 25-87-09.

- 6.4-6** Liedholm M 1987. Regional well water chemistry. SKB HRL Progress Report PR 25-87-08.
- 6.4-7** Grundfeldt, B, Liedholm, M, Lindbom, B, Rhén I. 1990. Predictive groundwater flow modeling of a long time pumping test (LPT1) at Äspö. SKB HRL Progress Report PR 25-90-04.
- 6.4-8** Rhén I (ed), Svensson U (ed), Andersson J-E, Andersson P, Eriksson C-O, Gustafsson E, Ittner T, Nordqvist R. 1992. Äspö Hard Rock Laboratory: Evaluation of the combined pumping and racer test (LPT2) in borehole KAS06. SKB Technical Report TR 92-32.
- 6.4-9** Ittner T, Gustafsson E. 1994. Groundwater chemistry and transport of solutes. Presentation of surface borehole data during pre-investigation and tunnel construction. SKB HRL Progress Report PR 25-94-38.
- 6.4-10** SKI, 1991. SKI Project-90. SKI Technical Report TR 91:23.
- 6.4-11** Svensson U. 1991. Groundwater flow at Äspö and changes due to the excavation of the laboratory. SKB HRL Progress Report PR 25-91-03.
- 6.4-12** Gustafsson G, Liedholm M, Rhén I, Stanfors R, Wikberg P. 1991. Äspö Hard Rock Laboratory. Predictions prior to excavation and the process of their validation. SKB Technical Report TR 91-23.
- 6.4-13** Stanfors R, Erlström. 1995. SKB Palaeohydrogeological programme – Extended geological models of the Äspö area. SKB Arbetsrapport AR 95-20.
- 6.4-14** Almén K-E, Olsson P, Rhén I, Stanfors R, Wikberg P. 1994. Äspö Hard Rock Laboratory – Feasibility and usefulness of site investigation methods. Experience from the pre-investigation phase. SKB Technical Report TR 94-24.
- 6.4-15** Winberg A. 1994. Data needs for stochastic continuum modelling of groundwater flow and solute transport. SKB Djupförvar Projekt-rapport PR 44-94-002.
- 6.4-16** Nilsson L. 1989. Hydraulic tests at Äspö and Laxemar. SKB HRL Progress Report PR 25-88-14.
- 6.4-17** Winberg A. 1994. Geostatistical analysis of transmissivity data from fracture zones at Äspö. SKB HRL Progress Report PR 25-94-17.
- 6.5-1** Carbol P, Engkvist I. 1995. Sorption och sorptionsmodeller – Tillämpningar och begränsningar i säkerhetsanalys. SKB Arbetsrapport AR 95-26.
- 6.5-2** Grenthe I, Stumm W, Laaksoharju M, Nilsson A-C, Wikberg P. 1992. Redox potentials and redox reactions in deep groundwater systems. Chemical Geology, vol 98 (1992), 131-150.
- 6.5-3** Tullborg E-L, Wallin B, Landström O. 1991. Hydrogeochemical studies of fracture minerals from water conducting fractures and deep groundwaters at Äspö. SKB HRL Progress Report PR 25-90-01.

- 6.5-4 **Christiansen-Sätmark B.** 1995. Transport of radionuclides and colloid through quartz sand columns. Doctoral thesis, Dept of Nuclear Chemistry, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- 6.5-5 **Allard B, Karlsson F, Neretnieks I.** 1991. 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.
- 6.5-6 **Pedersen K, Karlsson F.** 1995. Investigations of subterranean microorganisms. Their importance for performance assessment of radioactive waste disposal. SKB Technical Report TR 95-10.
- 6.5-7 **Ledin A, Düker A, Karlsson S, Allard B.** 1995. Measurements of colloid concentrations in the fracture zone, Äspö Hard Rock Laboratory, Sweden. SKB Technical Report TR 95-17.
- 6.5-8 **Laaksoharju M, Degueudre C, Skårman C.** 1995. Studies of colloids and their importance for repository performance assessment. SKB Technical Report TR 95-24.
- 6.6-1 SKB, 1992. SKB 91 – Final disposal of spent fuel. Importance of the bedrock for safety. SKB Technical Report TR 92-20.
- 6.6-2 **Ahlbom K.** 1991. Typberg i Finnsjöområdet. SKB Arbetsrapport AR 91-15.
- 6.6-3 **Wikberg P, Gustafson G, Rhén I, Stanfors R.** 1991. Äspö Hard Rock Laboratory. Evaluation and conceptual modelling based on the pre-investigations 1986-1990. SKB Technical Report TR 91-22.
- 6.6-4 **Boghammar A, Widén H, Grundfelt B.** 1995. The effect of the extent of site investigation on the estimation of geohydrological performance measures – a numerical study using HYDRASTAR 1.4. SKB Arbetsrapport AR 95-03.
- 6.6-5 **Mackay R.** 1993. A Study of the effect of the extent of site investigation upon the estimation of radiological performance. DoE/HMIP/RR/93.053.
- 6.6-6 **Birgersson L, Boghammar A, Grundfelt B, Lindbom B, Lundström P, Widén H.** 1995. SR 95 – Hydrogeological modelling of Äspö. Comparison of pre-investigation phase data and construction phase data. SKB Arbetsrapport AR 95-33.

Kapitel 7

- 7.1-1 **Munier R, Sandstedt H.** SR-95: Hypothetical layout using site data from Äspö. SKB Arbetsrapport AR 94-53.
- 7.2-1 **Thunvik R.** Heat Propagation from a Radioactive Waste Repository – Sensitivity Analysis of Thermal and Design Parameters. SKB Djupförvar Arbetsrapport AR D-95-015
- 7.2-2 **Pusch R, Börgesson L.** PASS – Project on Alternative Systems Study. Performance Assessment of bentonite clay barrier in three repository concepts: VDH, KBS-3 and VLH. SKB Technical Report TR 92-40.
- 7.2-3 **Börgesson L, Fredriksson A, Johannesson L-E.** Heat conductivity of buffer materials. SKB Technical Report TR 94-29.

- 7.3-1 **Lindqvist P-A, Suarez del Rio L M, Mantoto M, Tan X C, Kou S Q.** Rock indentation database – Testing procedures, results and main conclusions. SKB Djupförvar Projektrapport PR 44-94-023.
- 7.3-2 **Antio J.** Characterization of the Excavation Disturbance Caused by Boring of the Experimental Full Scale Deposition Holes at the Research Tunnel at Olkiluoto. Saanio & Riekkola OY Progress Report (in progress).
- 7.3-3 **Winberg A.** Overview and Review of Experiments in the Excavation Disturbed Zone. SKB HRL Progress Report PR 25-95-17.
- 7.3-4 **Pusch R, Stanfors R.** Disturbance of Rock around Blasted Tunnels. Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr. 29(1992): 5, 447-456.
- 7.3-5 **Olsson O m fl.** Äspö Hard Rock Laboratory. Status Report April - June 1995. SKB HRL Technical Document TD 25-95-011.
- 7.3-6 **Börgesson L, Pusch R, Fredriksson A, Hökmark H, Karnland O, Sandén T.** Final report of the Rock Sealing Project – Identification of zones disturbed by blasting and stress release. Stripa Project TR 92-08
- 7.3-7 **Andersson P.** Skadezon vid tunneldrivning. SveBeFo Rapport 8, Stockholm 1994
- 7.3-8 **Pusch R, Börgesson L.** PASS – Project on Alternative Systems Study. Performance Assessment of bentonite clay barrier in three repository concepts: VDH, KBS-3 and VLH. SKB Technical Report TR 92-40.
- 7.3-9 **Rosén L, Gustafson G.** 1995. Suitable nearfield design. Stage 2. Provisional positioning index (PPI) predictions with respect to lithology, hydraulic conductivity and rock designation index along the TBM-tunnel. SKB HRL Progress Report PR 25-95-19.
- 7.4-1 **Windelhed K, Alestam M, Markström I.** Bygganalys för SR 95. SKB Djupförvar Arbetsrapport AR D-95-009.
- 7.4-2 **Kenne A, Larsson H.** Främmande material som kan bli kvar i djupförvaret. SKB Djupförvar Arbetsrapport AR D-95-002.

