

<b>5</b>	<b>Analys av långtidfunktionen</b>	<b>5.1-1</b>
5.1	Säkerhetsmål och acceptanskriterier	5.1-1
5.1.1	Säkerhets- och strålskyddsföreskrifter	5.1-1
5.1.2	SSI:s föreskrifter för ett slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall (SSI FS 1998:1)	5.1-1
5.1.3	Föreskrifternas tillämpning på SFR 1:s driftskede	5.1-3
5.1.4	Föreskrifternas tillämpning på SFR 1:s förvaringsskede	5.1-3
5.2	Genomgång av tidigare redovisat kunskapsläge	5.2-1
5.2.1	Tidigare redovisade säkerhetsanalyser	5.2-1
5.2.2	SKI:s och SSI:s granskningskommentarer	5.2-3
5.2.3	Prioriterade områden för fördjupad analys	5.2-4
5.3	Metodik vid analys av SFR:s långtidssäkerhet	5.3-1
5.3.1	Beskrivning av säkerhetsanalysen	5.3-1
5.3.2	Systembeskrivning och scenarieval	5.3-1
5.3.3	Initialt tillstånd	5.3-3
5.3.4	Förvarets utveckling – Analys av valda scenarier	5.3-4
5.3.5	Hantering av osäkerheter	5.3-5
5.3.6	Samlad bedömning	5.3-7
5.4	Scenarier och systemanalys	5.4-1
5.4.1	Modellbeskrivning	5.4-1
5.4.2	Beskrivning av förvaret och dess omgivning (systembeskrivning)	5.4-6
5.4.3	Basscenariot	5.4-15
5.4.4	Scenario – Initiala defekter/avvikelser	5.4-15
5.4.5	Klimatanknutna scenarier	5.4-17
5.4.6	Tektoniska händelser	5.4-18
5.4.7	Intrångsscenario	5.4-19
5.4.8	Övriga scenarier	5.4-20
5.4.9	Fullständighet i systembeskrivning och scenarier	5.4-20
5.5	Förvarets och dess omgivnings utveckling	5.5-1
5.5.1	Hydrogeologi	5.5-2
5.5.2	Bergmekanisk utveckling	5.5-21
5.5.3	Vattenkemiska förhållanden	5.5-23
5.5.4	Barriärernas utveckling	5.5-28
5.5.5	Gasgenerering och transport	5.5-35
5.5.6	Mikroorganismer	5.5-39
5.5.7	Inbördes påverkan mellan förvarsdelarna	5.5-40
5.5.8	Biosfären	5.5-41
5.6	Beskrivning av beräkningsfallen	5.6-1
5.6.1	Val av beräkningsfall	5.6-1
5.6.2	Basscenario – Närzon	5.6-3
5.6.3	Basscenario – Geosfär	5.6-9
5.6.4	Basscenario – Biosfär	5.6-9
5.6.5	Basscenario – Indata	5.6-12
5.6.6	Övriga scenarier	5.6-16
5.7	Beräkningar	5.7-1
5.7.1	Inledning	5.7-1
5.7.2	Beräkningskedja	5.7-2
5.7.3	Basscenario	5.7-2
5.7.4	Inverkan av fjärrzon	5.7-22
5.7.5	Alternativa biosfärer	5.7-24
5.7.6	Övrigt scenario – Initiala defekter/avvikelser	5.7-25
5.7.7	Övrigt scenario – Permafrost	5.7-30

5.7.8	Övrigt scenario – Intrång	5.7–31
5.7.9	Sammanställning av beräknad dos	5.7–32
5.8	Diskussion och sammanfattning av långtidsfunktion	5.8–1
5.8.1	Metodik för bedömning av risk	5.8–1
5.8.2	Basscenario	5.8–1
5.8.3	Övriga scenarier	5.8–7
5.8.4	Osäkerheter i riskanalysen	5.8–10
5.8.5	Samlad bedömning - tilltro	5.8–15
5.8.6	Fördjupad kunskap jämfört med tidigare säkerhetsanalyser av SFR 1	5.8–17
5.9	Slutsatser för långtidsfunktionen	5.9–1
5.10	Referenser	5.10–1

## 5 Analys av långtidfunktionen

### 5.1 Säkerhetsmål och acceptanskriterier

Utformningen av en säkerhetsanalys och framför allt de kriterier som ska användas för att avgöra förverkets säkerhet anges i föreskrifter från säkerhets- och strålskyddsmyndigheter. Föreskrifterna utgår från övergripande lagar; de viktigaste är miljöbalken, kärntekniklagen och strålskyddslagen. Strålskyddsfrågor hanteras inom en rad internationella organ, och internationella regler och rekommendationer ligger ofta till grund för den nationella lagstiftningen.