Kapitel 8

- 8.2-1 **Sundblad B, Bergström U, Evans S and Puigdomenech I.** Long-term dynamics of a lake ecosystem and the implications for radiation exposure. SKB Technical Report TR 88-31.
- 8.2-2 **Vieno Timo.** Well -94. A stylized well scenario for indicative dose assessment of deep repositories. IVO/TVO Report YJT-94-19. Dec 1994.

Kapitel 9

- 9.3-1 **Skagius K, Wiborgh M, Ström A.** 1995. The Use of Interaction Matrices for Identification, Structuring and Ranking of FEPs in a Repository System, Application on the Far-field of a Deep Geological Repository for Spent Fuel. SKB Technical Report TR 95-22.
- 9.3-2 **Widén H, Sellin P.** 1994. Performance of the SKB Copper/Steel Canister. SKB Technincal Report TR 94-14.
- 9.3-3 **Werme L.** 1990. Near-field performance of the advanced cold process canister. SKB Technical Report TR 90-31.
- 9.3-4 **Nilsson S, Smith G.** The Rock Engineering Systems (RES) Methodology Applied to the Biosphere Part of a Safety Analysis. Report from a BIOMOVs II Reference Biosphere Subgroup Meeting in september 1994. SKB Arbetsrapport AR 94-51.

Kapitel 10

- 10.2-1 **Pierre B.** Mekanisk värmeteori, Kompendium KTH, 1987.
- 10.2-2 **ANSYS.** Swanson Analysis Systems, Inc. P.O. Box 65, Johnson Road, Houston, PA 15342-0065, U.S.A.
- 10.2-3 **SOLVIA SYSTEM,** Version 90.2, Solvia Engineering AB, Västerås.
- 10.2-4 **Thunvik R, Braester C.** 1991. Heat Propagation from a Radioactive Waste Repository. SKB 91 reference canister. SKB Technical Report TR 91-61.
- 10.2-5 **Israelsson J.** Global Thermo-Mechanical Effects from a KBS-3 Type of Repository – Phase 1: Elastic Analyses. SKB Djupförvar Projektrapport PR D-95-008, June 1995.
- 10.2-6 **Ahlbom K, Svensson U.** 1991. The groundwater circulation in the Finnsjön area - the impact of density gradients. SKB Technical Report TR 91-57.
- 10.3-1 **Skagius K, Ström A, Wiborgh M.** 1995. The use of interaction matrices for identification, structuring and ranking of FEPS in a repository system – Application on the far-field of a deep repository for spent fuel. SKB Technical Report TR 95-22.
- 10.3-2 **Larsson S-Å, Tullborg E-T.** 1993. Tectonic regimes in the Baltic Shield during the last 1200 Ma – A review. SKB Technical Report TR 94-05.
- 10.3-3 **Wallin B, Peterman Z.** 1994. SKB/DOE geochemical investigations using stable and radiogenic isotopic methods – First year. SKB HRL International Cooperation Report ICR 94-06.
- 10.3-4 **Ahlbom K.** 1991. Typberg i Finnsjöområdet. SKB Arbetsrapport AR 91-15.
- 10.3-5 **Birgersson L, Boghammar A, Grundfelt B, Lindbom B, Lundström P, Widén H.** 1995. SR 95 – Hydrogeological modelling of Äspö. Comparison of pre-investigation phase data and construction phase data. SKB Arbetsrapport AR 95-33.

- 10.3-6 Boulton G S, Hulton N, Wallroth T.** Impacts of Long-term Climate Change on Subsurface Conditions for Safety Assessments. SKB Arbetsrapport (in preparation).
- 10.3-7 Wahlström R, Kim W, Uski M.** Regional Spectral Scaling Relations of Source Parameters for Earthquakes in the Baltic Shield. *Tectophysics* 166, Uppsala, 1989.
- 10.3-8 Röshoff K.** 1989. Seismic effects on bedrock and underground construction. A literature survey of damage on constructions, changes in groundwater levels and flow, changes in chemistry in groundwater and gases. SKB Technical Report TR 89-30.
- 10.3-9 Shimizu I, Osawa H, Seo T, Yasuike S, Sasaki S.** Earthquake-related ground motion and groundwater pressure change at the Kamaishi Mine. Manuscript for Engineering Geology, Special Issue "Fault Activity and Earthquake Proof Design" (to be published).
- 10.3-10 SKB 91.** Final disposal of spent nuclear fuel. Importance of the bedrock for safety. SKB Technical Report TR 92-20, 1992.
- 10.4-1 Ekberg, M.** Lagringsbehållare för utbränt kärnbränsle. Kollaps-tryck för gjuten insats. Projekt Inkapsling, Projekt PM 95-3420-11.
- 10.4-2 Werme L, Sellin P, Kjellbert N.** Copper canisters for high level waste disposal. Corrosion aspects. SKB Technical Report TR 92-26.
- 10.4-3 Wersin P, Spahiu K, Bruno J.** Kinetic modelling of bentonite canister interaction. Long-term predictions of copper canister corrosion under oxic and anoxic conditions. SKB Technical Report TR 94-25.
- 10.4-4 Wersin P, Spahiu K, Bruno J.** Time evolution of oxygen and redox conditions in a HLW repository. SKB Technical Report TR 94-02.
- 10.4-5 Christensen H, Bjergbakke E.** Radiolysis of groundwater from HLW stored in copper canisters. SKBF/KBS Technical Report TR 82-02.
- 10.4-6** Korrosionsinstitutet och dess referensgrupp. Koppar som kapslingsmaterial för icke upparbetat kärnbränsleavfall – bedömning ur korrosionssynpunkt. KBS Technical Report TR 90.
- 10.4-7** The Swedish Corrosion Institute and its reference group. Corrosion of a copper canister for spent nuclear fuel. SKBF/KBS Technical Report TR 83-24.
- 10.4-8 Rosborg B, Svensson B-M.** Spänningskorrosionsprovning av koppar i syntetiskt grundvatten. Studsvik Report STUDSVIK/M94/73, 1994.
- 10.4-9 Henshaw J.** Modelling of Nitric Acid Production in the Advanced Cold Process Canister Due to Irradiation of Moist Air. SKB Technical Report 94-15, January 1994.
- 10.4-10 Blackwood D J, Naish C C, Rance A P.** Further Research on Corrosion Aspects of the Advanced Cold Process Canister. AEA-ESD-0052, August 1994.

- 10.4-11 Blackwood D J, Naish C C.** The Effect of Galvanic Coupling Between the Copper Outer Canister and the Carbon Steel Inner Canister on the Corrosion Resistance of the Advanced Cold Process Canister. AEA-ESD-0053, August 1994.
- 10.4-12 Hallberg, R O, Östlund P, Wadsten T.** Inferences from a Corrosion Study of a Baroque Cannon, Applied to High Level Nuclear Waste Disposal. Applied Geochemistry Vol 3, pp 273-280, 1988.
- 10.4-13 Angus N S, Brown, G T, Cleere, H F.** The Iron Nails from the Roman Legionary Fortress at Inchtuthil, Perthshire. Journal of Iron and Steel Institute, 200, 956-968 (1962).
- 10.4-14 Pedersen K, Karnland O, Mehrdad M.** A low content of free water in compacted bentonite is lethal to bacteria that induce corrosion. SKB Technical Report (in progress).
- 10.5-1 Kahr G, Kraehenbuehl F, Müller-Vonmoos M, Stoeckli H.** Wasseraufnahme und Wasserbewegung in hochverdichtetem Bentonit. NAGRA Technischer Bericht 86-14, 1986.
- 10.5-2 Pusch R.** Selection of buffer materials with special respect to their performance in a long-term perspective. SKB Arbetsrapport AR 95-21.
- 10.5-3 Pusch R.** Stress/Strain/Time Properties of Highly Compacted Bentonite. SKBF/KBS Technical Report TR 83-47.
- 10.5-4 Pusch R, Karnland O, Hökmark H, Sandén T, Börgesson L.** Final report of the Rock Sealing Project – Sealing properties and longevity of smectite clay grouts. Stripa Project TR 91-30.
- 10.5-5 Pusch R, Karnland O, Lajudie A, Lechelle J.** MX 80 clay exposed to high temperatures and gamma radiation. SKB Technical Report TR 93-03.
- 10.5-6 Smectite Alteration.** Proceedings of a workshop convened at the Shoreham hotel, Washington D C, December 8-9, 1983. SKB/KBS Technical Report TR 84-11.
- 10.5-7 Karnland O, Warfvinge P, Pusch R.** Smectite-to-illite Conversion Models. SKB Arbetsrapport AR 95-27, Stockholm 1995.
- 10.5-8 Hökmark H.** Smectite-to-illite conversion in bentonite buffers – application of a technique for modelling degradation processes. SKB Arbetsrapport AR 95-07.
- 10.5-9 Wieland E, Wanner H, Albinsson A, Wersin P, Karnland O.** A surface chemical model of the bentonite-water interactions and its implications for modelling the near field chemistry in a repository for spent fuel. SKB Technical Report TR 94-26.
- 10.5-10 Pusch R, Karnland O, Hökmark H.** GMM – A general microstructural model for qualitative and quantitative studies of smectite clays. SKB Technical Report TR 90-43.
- 10.5-11 Pusch R.** Gas transport through smectitic clay and crystalline rock – A state-of-the-art report on gas release from a KBS3-type repository. SKB Arbetsrapport AR 94-61.

- 10.5-12 Pusch R, Karnland O.** Geological evidence of smectite longevity. The Sardinian and Gotland cases. SKB Technical Report TR 88-26.
- 10.5-13 Pusch R, Karnland O.** Preliminary report on longevity of montmorillonite clay under repository related conditions. SKB Technical Report TR 90-44.
- 10.5-14 Wersin P, Spahiu K, Bruno J.** Time evolution of oxygen and redox conditions in a HLW repository. SKB Technical Report TR 94-02.
- 10.5-15 Wanner H.** Sensitivity analysis of key parameters in the bentonite model. SKB Arbetsrapport AR 95-13.
- 10.5-16 Jacobsson A, Pusch R.** Egenskaper hos bentonitbaserat buffertmaterial. KBS Technical Report TR 32.
- 10.5-17 Pedersen K, Karlsson F.** Investigations of subterranean microorganisms. Their importance for performance assessment of radioactive waste disposal. SKB Technical Report TR 95-10.
- 10.5-18 Le Bell J C.** Colloid chemical aspects of the "Confined Bentonite Concept". KBS Technical Report TR 97, 1978.
- 10.5-19 Neretnieks I.** Diffusivities of some dissolved constituents in compacted wet bentonite clay (MX-80) and the impact on radionuclide migration in the buffer. SKBF/KBS Technical Report TR 82-27.
- 10.5-20 Eriksen T, Jacobsson A.** Diffusion of hydrogen, hydrogen sulphide and large molecular weight anions in bentonite. SKBF/KBS Technical Report TR 82-17.
- 10.5-21 Olofsson U, Allard B, Bengtsson M, Torstenfelt B, Andersson K.** Formation and properties of actinide colloids. SKBF/KBS Technical Report TR 83-08.
- 10.5-22 Brandberg F, Skagius K.** Porosity, sorption and diffusivity data compiled for the SKB 91 study. SKB Technical Report TR 91-16.
- 10.5-23 Eriksen T.** Mätningar av genomdiffusion av Sr och Cs i kompakterad bentonit (personlig kommunikation).
- 10.6-1 Kleykamp H.** The chemical state of fission products in oxide fuels. *Journal of Nuclear Materials* 131 (1985), 221-246.
- 10.6-2 Forsyth R, Werme L.** Spent fuel corrosion and dissolution. *Journal of Nuclear Materials* 190 (1992), 3-19.
- 10.6-3 Johnson L, Shoesmith D.** Spent Fuel in Radioactive Waste Forms for the Future, eds W Lutze and R C Ewing, 1988.
- 10.6-4 Werme L, Sellin P, Forsyth R.** Radiolytically induced oxidative dissolution of spent nuclear fuel. SKB Technical Report TR 90-08.
- 10.7-1 Cera E, Savage D, Casas I, Bruno J.** Solubility limits for SR-95. Solubility limiting solid phases and calculated solubilities. Experiences from natural systems and the Tracex data base. SKB Arbetsrapport (in progress).
- 10.7-2 Broyd T, Read D.** CHEMVAL Project. Report on stage 1: verification of speciation models. EUR 12237 EN.

- 10.7-3 Bruno J, Sellin P.** Radionuclide solubilities to be used in SKB 91. SKB Technical Report TR 92-13.
- 10.7-4 Berner U.** KRISTALLIN-I: Estimates of Solubility Limits for Safety Relevant Radionuclides. PSI Bericht Nr. 95-07.

Kapitel 11

- 11.1-1 Olsson O, Bäckblom G, Gustafson G, Rhén I, Stanfors R, Wikberg P.** 1994. The structure of conceptual models with application to the Äspö HRL project. SKB Technical Report TR 94-08.
- 11.2-1 SKB FUD-program 92, kompletterande redovisning. Kärnkrafts-avfallets behandling och slutförvaring. Komplettering till 1992 års program sammanställd med anledning av regeringsbeslut 1993-12-16, Augusti 1994.**
- 11.2-2 Skagius K, Ström A, Wiborgh M.** 1995. The use of interaction matrices for identification, structuring and ranking of FEPS in a repository system – Application on the far-field of a deep repository for spent fuel. SKB Technical Report TR 95-22.
- 11.2-3 Geier J E, Axelsson C-L, Hässler L. Benabderrahmane A.** 1992. Discrete fracture modelling of the Finnsjön rock mass: Phase 2. SKB Technical Report TR 92-07.
- 11.2-4 Gylling B, Moreno L, Neretnieks I.** 1994. Data requirements for the channel network model. SKB Djupförvar Projektrapport PR 44-94-014.
- 11.2-5 Follin S.** 1992. Numerical calculations on heterogeneity of groundwater flow. SKB Technical Report TR 92-14.
- 11.2-6 Geier J E, Dershowitz W S.** 1992. Data requirements for discrete fracture network modelling. SKB Djupförvar Projektrapport PR 44-92-009.
- 11.2-7 Winberg A.** 1994. Data needs for stochastic continuum modelling of groundwater flow and solute transport. SKB Djupförvar Projektrapport PR 44-94-002.
- 11.2-8 Boghammar A, Grundfelt B, Widén H.** 1993. Analysis of the regional groundwater flow in the Finnsjön area. SKB Technical Report TR 93-15.
- 11.2-9 La Pointe P R.** 1994. Evaluation of stationary and non-stationary geostatistical models for inferring hydraulic conductivity values at Äspö. SKB Technical Report TR 94-22.
- 11.2-10 La Pointe P R, Wallman P, Follin S.** 1995. Estimation of Effective Block Conductivities Based on Discrete Network Analyses Using Data from the Äspö Site. SKB Technical Report TR 95-15.
- 11.2-11 Eriksson L O, Ooppelstrup J.** 1994. Calibration with Respect to Hydraulic Head Measurements in Stochastic Simulation of Groundwater Flow - A Numerical Experiment Using MATLAB. SKB Technical Report TR 94-30.