#### 5.1.1 Säkerhets- och strålskyddsföreskrifter

Arbete med radioaktiva ämnen regleras i Sverige av Strålskyddslagen. Tillståndsgivande myndighet är SSI, som har att meddela föreskrifter och villkor. Några specifika föreskrifter för slutlagring av radioaktivt avfall fanns inte vid tiden för licensiering av SFR 1. SFR 1 relaterades därför till strålskyddsföreskrifter för radiologisk verksamhet vid kärntekniska anläggningar samt till föreskrifter om utsläppsbegränsningar för radioaktiva ämnen gällande för kärnkraftverk. Dessa utnyttjades i tillämpliga delar som underlag för den radiologiska dimensioneringen av SFR 1.

Senare har såväl SKI som SSI utfärdat föreskrifter som är tillämpbara på slutförvar för radioaktivt avfall. I SKIFS 1998:1 ges kärnkraftinspektionens föreskrifter om säkerhet i vissa kärntekniska anläggningar. Strålskyddsinstitutets föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljö vid utsläpp av radioaktiva ämnen från vissa kärntekniska anläggningar återfinns i SSI FS 2000:12. Båda föreskrifterna är tillämpliga under driftskedet i en anläggning för slutförvaring av kärnavfall.

För den långsiktiga säkerheten finns idag från Strålskyddsinstitutet, SSI, "Föreskrifter för ett slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle" (SSI FS 1998:1). Föreskrifterna trädde i kraft 1 februari 1999. I föreskrifterna anges bl a vad som gäller för skydd av människors hälsa och miljö vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall.

Föreskrifter om säkerhet vid slutförvaring av kärnavfall är under utarbetande av SKI/SKI, 2001/. Ett förslag har remissats till berörda under år 2000.

#### 5.1.2 SSI:s föreskrifter för ett slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall (SSI FS 1998:1)

SSI skriver att människors hälsa och miljön nu och i framtiden ska skyddas från skadlig verkan av joniserande strålning. Verksamheten får inte orsaka svårare effekter på människors hälsa och miljön utanför Sveriges gränser än vad som kan accepteras inom Sverige. Ett slutförvar ska utformas så att inga ytterligare åtgärder efter förslutning behövs för att förhindra eller begränsa utflödet av radioaktiva ämnen från slutförvaret. Institutionell kontroll och kunskap om slutförvarets lokalisering i en avlägsen framtid kan inte förutsättas. SSI:s föreskrifter gäller den långsiktiga säkerheten för ett förslutet förvar.

#### Skydd av människors hälsa

Det övergripande acceptanskriteriet för ett slutförvar uttrycks i 5 § av SSI:s föreskrifter:

”Ett slutförvar för använt kärnbränsle eller kärnavfall skall utformas så att den årliga risken för skadeverkningar ”fatalities” efter förslutning blir högst  $10^{-6}$  för en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken.”

Acceptanskriteriet är således ett riskmått. Vid en riskberäkning utreds vilka förlopp som kan leda till skadeverkningar, med vilken sannolikhet de kan inträffa, samt skadans storlek (konsekvensen) för varje förlopp. Produkten av sannolikhet och konsekvens ger en delrisk för varje förlopp. Den samlade risken utgör summan av delriskerna för olika tänkbara förlopp.

SSI anger en årlig risk av  $10^{-6}$  för personer som utsätts för strålning från förvaret. För en tänkt situation med exponering som inträffar med visshet (sannolikheten 1) svarar detta mot en årlig stråldos av 0,014 milliSievert (mSv) från förvaret. (Vilket innebär att risken att utveckla dödlig cancer är  $10^{-6}$  vid en årlig stråldos av 0,014 mSv). Detta kan jämföras med den naturliga bakgrundsstrålningen som i Sverige är flera mSv/år.

Riskgränsen gäller en representativ individ i den grupp som utsätts för den största risken. Som indikation på omfattningen av en sådan grupp anger SSI befolkningen i ett område där det i princip är möjligt att lokalisera tio olika djupförvar. Ett sådant område är svårt att avgränsa i en riskberäkning. Som alternativ anger SSI att det ”kan vara acceptabelt att utföra beräkningarna för en individ som bedöms vara högt belastad, i stället för en individ som är representativ för hela gruppens belastning”. Riskgränsen för en sådan individ anges till  $10^{-5}$  vilket motsvarar en stråldos av 0,14 mSv/år.

## Miljöskydd

SSI anger också att:

- ”6 § Slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall skall genomföras så att biologisk mångfald och hållbart nyttjande av biologiska resurser skyddas mot skadlig verkan av joniserande strålning.”
- ”7 § Biologiska effekter av joniserande strålning i berörda livsmiljöer och ekosystem ska redovisas. Redovisningen ska bygga på tillgänglig kunskap om berörda ekosystem ...”

Med mångfald menas variationsrikedomen bland levande organismer, och de ekologiska komplex dessa utgör. Av speciellt intresse, anger SSI, är organismer som är genetiskt särpräglade eller potentiellt viktiga för de ekologiska processerna, mångfalden och de biologiska resurserna. De biologiska resurserna kan vara arter eller populationer som har ett marknadsvärde t ex för förädling eller som födokälla.

I brist på etablerad metodik anger SSI att försiktighetsprincipen gäller, d v s att blotta misstanken om skadlig påverkan på miljön ska vara tillräcklig för att ingripa eller avstå från en viss verksamhet.

## Intrång

SSI anger att en redovisning ska göras av följderna av ett oavsiktligt intrång eller annan störning i slutförvaret eller dess närhet. Det väsentliga är inte att redovisa den händelsekedja som leder fram till intrånget, utan att belysa slutförvarets skyddsfunktion efter ett intrång. Skyddsförmågan för ett slutförvar får inte försämrats av planerade åtgärder för att försvåra intrång eller underlätta återtagbarhet.

Doser högre än 1 mSv/år, som kan tänkas förekomma vid ett intrång i slutförvaret, kommer att bedömas separat av SSI.

## Tidsperioder

SSI anser att skadliga effekter i framtiden inte ska bedömas som mindre betydelsefulla än de skadliga effekter som människan eller miljön utsätts för idag.

SSI betonar att de inledande tusen åren av förvarets utveckling är den viktigaste att utreda eftersom avfallens farlighet då är störst. För denna tidsperiod ställs de högsta kraven på redovisningen. Föreskriften kräver också en redovisning av ett fall som utgår från att de biosäkerhetsförhållanden som råder vid tiden för tillståndsansökan inte förändras. Med rådande förhållanden menas att hänsyn också tas till kända förändringar som landhöjning.

Även utvecklingen efter de inledande tusen åren ska utredas och SSI framhåller vikten av att redovisa de olika typer av osäkerheter i underlaget som ligger till grund för analyserna av olika epoker. Analysen skall sträcka sig fram till minst 10 000 år från förslutning av förvaret /SKI, 2001/.

## Optimering

"4 § Vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle och kärnavfall ska optimering ske och hänsyn tas till bästa möjliga teknik."

Med optimering menas begränsning av stråldoser till människor så långt detta rimligen kan göras med hänsyn tagen till såväl ekonomiska som samhällseliga faktorer. Med "bästa möjliga teknik" avses beprövad teknik i enlighet med accepterade vetenskapliga metoder och med hänsyn till både nytta av och kostnad för åtgärderna.

Som ett jämförelsemått vid optimeringen kräver SSI att den årliga globala kollektivdosen, till följd av förväntade utsläpp under tusen år efter förslutningen, beräknas och summeras över tiotusen år. SSI ställer inga krav på begränsning av kollektivdosen.

### 5.1.3 Föreskrifternas tillämpning på SFR 1:s driftskede

SKIFS 1998:1 och SSI FS 2000:12 omfattar driftskedet för slutförvar för radioaktivt avfall. De tillämpas på driften av SFR 1.

### 5.1.4 Föreskrifternas tillämpning på SFR 1:s förvaringsskede

Föreskrifter om skydd av människors hälsa och miljö vid slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle enligt avsnitt 5.1.2 har tillkommit efter det att SFR 1 togs i drift 1988, varför de delarna av föreskriften som avser platsval, utformning, etc. inte är tillämpliga. Föreliggande analys av långtidssäkerheten vid anläggningen jämförs dock mot föreskriften. Sålunda tillämpas t ex riskbegreppet i stället för enbart ett dosmål.

Föreskrifter om säkerhet vid slutförvaring av kärnavfall är under utarbetande av SKI/SKI, 2001/. Ett förslag har remissats till berörda under år 2000. Även här jämförs slutsatserna i föreliggande säkerhetsanalys med de intentioner som finns i remissutgåvan av SKI-föreskriften. Hänsyn tas till att SFR-anläggningen konstruerats och byggts innan föreskrifterna utarbetats.