- 11.2-12** The International HYDROCOIN Project, 1992. Groundwater Hydrology Modelling Studies for Performance Assessment of Nuclear Waste Disposal, Level 4: Summary Report. OECD/NEA.
- 11.2-13** **Gnirk, P.** 1993. OECD/NEA International Stripa Project 1980-1992. Overview volume II Natural Barriers.
- 11.2-14** **Gustafson G, Ström A.** 1995. The Äspö Task Force on Modelling of Groundwater Flow and Transport of Solutes – Evaluation Report on Task No 1, the LPT2 Large Scale Field Experiments. SKB HRL International Cooperation Report ICR 95-05.
- 11.2-15** **Cliffe K A, Jackson C P, Morris S T.** 1995. Assessment Model Validity Document – NAMMU: A Program for Calculations of Groundwater Flow and Transport Through Porous Media. SKB Arbetsrapport AR 95-11.
- 11.2-16** **Dershowitz W S m fl.** FRACMAN interactive discrete feature analysis, geometric modelling and exploration simulation. User Documentation, version 2.3. Golder Associates Inc, USA.
- 11.2-17** **Herbert A W.** 1994. NAPSAC (Release 3.0) Summary Document, AEA Technology Report AEA-D&R-0271, Release 3.0 Issue 1.
- 11.2-18** **Fairhurst C, Gera F, Gnirk P, Gray M, Stillborg B.** 1993. OECD/NEA International Stripa Project 1980-1992, Overview volume I Executive Summary.
- 11.2-19** **Norman S.** 1992. HYDRASTAR – a Code for Stochastic Simulation of Groundwater Flow. SKB Technical Report TR 92-12.
- 11.2-20** **Hartley L J, Jackson C P.** NAMMU (Release 6.1) User Guide. AEA Report AEA-D&R-0472.
- 11.2-21** **Gylling B, Moreno L.** 1995. The Channel Network Model CHAN3D – User’s Manual and Model Description, Version 1.0. SKB Arbetsrapport AR 95-17.
- 11.2-22** **Gylling B, Moreno L, Neretnieks I, Birgersson L.** 1994. Analysis of LPT2 Using the Channel Network Model. SKB HRL International Cooperation Report ICR 94-05.
- 11.2-23** **Morris S M, Cliffe K A.** 1994. Verification of HYDRASTAR: Analysis of Hydraulic Conductivity Fields and Dispersion. SKB Technical Report TR 94-21.
- 11.2-24** **Spalding D B.** A general purpose computer program for multidimensional one- and two-phase flow. Math Com Sim 8, pp 267–276, 1981.
- 11.2-25** **Elert M.** 1994. Note on the Use of PARTRACK-PHOENICS for Performance Assessment Modelling. SKB Arbetsrapport AR 94-57.
- 11.3-1** The Status of Near-Field Modelling. Proceedings of a Technical Workshop – Cadarache, France, 11–13 May 1993.
- 11.3-2** Tullgarn users guide. SKB Technical Report (in preparation).
- 11.3-3** **Nilsson L, Moreno L, Neretnieks I, Romero L.** 1991. 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.

- 11.3-4 Kjellbert N.** Tullgarn – A Near Field Radionuclide Migration Code. SKB Arbetsrapport AR 91-25
- 11.3-5 Romero L, Moreno L, Neretnieks I.** 1995. Model Validity Document – NUCTRAN: A Computer Program to Calculate Radionuclide Transport in the Near Field of a Repository. SKB Arbetsrapport AR 95-14.
- 11.4-1** SKB FUD-program 92, kompletterande redovisning. Kärnkrafts-avfallets behandling och slutförvaring. Komplettering till 1992 års program sammanställd med anledning av regeringsbeslut 1993-12-16, Augusti 1994.
- 11.4-2 Birgersson L, Neretnieks I.** 1988. Diffusion in the Matrix of Granitic Rock. Field Test in the Stripa Mine. Final Report. SKB Technical Report TR 88-08.
- 11.4-3 de Marsily G.** 1986. Quantitative hydrogeology, groundwater hydrology for engineers. Academic Press, Inc., Orlando, USA.
- 11.4-4 Olsson O, Neretnieks I, Cvetkovic V.** 1994. Deliberations on radionuclide transport and rationale for tracer transport experiments to be performed at Äspö – A selection of papers. SKB HRL Progress Report PR 25-95-01.
- 11.4-5 Christiansen-Sätmark B.** 1995. Transport of radionuclides and colloid through quartz sand columns. Doctoral Thesis, Dept of Nuclear Chemistry, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- 11.4-6 Wikramaratna R S, Goodfield M, Rodwell W R, Nash P J, Agg P J.** 1993. A preliminary Assessment of Gas Migration from the Copper/Steel Canister. SKB Technical Report TR 93-31.
- 11.4-7 Skagius K, Ström A, Wiborgh M.** 1995. The use of interaction matrices for identification, structuring and ranking of FEPS in a repository system – Application on the far-field of a deep repository for spent fuel. SKB Technical Report TR 95-22.
- 11.4-8** SKB, 1992. SKB 91. Final disposal of spent nuclear fuel. Importance of the bedrock for safety. SKB Technical Report TR 92-20, Stockholm.
- 11.4-9 Elert M, Neretnieks I, Kjellbert N, Ström A.** 1992. Description of the transport mechanisms and pathways in the far field of a KBS-3 type repository. SKB Technical Report TR 92-09.
- 11.4-10 Elert M, Grundfelt B, Widén H, Boghammar A.** 1994. Modelling of Radionuclide Transport in the Far Field. Requirements for Safety Analysis. SKB Arbetsrapport AR 94-44.
- 11.4-11 Moreno L, Gylling B, Neretnieks I.** 1995. Solute Transport in Fractured Media – The Important Mechanisms for Performance Assessment. SKB Technical Report TR 95-11.
- 11.4-12 Carbol P, Engkvist I.** 1995. Sorption och sorptionsmodeller – Tillämpningar och begränsningar i säkerhetsanalys. SKB Arbetsrapport AR 95-26.
- 11.4-13 Neuman S P.** 1994. OECD/NEA Symposium GEOVAL -94. Some Personal Lessons learned from INTRAVAL, Paris.

- 11.4-14 Laaksoharju M, Degueldre C, Skårman C.** 1995. Studies of colloids and their importance for repository performance assessment. SKB Technical Report TR 95-24.
- 11.4-15 Allard B, Karlsson F, Neretnieks I.** 1991. 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.
- 11.4-16 Abelin H, Neretnieks I, Tunbrandt S, Moreno L.** 1985. Final report of the Migration in a Single Fracture – Experimental Results and Evaluation. SKB Stripa Project Technical Report 85-03.
- 11.4-17 Landström O, Klockars C-E, Persson O, Tullborg E-L, Larsson S-Å, Andersson K, Allard B, Torstenfeldt B.** 1983. Migration Experiment in Studsvik. SKBF/KBS Technical Report TR 83-18.
- 11.4-18 Andersson P, Eriksson C-O, Gustafsson E, Ittner T.** 1990. Dipole Tracer Experiment in a Low-angle Fracture zone at Finnsjön. SKB Arbetsrapport AR 90-24.
- 11.4-19 INTRACOIN – International Nuclide Transport Code Inter-comparison Study, Final Report Levels 2 and 3, Model validation and uncertainty analysis.** SKI Technical Report TR 86:2.
- 11.4-20 Gnirk P.** 1993. OECD/NEA International Stripa. Project 1980-1992, Overview volume II Natural Barriers.
- 11.4-21 The International INTRAVAL Project, Phase 1, Summary Report,** OECD/NEA SKI, December 1993.
- 11.4-22 Cliffe K A, Jackson C P, Morris S T.** 1995. Assessment Model Validity Document – NAMMU: A Program for Calculations of Groundwater Flow and Transport Through Porous Media. SKB Arbetsrapport AR 95-11.
- 11.4-23 Elert M.** 1994. Note on the Use of PARTRACK-PHOENICS for Performance Assessment Modelling. SKB Arbetsrapport AR 94-57.
- 11.4-24 Gylling B, Moreno L, Neretnieks I.** 1995. The Channel Network Model "CHAN3D" – User's Manual and Model Description, Version 1.0. SKB Arbetsrapport AR 95-17.
- 11.4-25 Norman S, Kjellbert N.** 1990. FARF31 – A Far Field Radionuclide Migration Code for use with the PROPER package. SKB Technical Report TR 90-01.
- 11.4-26 Bear J, Tsang C-F, Marsilly G.** 1993. Flow and Contaminant Transport in Fractured Rock, Academic Press.
- 11.5-1 BIOMOVS – FINAL REPORT SSI.** Technical Report 15, Statens strålskyddsinstitut, 1993
- 11.5-2 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.