För såväl SSI:s som SKI:s föreskrifter gäller att de lagar som ska efterlevas är desamma som fanns vid tidigare granskning av anläggningen och därmed bör kravbilderna i dag inte i någon avgörande mening vara skilda från det som gällde vid den ursprungliga licensieringen 1988 och den fördjupade analysen 1991.

## 5.2 Genomgång av tidigare redovisat kunskapsläge

Följande avsnitt redovisar kortfattat vilka säkerhetsanalyser som redovisats tidigare och de väsentligaste kommentarer som myndigheterna har gjort när dessa analyser har granskats. En mer utförlig redovisning av tidigare analyser, myndighetskommentarer och hur detta har inverkat på uppläggningsen av föreliggande säkerhetsanalys görs i den underlagsrapport som togs fram i fas-1 av SAFE-projektet /SKB, 1998/.

### 5.2.1 Tidigare redovisade säkerhetsanalyser

De senast redovisade säkerhetsanalyserna av SFR 1 utgörs av "Slutlig säkerhetsrapport" från 1987 /SKB, 1987/ och "Fördjupad säkerhetsanalys" från 1991 /SKB, 1991/. Efter myndighetsgranskning /SKI/SSI, 1992/ och kompletterande medgivanden för driften uppdaterades den slutliga säkerhetsrapporten /SKB, 1993/.

### Scenario och systemanalys

I den fördjupade säkerhetsanalysen gjordes en scenario- och systembeskrivning med hjälp av s k *omvända händelsesträd*. Fenomen och processer som bedömdes ha försumbar inverkan på förvarets utveckling togs inte med i den beskrivningen. Konsekvensanalysen omfattade ett konservativt referensscenario där landhöjningsförloppet beaktades samt ett antal extremscenarier för intrång i förvaret m m (jfr avsnitt 5.4).

### Avfallsinventarium

Avfallsvolymer och inventarium av radioaktiva ämnen i SKB /1987/ baserades på prognoser som gjordes 1987, vilka i sin tur byggde på prognoser från 1981. Senare utförda prognoser visade att både avfallsmängder och nuklidinnehåll kommer att bli lägre, men detta beaktades, konservativt, inte i den fördjupade säkerhetsanalysen /SKB, 1991/.

### Processer i förvaret

Ett antal olika kemiska och fysikaliska processer kommer att påverka utvecklingen av förvaret.

Olika komplexbildare kan påverka löslighet och sorption för olika ämnen. Eftersom de tidigare säkerhetsanalyserna konservativt bortsett från löslighetsbegränsningar har dock endast inverkan på sorptionen beaktats. Innehållet av EDTA och liknade komplexbildare i förvaret bedömdes vara så litet att det inte påverkar sorptionen. I den fördjupade säkerhetsanalysen beaktades dock en tänkbar inverkan av nedbrytningen av cellulosa till isosackarinsyra (ISA). Utifrån då tillgängliga experimentella resultat hanterades denna tänkbara inverkan genom att sänka sorptionsvärden för Am, Cm, Pu och Tc med en faktor 50 för de delar av förvaret där andelen cellulosa i avfallet bedömdes överstiga 1 %.

Processer som skulle kunna kemiskt degradera bentonit- och sand/bentonitbarriären kring Silon har analyserats. Analyser har även gjorts av kemiska processer som kan påverka barriärfunktionen hos olika betongdelar i förvaret. De processer som studerats är urlakning, ettringitbildning, inträngning av klorid, utfällning av kalcit och brucit, bildandet av kalciumsilikatgel och volymförändringar orsakade av korrosionsprodukter från metaller i armeringsjärn m m. Även olika fysikaliska skäl till sprickbildning har analyserats såsom sättningar i olika konstruktioner, ojämn bentonitvällning, berggrörelser och bergutfall, vattenupptag och volymökning i jonbytarmassor samt inverkan av höga gaströck inne i Silon (om utströmningen av gas skulle förhindras). Resultatet av de olika analyserna

har sedan använts för att bedöma barriärfunktioner som vattengenomsläpplighet och sorptionskapacitet. Inverkan av komplexa processer hanterades i regel genom att välja ogynnsamma värden för konsekvensanalysen.

Flera olika processer kan tänkas producera gas i SFR 1, men gasbildningen domineras –åtminstone enligt de litteraturdata som fanns tillgängliga vid de tidigare säkerhetsanalyserna– av anaerob korrosion av metaller i alla förvarsdelar utom i BLA. Där kan även mikrobiell nedbrytning bidra till gasbildning. I den fördjupade säkerhetsanalysen /SKB, 1991/ analyserades effekten av att gas som bildas inne i Silon måste uppnå ett visst övertryck innan den kan strömma ut. Detta medför att en viss mängd vatten samtidigt förträngs. Därför påverkas även utsläppet av radionuklider. Ett flertal beräkningsfall analyserades.