- 11.5-3 Bergström U, Nordlinder S, Aquilonius K.** 1995. Assessment Model Validity Document - BIOPATH/PRISM: Codes for Calculating Turnover of Radionuclides in the Biosphere and Doses to Man. SKB Arbetsrapport AR 95-19.
- 11.5-4 SKB** 1992. SKB 91. Final disposal of spent nuclear fuel. Importance of the bedrock for safety. SKB Technical Report TR 92-20.
- 11.6-1 Lovius L, Norman S, Kjellbert N.** 1990. Uncertainties in Repository Performance Assessment from Spatial Variability of Hydraulic Conductivities – Statistical Estimation and Stochastic Simulation using PROPER. SKB Technical Report TR 90-03.
- 11.6-2 Romero L, Moreno L, Neretnieks I.** 1995. Model Validity Document. NUCTRAN: A Computer Program to Calculate Radionuclide Transport in the Near Field of a Repository. SKB Arbetsrapport AR 95-14.
- 11.6-3 SKB** 1992, SKB 91. Final disposal of spent nuclear fuel. Importance of the bedrock for safety. SKB Technical Report TR 92-20.
- 11.6-4 SKI,** 1991. SKI Project-90. SKI Technical Report TR 91:23.
- 11.6-5 Davison C C m fl.** 1994. "The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste: The Geosphere Model for Postclosure Assessment". AECL-10719, COG-93-9.
- 11.6-6 Nagra,** 1994. Kristallin-I. Safety Assessment Report, NAGRA Technical Report 93-22.
- 11.6-7 Elert M, Grundfelt B, Widén H, Boghammar A.** 1994. Modelling of Radionuclide Transport in the Far Field. Requirements for Safety Analysis. SKB Arbetsrapport AR 94-44.
- 11.6-8 La Pointe P, Wallman P, Hermansson J, Follin S.** 1995. A method for identifying and analyzing conductive pathways on fractured rock masses for performance assessment transport models. SKB Arbetsrapport AR 95-28.

Kapitel 12

- 12.2-1 FUD-program 95.** Kärnkraftavfallets behandling och slutförvaring. Program för inkapsling, geologisk djupförvaring samt forskning, utveckling och demonstration, September 1995.
- 12.3-1 Munier R, Sandstedt H.** SR 95. Hypothetical Layout Using Site Data from Äspö. SKB Arbetsrapport AR 94-53.
- 12.3-2 Johnson L H, LeNeveu D M, Shoesmith D W, Oscarson D W, Gray M N, Lemire R J, Garisto N C.** The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste: The Vault Model for Postclosure Assessment. AECL-10714, COG-93-4, 1994
- 12.3-3 Birgersson L, Boghammar A, Grundfelt B, Lindbom B, Lundström P, Widén H.** 1995. SR 95 – Hydrogeological modelling of Äspö. Comparison of pre-investigation phase data and construction phase data. SKB Arbetsrapport AR 95-33.
- 12.3-4 Sundblad B, Bergström U, Evans S, Puigdomenech I.** Long-term Dynamics of a Lake Ecosystem and the Implications for Radiation Exposure. SKB Technical Report TR 88-31.

- 12.3-5 Landström O, Aggeryd I, Mathiasson L, Sundblad B.** Leaching of Elements from Uplifted Sediments and its Implementation on Groundwater Salinity and Radionuclide Migration. Presented at the Symposium "The Baltic, Past, Present and Future", Stockholm, March 1994.
- 12.3-6 Codell R.** Model for Release of Gaseous ¹⁴C from Spent Fuel. In: Proceedings of the 1993 High Level Radioactive Waste Management Conference, Las Vegas, Nevada, April 26-30, 1993, pp 22-29.
- 12.3-7** United Nations UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Sales Publication E.94.IX.2, Table 49, p 197, UN New York, 1993.
- 12.3-8 ICRP.** Limits for Intake of Radionuclides by Workers. ICRP publication 30, 1978.
- 12.3-9 Hessböl R, Puigdomenech I, Evans S.** Source Terms, Isolation and Radiological Consequences of Carbon-14 Waste in the Swedish SFR Repository. SKB Technical Report TR 90-02, 1990.
- 12.4-1** Future Human Actions at Disposal Sites, OECD 1995. Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories AEN/NEA.
- 12.4-2 Bergström U, Edlund O, Nordlinder S.** 1995. Human Intrusion into a Deep Geological Storage for Nuclear Waste, Radiological Risks from Three Possible Cases. SKB Arbetsrapport (in progress).
- 12.4-3** ICRP 60 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Pergamon press 1990.
- 12.5-1 Boulton G S, Hulton N, Wallroth T.** Impacts of Long-term Climate Change on Subsurface Conditions for Safety Assessments. SKB Arbetsrapport (in progress).
- 12.5-2 Stanfors R, Ericsson L O.** 1991. Post-glacial faulting in the Lansjärv area, northern Sweden. Comments from the expert group on a field visit at Molberget post-glacial fault area. SKB Technical Report TR 93-11.
- 12.5-3 Milankovitch M.** Kanon der Erdbestrahlung und seine Anwendung auf das Eiszeitproblem. Royal Serbian Sciences, spec publ 132, 1941.

Bilaga 1. Interaktionsmatrisen närzon 1

Tabell 1. Diagonalelementen deras positioner och definitioner

Diagonalelement	Position	Definition
Bränsleelement	1,1	Alla radionuklider, bränslet självt, Zirkaloyen samt bränsleelementens metalldelar.
Fyllnadmaterial och tomrum	2,2	Idag är inget fyllnadsmaterial aktuellt. Detta element representerar tomrummet i kapseln.
Stålsats	3,3	
Gap Stål/koppar	4,4	Det kommer av tillverknings-skäl att finnas ett mellanrum mellan stålsats och kopparhölje. Detta gap kommer att vara ungefär en millimeter vid deponering. Kopparhöljet förväntas dock krypa på stålet och gapet antas försvinna efter några tusen år.
Kopparhölje	5,5	
Temperatur	6,6	Hela närområdet kommer att vara utsatt för förhöjda temperaturer, därför är definitionen inte låst i rummet.
Buffert/återfyllnad	7,7	Bentoniten i deponeringshålen med föroreningar och återfyllnadsmaterialet i tunnlarna.
Vattenrörelser och kemi	8,8	Vattnets rörelser och sammansättning i berg och buffert.
Sprickor i berg	9,9	De naturliga sprickorna i berget samt de som bildas vid byggandet av förvaret.
Tryck	10,10	Trycket i systemet: det hydrostatiska trycket, det litostatiska trycket samt eventuella tryckförändringar.
Byggande och deponering	11,11	Förvarsdesign, utbyggnad, deponering av kapslar och förslutning. Förstärkningar och kvarglömda material

FUEL ROD	1.2 Radiolysis air + water Radiation effects	1.3 Radiation effects (n)	1.4	1.5 Radiation effects (n)	1.6 Decay heat	1.7 Radiation effects	1.8	1.9	1.10	1.11
2.1 Surface coating	FILLER/VOID	2.3 Surface coating	2.4	2.5	2.6 Tempera- ture gra- dient	2.7	2.8	2.9	2.10	2.11
3.1	3.2 Confine- ment	STEEL CANISTER	3.4 Causes the gap	3.5 Load on canister bottom	3.6 Tempera- ture gra- dient	3.7	3.8	3.9	3.10	3.11
4.1	4.2	4.3	GAP Fe/Cu	4.5	4.6 Tempera- ture gra- dient	4.7	4.8	4.9	4.10	4.11
5.1	5.2	5.3 Confine- ment	5.4 Causes the gap	Cu CANISTER	5.6 Tempera- ture gra- dient	5.7 Cu - ion exchange. Cementation. Pressure	5.8 Changes the natural flow paths	5.9	5.10	5.11 Repository layout
6.1 State of the fuel Pressure	6.2 State of the filler	6.3 Thermal expansion	6.4	6.5 Thermal expansion	TEMPERA- TURE	6.7 Mineral alteration. Change of properties	6.8 Convection cells	6.9 Formation fractures. Change of properties	6.10	6.11 Repository layout
7.1	7.2	7.3	7.4	7.5 Confine- ment	7.6 Tempera- ture gra- dient	BUFFER/ BACKFILL	7.8 Decides local hydrology + chemistry	7.9 Intrusion into fractures	7.10 Swelling pressure	7.11 Repository layout
8.1	8.2	8.3	8.4	8.5 Transport of corro- dants	8.6 Tempera- ture gra- dient	8.7 Saturation Erosion Mineral alt. ion exchange	8.8 WATER MOVE- MENT	8.9 Fracture filling mate- rials dissolution precipitation	8.10	8.11 Positioning of deposi- tion holes
9.1	9.2	9.3	9.4	9.5	9.6	9.7 Large move- ments may damage canisters	9.8 Fracture system decides water flow	9.9 FRACTU- RING	9.10 Rock movements may give transient load	9.11
10.1	10.2	10.3	10.4	10.5 Creep SCC	10.6	10.7	10.8 Decides the gradient	10.9 Sealing and possible widening of fractures	10.10 PRESSURE CONSTANT LOAD	10.11
11.1	11.2	11.3	11.4	11.5 Damage during emplace- ment	11.6	11.7 Affects properties	11.8 Chemical effects - man made mate- rials	11.9 Fracture injections and plugs	11.10 Repository depth - hydrostatic pressure	CONSTRUC. EMPLACE- MENT