## Hydrogeologi

Den hydrogeologiska modelleringen utfördes i huvudsak i samband med säkerhetsanalysen 1987. Berget beskrevs som ett poröst medium genomkorsat av sprickzoner. Grundvattenflöde beräknades numeriskt /Carlsson *et al*, 1987/ i tre dimensioner, dels i en regional modell (som täcker 85 km<sup>2</sup>), dels i en lokal modell (cirka 2 km<sup>2</sup>). Den regionala modellen gav randvillkor till den lokala modellen. Den numeriska diskretiseringen var med dagens mått relativt grov, vilket bland annat innebar att bergsalarna representerades som en 10 m tjock skiva utan hänsyn till mellanliggande berg.

Grundvattenflödet beräknades dels för dagens förhållanden (efter förslutning) där SFR täcks av havet (saltvattenperioden), dels för förhållandena efter landhöjning (inlandsperioden). Beräkningarna gjordes som "steady-state" genom att anta ett grundvattenövertryck för saltvattenperioden och genom att ansätta grundvattenytan lika med topografin för inlandsperioden. De transienta effekterna av landhöjningen eller densitetseffekter från det salta grundvattnet analyserades inte. Vissa aspekter av de transienta fenomenen belystes dock i en tvådimensionell analys som gjordes i samband med den fördjupade säkerhetsanalysen.

## Radionuklidtransport

Både för den slutliga säkerhetsrapporten och den fördjupade säkerhetsanalysen gjordes beräkningar av radionuklidtransport för saltvattenperioden och inlandsperioden. Beräkningarna utgick från ett antal förenklade antaganden. Några av de viktigaste av dessa antaganden var:

- Aktiviteten antogs jämt fördelad i respektive bergsal.
- Förvaret antogs vara vattenmättat direkt efter förslutning och alla radionuklider omedelbart tillgängliga för upplösning i vattnet.
- Vattenflödet skattades från den hydrogeologiska modelleringen. Flödet i respektive bergsal beräknades som proportionellt mot bergsalens bottenyta.
- Konsekvensen av inlandsperioden överdrevs genom att bortse från utläckaget av radionuklider under saltvattenperioden. Förändringar på grund av radioaktivt sönderfall beaktades.

I den fördjupade säkerhetsanalysen gjordes kompletterande beräkningar för inlandsperioden, med speciellt fokus på inverkan av eventuella komplexbildare, utträngning av vatten från Silon på grund av höga gasövertryck och betydelsen av olika dricksvattenbrunnar. Inverkan illustrerades med hjälp av ett antal extremfall, som dock bedömdes vara mycket osannolika.

## Biosfären

Omsättningen och radionuklidtransporten i biosfären beskrevs med en kompartmentmodell. Modellen delades in i olika zoner, där den lokala zonen utgjorde området närmast utsläppet och där doser till kritisk grupp beräknades, medan utanför liggande zoner representerade utbytet med omvärlden. För saltvattenperioden var den lokala zonen en del av Öregrundsgrepen. För inlandsperioden utgjorde den lokala zonen en brunn och en sjö nära SFR. Endast intern exponering beaktades. Under saltvattenperioden antogs exponeringen av kritisk grupp ske via konsumtion av fisk. För inlandsperioden antogs exponering ske direkt och indirekt från vatten i sjön och från brunnen via dricksvatten och via livsmedel (fisk, mjölk, bevattnade grödor m m).

### 5.2.2 SKI:s och SSI:s granskningskommentarer

Myndigheterna SKI och SSI granskade den slutliga säkerhetsrapporten /SKB, 1987/ var för sig /SKI, 1988 och SSI, 1988/. Den fördjupade säkerhetsanalysen /SKB, 1991/ granskades av en myndighetsgemensam arbetsgrupp /SKI/SSI, 1992/. I den gemensamma granskningsrapporten från 1992 konstaterades bland annat att *"SKB har på ett tillfredsställande sätt kompletterat säkerhetsredovisningen för SFR 1. De frågor som kvarstod från tidigare redovisningar bland annat beträffande gasutveckling och kringgjutningsbetongens egenskaper har fått godtagbara svar"*. Vid granskningen av den fördjupade säkerhetsanalysen framkom dock ytterligare frågor. I det följande redovisas ett urval av dessa frågor, som har betydelse för prioriteringarna i den föreliggande säkerhetsrapporten. För en fullständig redovisning hänvisas till myndigheternas granskningsrapporter.

Scenarioanalysen ansågs ha klarlagt de faktorer som påverkar förvarets säkerhet på ett logiskt och konsistent sätt men kopplingen mellan scenarioanalys och val av beräkningsfall hade enligt myndigheterna kunnat göras tydligare.

Myndigheterna konstaterade att det antagna nuklidinventariet baseras på 1987 års avfallsprognos och att den eventuella minskning av totalaktivitet, som kan bli slutresultatet i SFR 1 inte tillgodosågs. Myndigheterna konstaterade vidare att aktuella rutiner för fördelning av avfall mellan olika förvarsdelar kan komma att leda till förskjutningar av aktivitetsfördelningen i förvaret.

I myndigheternas granskningsrapport framfördes att kunskapsläget beträffande betydelsen av nedbrytning av cellulosa till komplexbildande ämnen är svagt och att osäkerheterna i tolkningen av tillgängliga data borde belysas bättre. Valet att reducera  $K_d$ -värdena för Pu, Am och Tc med en faktor 50 för att belysa effekten av eventuell komplexbildning ansågs inte tillräckligt underbyggt. Myndigheterna begärde därför begränsning och kontroll av mängden organiskt material i olika förvarsdelar och forskning på komplexbildning med nedbrytningsprodukter från cellulosa.

I granskningsrapporten görs bedömningen att närvaro av sulfat kan leda till sulfatangrepp på cement och betong (ettringitbildning), vilket i sin tur skulle kunna leda till sprickbildning i (Silons) betongväggar. Osäkerheterna om processernas bedömdes vara stora. Efter cirka 500 – 1 000 år leder detta till att inverkan av sprickbildning på barriärfunktionen hos avfallskollin och betongkonstruktioner behöver beaktas.

I granskningsrapporten från 1992 konstateras att en förutsättning för väsentlig pågående gasutveckling i Silon under inlandsperioden är att gasutvecklingen sker långsamt. Även om tidigare påpekade tveksamheter om kringgjutningsbetongens förmåga att leda bort gas ansågs stå kvar, gjordes bedömningen att den resulterande utträngningen av vatten därmed blir begränsad. Enligt granskningsrapporten finns det inte längre anledning att analysera gasutveckling under inlandsperioden separat eller att ställa ytterligare krav på kringgjutningsbetongens egenskaper utöver normal kvalitetskontroll.

Myndigheterna bedömde att de av SKB beräknade grundvattenflödena är rimliga och troligen överskattade, men man saknade en ingående diskussion om osäkerheterna i den hydrogeologiska modelleringen. Vid granskningen utvärderade därför myndigheterna konsekvenserna av ännu högre grundvattenflöden än de av SKB angivna. Vidare konstaterades att bestämningen av flödets riktning och fördelning mellan olika bergsalar var osäker, bland annat till följd av den begränsade numeriska precisionen i SKB:s analyser. Man konstaterade vidare att konsekvenserna av den gradvisa landhöjningen belystes i den fördjupade säkerhetsanalysen, men att någon detaljerad analys av landhöjningsförloppet inte gjorts. Enligt myndigheterna blir strömningen transient och de i analysen antagna stationära förhållandena kan ta mycket lång tid att utveckla.

Med hänvisning till dagens frekvens av brunnar gjorde myndigheterna bedömningen att sannolikheten för att det ska finnas en borrhälsbrunn i förvarsområdet under inlandsperioden är betydande. Man konstaterade att SKB i den fördjupade säkerhetsanalysen bedömde utspädningen i brunnar utifrån en tvådimensionell analys. Vid myndighetsgranskningen noterades att denna ansats innebär att utspädningen troligen underskattas.

I granskningen 1992 framförde myndigheterna bedömningen att användandet av förenklade modeller med ansatta pessimistiska värden för de få parametrarna i modellerna kan ge en alltför orealistiskt pessimistisk bild av kommande radionuklidtransport från förvaret. Man framhöll även att de redovisade extremfallen troligen är orealistiska och osannolika. Å andra sidan kritiserades SKB för att ha undvikit att kombinera olika extrema beräkningsfall och myndigheterna framhöll att effekten av sådana kombinationer av olika sannolika parameterkombinationer kan illustreras i en probabilistisk analys.

Beträffande radionuklidtransporten i berget via grundvattnet gör granskningsrapporten bedömningen att SKB:s antaganden är rimliga. Man konstaterar dock att det finns flera källor till osäkerhet, som avsaknad av mer detaljerad information om bergets transportegenskaper och inverkan av olika komplexbildare. Att inte beakta sorption i berget leder till en mer pessimistisk ansats.