Närzon 1: Det är förvarssystemet enligt figur 9-1 som beskrivs. Kopparhöljet är intakt. Återfyllnadsfasen beaktas ej. Matrisen är inte fullständigt dokumenterad.

Signifikansskala

- Vit (0): Ingen interaktion
- Grön (1): Interaktion finns;
 - Inflytandet på andra delar av PS och förvarssystemet i övrigt kan försummas.
- Gul (2): Interaktion finns;
 - Interaktionen påverkar PS eller förvarssystemet i övrigt i begränsad omfattning och/eller under särskilda omständigheter.
- Orange (3): Interaktion finns;
 - Kan påverka andra parametrar, ska vara väl dokumenterad.
- Röd (4): Viktig interaktion;
 - Ska ingå i modell för kvantitativ utvärdering inom säkerhetsanalysen.

Bilaga 2. Interaktionsmatrisen bränsle 1

Tabell 1. Diagonalelementen deras positioner och definitioner

Diagonalelement	Position	Definition
UO ₂ -matris	1,1	Bränslet fysiska struktur. Uran som radionuklid finns i 2,2.
Matrisbunda ämnen	2,2	De radionuklider som ursprungligen fanns i bränslematrisen. I denna definition är de inte lokaliserade i rummet utan kan finnas var som helst i systemet.
"Segregerade" ämnen	3,3	De som ursprungligen fanns på bränsleytan och i bränslets korngränser samt aktiveringsprodukter i Zirkaloy och bränsleelementens strukturdelar. Det här diagonalelementet är lite udda eftersom det delvis är lokaliserat i rummet (radionuklidernas ursprungsposition är en FEP) och delvis inte lokaliserat (på samma sätt som de 2,2).
Strålning	4,4	
Temperatur	5,5	Systemet antas vara stationärt. Inga transienta termiska förlopp beaktas.
Zirkaloy och andra metalldelar	6,6	Radionuklidinnehållet finns i 3,3.
Vatten	7,7	Vattnet inuti kapseln.
Fyllnadsmaterial	8,8	Icke-metalliskt ursprungligt fyllnadsmaterial i kapseln. Detta är inte aktuellt i nuvarande kapselutformning.
Kapselmatrial och kapselns degraderingsprodukter	9,9	Metalliska kapselmateriäl och deras degraderingsprodukter, dvs korrosionsprodukter och vätgas.
Bentonit	10,10	Den yttre randen i systemet, definerat som lermaterial och porvatten. Porvattnet är alltså skilt från vattnet i 7,7.

1,2	1,3	1,4	1,5	1,6	1,7	1,8	1,9	1,10		
UO ₂ -MATRIX	Confinement			Volume change	Oxidant sink					
2,1	MATRIX BOUND ELEMENTS	2,3	2,4	2,5	2,6	2,7	2,8	2,9	2,10	
Allocation Affects			Source			Contamination Particle	Surface contamination	Contamination	Contamination	
3,1	3,2	"SEGREGATED" ELEMENTS	3,4	3,5	3,6	3,7	3,8	3,9	3,10	
			Source		Surface contamination	Contamination	Surface contamination	Contamination	Contamination	
4,1	4,2	4,3	RADIATION	4,4	4,5	4,6	4,7	4,8	4,9	4,10
Radiation damage (α,n)	Elemental change	Elemental change		Source	Structural damage	Radiolysis	Radiation effects	Radiation effects	Radiation effects	
5,1	5,2	5,3	5,4	TEMPERATURE	5,5	5,6	5,7	5,8	5,9	5,10
Chemical effects	ΔH, ΔV	ΔH, ΔV			Δv	Chemical affected Phase	ΔH, ΔV	ΔH, ΔV	Stability	
6,1	6,2	6,3	6,4	6,5	ZIRCALOY + OTHER METALL PARTS	6,7	6,8	6,9	6,10	
Confinement		Confinement Source	Shielding			Contamination Oxidant sink				
7,1	7,2	7,3	7,4	7,5	7,6	WATER	7,8	7,9	7,10	
Alteration Dissolution	Precipitation of secondary phases + equilibration	Precipitation of secondary phases + equilibration	Shielding		Corrosion		Corrosion Dissolution	Corrosion Dissolution	Transfer of species	
8,1	8,2	8,3	8,4	8,5	8,6	8,7	8,8	8,9	8,10	
	Sorption	Sorption	Shielding		Surface contamination	Contamination	FILLER	Surface contamination		
9,1	9,2	9,3	9,4	9,5	9,6	9,7	9,8	9,9	9,10	
			Shielding			Displacement Contaminant	Confinement	CANISTER MATERIALS	Contamination with Cu-ions	
10,1	10,2	10,3	10,4	10,5	10,6	10,7	10,8	10,9	10,10	
	Sorption Diffusion	Sorption Diffusion	Shielding	Heat transfer		Transfer of species Colloid		Corrosion Contaminant	BENTONITE	

Bränsle 1: Det är förvarssystemet enligt figur 9-1 som beskrivs. Kopparhöljet är defekt, vatten finns i kapseln. Vattenmättade förhållanden råder, återfyllnadsfasen beaktas ej. Matrisen är inte fullständigt dokumenterad.

Signifikansskala:

- Vit (0): Ingen interaktion
- Grön (1): Interaktion finns;
 - Inflytandet på andra delar av PS och förvarssystemet i övrigt kan försummas.
- Gul (2): Interaktion finns;
 - Interaktionen påverkar PS eller förvarssystemet i övrigt i begränsad omfattning och/eller under särskilda omständigheter.
 - Interaktionen är viktig men behandlas i huvudsak i en annan del av matrisen eller i någon av de andra interaktionsmatriserna som beskriver förvarssystemet.
 - Inflytandet på andra delar av PS och förvarssystemet i övrigt är osäkert, det är troligen försumbart men bör utredas närmare.
- Röd (3): Viktig interaktion;
 - Kan påverka andra delar av PS och förvarssystemet i övrigt.
 - Ska ingå i säkerhetsanalysen. Interaktionen kan vara en grundförutsättning för säkerhetsanalysen, hanteras genom antaganden eller genom att ingå i någon modell i säkerhetsanalysen.

Bilaga 3. Interaktionsmatrisen buffert 1

Tabell 1. Diagonalelementen deras positioner och definitioner

Diagonalelement	Position	Definition
Bränsle	1,1	
Kapsel	2,2	Kapseln antas vara tät
Smektit	3,3	Lermaterialet utan porvatten och föroreningar. De fysiska dimensionerna är inkluderade.
Porvatten	4,4	Vattnet inuti buffertmaterialet, i fysisk kontakt med kapsel, smektit, föroreningar och grundvatten, men inte med berg eller förstärkningar.
"Mineraler"	5,5	Föroreningarna i bufferten.
Gas	6,6	Alla gasfaser i systemet: innesluten luft, radiolytgaser och korrosionsgaser. En del identifierade processer är bara relevanta för en korroderade kapsel (i motsats till definition 2.2).
Temperatur	7,7	Systemet antas vara stationärt. Inga transienta termiska förlopp beaktas.
Grundvattenhydrologi	8,8	
Grundvattenkemi	9,9	De finns en skarp gräns mellan grundvatten och porvatten vid gränsen buffert/berg.
Närområdesberg	10,10	Berget som påverkar, eller påverkas av, de andra diagonalelementen.
Förstärkningar	11,11	Konstruktionsmaterial i förvaret och kvarglömda material.
Återfyllnad	12,12	Fyllnadsmaterial i tunnlarna.
Plats, layout, design	13,13	Konstruktion och materialval inkluderas här.