Utifrån beräkningar av kollektivdos gjorde myndigheterna bedömningen, med ett ALARA-resonemang, att det inte är rimligt att vidta ytterligare åtgärder för att minska kollektivdosen under saltvattenperioden, men att det är rimligt att vidta åtgärder för informationsbevarande som en passiv kontroll av området under inlandsperioden.

### 5.2.3 Prioriterade områden för fördjupad analys

Utifrån gjorda erfarenheter, allmän teknik- och kunskapsutveckling och utifrån tidigare myndighetsgranskningar har speciellt följande områden prioriterats /SKB, 1998/:

- en helt förnyad scenario- och systemanalys,
- en ny uppskattning av inventariet och övrig karakterisering av avfallet,
- en förnyad analys av de olika processer som påverkar förvarets utveckling med speciellt fokus på betongdegradering,
- en förnyad genomgång av processer som kan ge upphov till gas och förnyade konsekvensberäkningar,
- en helt ny hydrogeologisk analys med väsentligt högre numerisk precision och med en realistisk beskrivning av relevanta transienta processer,

- en helt ny och betydligt mer omfattande beskrivning av biosfären och av biosfärens utveckling,
- noggrannare beräkningar av radionuklidtransport där beräkningsfallen bygger på den gjorda scenarioanalysen och på en systematisk värdering av olika ingående indata.

Säkerhetsanalysen begränsas dock inte bara till dessa punkter. Föreliggande säkerhetsrapport bygger på en fullständig säkerhetsanalys och ersätter därmed de tidigare säkerhetsanalyserna.

## 5.7 Beräkningar

### 5.7.1 Inledning

Radionuklidtransportberäkningarna har genomförts separat för de olika förvarsdelarna. Detta har gjorts för att i modellerna kunna ta hand om skillnader i barriärdesign och inventarium för respektive förvarsdel. Beräknade radionuklidutsläpp och omgivningspåverkan för basscenariot och övriga scenarier redovisas för respektive förvarsdel:

- Silo
- Bergsal för medelaktivt avfall – BMA
- Bergsal för betongtankar (innehåller även övrigt avfall (askor)) – 1BTF
- Bergsal för betongtankar – 2BTF
- Bergsal för lågaktivt avfall – BLA

För den beaktade tidsperioden från förslutning och tiotusen år framåt redovisas för basscenariot tre beräkningsfall för att belysa den förväntade utvecklingen i närzonen. Omgivande bergets betydelse studeras genom att inkludera fördröjningen i berget alternativt kortsluta fjärrzonstransporten. Beräkning av dos till människa görs för en rimlig biosfärsutveckling med hänsyn tagen till pågående landhöjning samt tre varianter av ekosystem, se även avsnitt 5.5.8.

Utöver basscenariot har beräkningar genomförts för ett antal övriga scenarier för att belysa betydelsen av initiala defekter och avvikelser, framtida klimatförändringar samt ett framtida intrång i förvaret. Bakgrund, beskrivning och indata till de olika beräkningsfallen ges i avsnitt 5.6. Redovisningen i detta avsnitt har strukturerats enligt följande:

#### **Basscenario**

Huvudfall: Intakta barriärer  
Inverkan av gas  
Degraderade barriärer  
Inverkan av fjärrzonen  
Alternativa biosfärer

#### **Övrigt scenario: Initiala defekter/avvikelser**

Initial spricka i betongkonstruktion  
Initial spricka i betongkonstruktion och gas  
Dåliga pluggar  
Kemikalier – Intakta barriärer  
Kemikalier – Degraderade barriärer

#### **Övrigt scenario: Klimat**

Permafrost

#### **Övrigt scenario: Intrång**

Brunn i förvaret

Radionuklidtransportberäkningarna redovisas mer utförligt i Lindgren *et al* /2001/ och beräkningar med gasinducerad transport av radionuklider i Moreno *et al* /2001/ och biosfärs- och dosberäkningarna i Karlsson *et al* /2001/ och Lindgren *et al* /2001/.

### 5.7.2 Beräkningskedja

I den beräkningskedja som använts för att beräkna radionuklidtransport och omgivningspåverkan har följande modeller/programpaket ingått:

- NUCFLOW – radionuklidtransport i närzonen
- FARF31 – radionuklidtransport i fjärrzonen
- ACTIVI/PRISM – fördelning av radionuklider i biosfären samt dosberäkningar

Närzonsprogrammet NUCFLOW är en så kallad "compartmentmodell" och är en vidareutveckling av NUCTRAN /Romero, 1995; Romero *et al*, 1999/ för att möjliggöra simulering av ändrat vattenflöde med tiden. NUCFLOW beräknar hur radionuklider i vattenfasen transporteras från avfallsbehållare genom barriärer och ut till det omgivande berget. Transporten beskrivs med processerna advektion, diffusion, sorption och kedjesönderfall.