FUEL	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	1.10	1.11	1.12	1.13	
2.1	CANISTER	Pressure buildup	Gas form formation		Corrosion due to Hydrogen	At over the canister wall	Intersects transport paths					Size reduction notes	
3.1	Continuum swelling structure stress	SMECTITE	Swelling due to water uptake	Confinement of minerals	Gas inclusion	At	Intersects transport paths	Weak effect on chemistry	Swelling pressure mechanical impact	Swelling pressure	Swelling pressure	Size reduction notes	
4.1	Effect of swelling due to water uptake	Pressure increase due to water uptake	PORE WATER	Swelling due to precipitation	Hot spots due to Gas Pressure	At	Pressure	Expansion of gases Transport	Pressure	Dissolution	Pressure		
5.1		Contaminant	Evaporation Precipitation, Swelling, erosion	MINERALS		At		Indirect effect					
6.1	Pressure, Corrosion	Pressure, Chemical effect	Pressure, Diffusion, Transport	Chemical effect	GAS	At	Pressure due to fractures, gas pressure, flow, condensation	Dissolution in ground water	Solubility of rock/minerals	Pressure effect	Pressure effects, Gas saturation		
7.1	Structural alteration	At - expansion, Structure of the material, Internal pressure	Temperature, Swelling, Permeability	Boiling, Pressure, Viscosity, Reaction speed, Transport due to gradients	Chemical effects	Pressure, Solubility, Transport	TEMPERATURE	Convection cells, Viscosity	Reaction speed	Permeability, Structure of fractures	Reaction speed, At - expansion	Transformations, Permeability, Convection	Geometry, Orientation, Dislocation, Defects, Cracks
8.1		Erosion, Water uptake	Stress, Swelling, Exchange	Erosion	Pressure, Cracks, Diffusion of gas	At	GROUND-WATER HYDROLOGY	Swelling due to water uptake, Transport of particles	Erosion, Fracture width, Sedimentation	Erosion, Pressure	Water transport, Erosion	Pressure, Dislocation, Defects, Cracks	
9.1			Diffusion, Transport		Ground-water dissolution in gas	At	Density, Viscosity	GROUND-WATER CHEMISTRY	Dissolution, Precipitation	Dissolution, Swelling	Dissolution, Precipitation, Ion exchange		
10.1		Temperature due to water uptake, Swelling, Exchange	Pressure effect		Calculation of gas	At	Pressure, Hydrology	Dissolution and precipitation of fracture minerals	NEARFIELD ROCK	Water, Deformation	Swelling, Dislocation, Defects, Cracks	Hot spot distance	
11.1		Corrosion	Calculation		Corrosion gases, Inclusions	At	Hot spots, Cracks	Swelling, Swelling	Mechanical strength	REINFORCEMENTS	Confinement		
12.1		Swelling due to water uptake	Pressure		Transport due to swelling	At	Swelling due to water uptake	Contamination, Precipitation, Ion exchange	Pressure, Support, Effect on fracture systems	Mechanical load	BACKFILL		
13.1	Designs canister design	Designs properties of the smectite	Initial effect	Material quality	Initial condition	Initial temperature, Elevated temperature	Swelling, Swelling, Swelling	Initial condition	Swelling, Swelling, Swelling	According to needs	Designs initial amounts	SITE LAYOUT	

Buffert 1: Det är förvarssystemet enligt figur 9-1 som beskrivs. Matrisen beskriver endast buffertmaterialets funktion. Kopparhöljet är intakt. Återfyllnadsfasen beaktas. Matrisen är inte fullständigt dokumenterad.

Signifikansskala:

- Vit (0): Ingen interaktion
- Grön (1): Interaktion finns;
 - Inflytandet på andra delar av PS och förvarssystemet i övrigt kan försummas.
- Gul (2): Interaktion finns;
 - Interaktionen påverkar PS eller förvarssystemet i övrigt i begränsad omfattning och/eller under särskilda omständigheter.
 - Interaktionen är viktig men behandlas i huvudsak i en annan del av matrisen eller i någon av de andra interaktionsmatriserna som beskriver förvarssystemet
 - Inflytandet på andra delar av PS och förvarssystemet i övrigt är osäkert, det är troligen försumbart men bör utredas närmare.
- Röd (3): Viktig interaktion;
 - Kan påverka andra delar av PS och förvarssystemet i övrigt.
 - Ska ingå i säkerhetsanalysen. Interaktionen kan vara en grundförutsättning för säkerhetsanalysen, hanteras genom antaganden eller genom att ingå i någon modell i säkerhetsanalysen.

Bilaga 4. Interaktionsmatrisen Fjärrzon 1

Tabell 1. Diagonalelementen deras positioner och definitioner

Diagonalelement	Position	Definition
Konstruktion/Layout	1,1	Byggandet och layouten av förvaret. Elementet ger randvillkor för fjärrzonen.
Buffert/Återfyllnad/ Källterm	2,2	Kapslarna, bufferten (bentoniten) runt kapslarna och återfyllnadsmaterialet i tunnlarna. Elementet ger randvillkor för fjärrzonen.
Störd zon	3,3	Den del av berget som påverkats av byggandet av tunnlar och deponeringshål.
Bergmatris/Mineralogi	4,4	Det opåverkade berget och dess mineralogi.
Naturligt spricksystem	5,5	Det naturliga spricksystemet i berget, sprickmineralogi, olika sorters spricksystem inklusive sprickzoner och sprickornas mekaniska egenskaper.
Grundvattenkemi	6,6	Grundvattenkemin i den störda zonen och i fjärrzonens berg i övrigt.
Grundvattenrörelse	7,7	Alla sorters grundvattenrörelser såväl i störda zonen som i fjärrzonens berg i övrigt.
Grundvattentryck	8,8	Det totala grundvattentrycket.
Temperatur/Värme	9,9	Temperatur och värme i störda zonen och i fjärrzonens berg i övrigt.
Bergspänningar	10,10	De totala bergspänningarna i störda zonen och i fjärrzonens berg i övrigt.
Gasbildning/Gastransport	11,11	Gaser som skapats naturligt eller pga avfallet, inkluderar gaserna i störda zonen och i fjärrzonens berg i övrigt. I grundvattnet upplösta gaser ingår inte.
Transport av radionuklider	12,12	Transport av radionuklider i tunnlar, den störda zonen och i fjärrzonens berg i övrigt.
Biosfär	13,13	Här beskrivs förhållandena ovanpå förvaret, klimat, vegeta-tion, brunnar, topografi m m. Elementet ger randvillkor för fjärrzonen.

CONSTRUCTION/LAYOUT	1.2	Excavation method Creating Reinforcement	1.4	Displacement effects	Construction materials Dry materials	1.7	Drawdown effects	Repository depth Ventilation	Tunnel dimension	Ventilation Blasting gas Gas source	1.12	Industrial facility Dumps				
Swelling ability Heat	2.1	BUFFER/BACKFILL/SOURCE	2.3	Buffer into intersecting fractures	Colloid source Groundwater composition	2.7	Resaturation	Heat generation	Swelling pressure	Gas source	2.10	Source term				
Excavation method Amount of reinforcement	3.1	Volume for buffer/backfill swelling Rock fallout	EDZ	3.4	3.5	Changed ϵ_c and α_c Colloid and particulate generation	3.7	3.8	Modified thermal diffusivity	3.11	Diffusion of air Transport path for gas	3.12	3.13			
Layout/construction method	4.1	4.2	Magnitude and geometrical extent	ROCK MATRIX/MINERALOGY	Fracture characteristics and infilling mineralization	4.5	Rock-water interaction	Matrix K Rock compressibility	4.7	4.8	Thermal properties	Genesis, tectonic history and rock type	4.11	Radon generation	4.12	4.13
Avoid major zones Conductivity	5.1	5.2	Mechanical properties and fracture frequency	NATURAL FRACTURE SYSTEM	5.4	5.5	5.6	5.7	5.8	5.9	5.10	5.11	5.12	5.13		
Depth affected by reservoir construction methods	6.1	6.2	6.3	6.4	Precipitation and dissolution of fracture minerals	GROUND-WATER CHEMISTRY	6.5	6.6	6.7	6.8	6.9	6.10	6.11	6.12	6.13	
Concrete positioning Construction methods	7.1	7.2	Saturation Bentonite erosion	Erosion	7.4	7.5	Erosion and sedimentation	Mixing	GROUND-WATER MOVEMENT	7.8	7.9	7.10	7.11	7.12	7.13	
Construction methods	8.1	8.2	8.3	8.4	8.5	8.6	Solubility	Driving force due to pressure gradient	GROUND-WATER PRESSURE	8.8	8.9	8.10	8.11	8.12	8.13	
9.1	9.2	9.3	9.4	9.5	9.6	9.7	9.8	9.9	TEMPERATURE/HEAT	9.10	9.11	9.12	9.13			
10.1	10.2	10.3	10.4	10.5	10.6	10.7	10.8	10.9	ROCK STRESSES	10.11	10.12	10.13				
11.1	11.2	11.3	11.4	11.5	11.6	11.7	11.8	11.9	11.10	11.11	11.12	11.13				
12.1	12.2	12.3	12.4	12.5	12.6	12.7	12.8	12.9	12.10	12.11	12.12	12.13				
13.1	13.2	13.3	13.4	13.5	13.6	13.7	13.8	13.9	13.10	13.11	13.12	13.13				

Fjärrzon 1: Det är förvarssystemet enligt figur 9-1 som beskrivs. Kopparhöljet är defekt, radionuklider finns tillgängliga utanför kapseln. Återfyllnadsfasen beaktas. Matrisen är fullständigt dokumenterad.

Signifikansskala:

- Vit (0): Ingen interaktion
- Grön (1): Interaktion finns;
 - Inflytandet på andra delar av PS och förvarssystemet i övrigt kan försummas.
- Gul (2): Interaktion finns;
 - Interaktionen påverkar PS eller förvarssystemet i övrigt i begränsad omfattning och/eller under särskilda omständigheter.
 - Interaktionen är viktig men behandlas i huvudsak i en annan del av matrisen eller i någon av de andra interaktionsmatriserna som beskriver förvarssystemet
 - Inflytandet på andra delar av PS och förvarssystemet i övrigt är osäkert, det är troligen försumbart men bör utredas närmare.
- Röd (3): Viktig interaktion;
 - Kan påverka andra delar av PS och förvarssystemet i övrigt.
 - Ska ingå i säkerhetsanalysen. Interaktionen kan vara en grundförutsättning för säkerhetsanalysen, hanteras genom antaganden eller genom att ingå i någon modell i säkerhetsanalysen.

Bilaga 5. Interaktionsmatrisen biosfär 1

Tabell 1. Diagonalelementen deras positioner och definitioner

Diagonalelement	Position	Definition
Källterm	1,1	Radionuklidflöde till biosfären. Representerar alla de andra matriserna.
Mättad zon	2,2	Mark och sediment under grundvattenytan, inklusive det grundvatten som finns där.
Ytvatten	3,3	Vatten i hav, sjöar, floder och ytvavrinningsvatten.
Sediment	4,4	Sediment i sjöar och floder, inklusive porvatten.
Omättad zon	5,5	Zonen mellan Ytjord och lägsta grundvattenyta. Kan vara mättad vissa tider.
Ytjord	6,6	Översta lagret på jorden som brukas och där större delen av växternas rötter finns.
Atmosfär	7,7	Den luft som människor och djur andas, inklusive damm och aerosoler.
Flora	8,8	Alla växter, inklusive land- och vattenväxter, svamp, och lantbruksprodukter.
Fauna	9,9	Alla djur, inklusive land- och vattenlevande djur och lantbruksprodukter.
Mänskliga aktiviteter	10,10	Jordbruk m m.
Dos till Kritisk grupp	11,11	Målet med utredningen.

SOURCE TERM	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	1.10	1.11											
2.1	PERMANENT SATURATED ZONE	Flow water + solids (Discharge)	Flow water + solute (Discharge)	Water transport	Via irrigation Capillary rise		Irrigation Due to human activities	Drinking water	Use of water	Ingestion Other water uses											
3.1		3.2	SURFACE WATER	Sedimentation, Diffusion, Advection.	Recharge (through river bank)	Floodin Diffusion Sedimentation Erosion Irrigation		Uptake Irrigation	Uptake	Water supply	Uptake External immersion										
4.1		4.2	Water + solutes	Sediment Resuspension	SEDIMENT	4.5	Conversion Dredging	Aerosols 4.7 format Degassing Evaporation Suspension	Uptake External contamination	Uptake External contamination	4.11 External and direct contamination										
5.1		5.2	Percolation Solid transport	Exfiltration Discharge Transport of eroded material	5.4	VARIABLE SATURATED ZONE	Gas Capillary transfer Soil formation	5.8	Deep root Species Uptake	Burrowing Species	Builds Land use	5.11 External (Digging)									
6.1		6.2	Run off or wash off Transport of eroded material Chemical effects	6.3	6.4	Bank collapse	6.5	Infiltration Chemical effects Mass transfer	SURFACE SOIL	Resuspension Evaporation Degassing Suspension	Uptake Rain splash	6.11 External Dermal absorption									
7.1		7.2		7.3	7.4	Deposition Precipitation	Wind erosion Rainfall	7.5		7.6	Wind erosion Deposition Precipitation	ATMOSPHERE AIR	7.8	Deposition Rain Snow Precipitation	7.9	Inhalation Deposition	7.10	Minimal on Weather depending	7.11	Inhalation External immersion	
8.1		8.2		8.3	8.4	Bioturbation Death	8.5	Deep rooting	8.6	Death Organic bioturbation Fertilis in Washout Water extract.	8.7	Exhalation Transpiration Canopy Burnin Reduction of wind speed	FLORA	8.9	Ingestion Contamination	8.10		8.11	Ingestion External		
9.1		9.2		9.3	9.4	Contamination Drums	Bioturbation	9.5		9.6	Burrowing Excretion Bioturbation Erosion	9.7	Exhalation	9.8	Consumption Fertilising Direct contamination	FAUNA	9.10	Depending on boundary conditions	9.11	Ingestion External	
10.1		10.2	Water extraction Pollution Recharge Treatment	10.3	10.4	Water recharge Water extraction Treatments Dam and drain	Dredging Removal	10.5	Pollution Civilengineering (Deep Plowing)	10.6	Agriculture Pollution Forestry Contamination Irrigation	10.7	Pollution Filtration Ventilation	10.8	Recycling Storage Burning Making furniture	10.9	Farming Storage Hunting	HUMAN ACTIVITIES	10.11	Depending on boundary conditions	
11.1		11.2		11.3	11.4		11.5		11.6	11.7		11.8	11.9	11.10		11.11					DOSE TO CRITICAL GROUP

Biosfär 1: Det är förvarssystemet enligt figur 9-1 som beskrivs. Matrisen förutsätter utsläpp av radionuklider. Matrisen är inte fullständig dokumenterad.

Signifikansskala

- Vit (0): Ingen interaktion
- Grön (1): Interaktion finns;
 - Inflytandet på andra delar av PS och förvarssystemet i övrigt kan försummas.
- Gul (2): Interaktion finns;
 - Interaktionen påverkar PS eller förvarssystemet i övrigt i begränsad omfattning och/eller under särskilda omständigheter.
- Orange (3): Interaktion finns;
 - Kan påverka andra parametrar, ska vara väl dokumenterad.
- Röd (4): Viktig interaktion;
 - Ska ingå i modell för kvantitativ utvärdering inom säkerhetsanalysen.