Fjärrzonsprogrammet FARF31 /Norman och Kjellbert, 1990/ används för att beräkna hur radionuklider som transporterats ut från närzonen transporteras vidare genom berget till biosfären. Modellen beräknar transporten längs en enskild strömväg som beskrivs av en fiktiv partikel som följer med grundvattenströmningen. Modellen är endimensionell och inkluderar advektion och dispersion längs strömningsvägen, matrisdiffusion kombinerat med sorption på bergmatrisen samt radioaktivt sönderfall.

Biosfärsprogrammet ACTIVI/PRISM /Bergström *et al*, 1982 och 1995; Gardner *et al*, 1983/ är en så kallad "compartmentmodell". Modeller för de olika biosfärssystemen, t ex jordbruksmark, kust och myr, sätts upp för att beräkna fördelningen av radionuklider mellan olika komponenter i systemet såsom jord, vatten och sediment. Resultatet av dessa används för att bestämma det biologiska upptaget och därefter dosen till människa. Beräkningarna görs probabilistiskt med 1000 realiseringar. De värden som ges i resultatdelen är aritmetiska medelvärden. En mer detaljerad beskrivning av modellerna redovisas i Karlsson *et al* /2001/.

### 5.7.3 Basscenario

I detta avsnitt beskrivs närzonsmodellerna för de olika förvarsdelarna och resultatet från beräkningarna redovisas i form av utsläpp från närzonen och dos för rimlig biosfärsutveckling. I huvudfallet har inte antagits någon fördröjning i fjärrzonen, varför fjärrzonens inverkan på resultaten redovisas i nästkommande avsnitt.

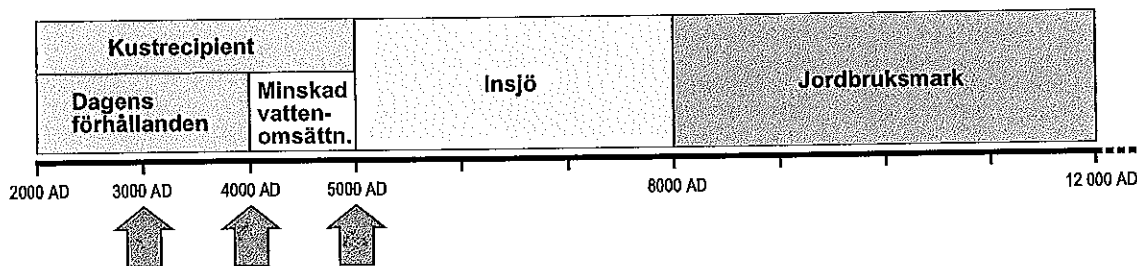
Sammanfattningsvis bygger huvudfallet mom basscenarioet på följande antaganden för närzonen:

- Utformningen av alla tekniska barriärer i Silon och bergsalarna är i överensstämmelse med existerande anläggning samt nuvarande planer för förslutning. Vad det gäller BMA så finns alternativen att fylla tomrummet mellan avfallskollin i förvarsfacken med betong eller att inte kringgjuta alls. Här antas i alla beräkningsfall att avfallskollina inte kringgjuts.
- Tiden det tar att vattenfylla förvaret efter förslutning försummas.
- Radionuklider i bitumenstabiliserat avfall frigörs från bitumen till de vattenfyllda porerna i bitumenmatrisen i en jämn takt under 100 år utan att begränsas av lösligheter. Så fort nukliderna har gått i lösning kan de diffundera ut ur matrisen till omgivande barriärer. Eventuell sorption i bitumen har inte beaktats. Radionuklider i övrigt avfall antas omedelbart lösa sig i vattnet utan att begränsas av lösligheter. Transporten till omgivande barriärer sker med diffusion, samt i vissa fall

även med advektion. Sorption i avfallsmatrisen beaktas för det avfall som är konditionerat eller stabiliserat med cement.

- Barriärernas hydrauliska egenskaper antas vara konstanta med tiden, men betongbarriärerna tilldelas en hydraulisk konduktivitet som motsvarar en betong med små genomgående sprickor.
- Den advektiva transporten genom barriärerna styrs av storlek och riktning på vattenflödet genom barriärerna som förändras med tiden på grund av den pågående landhöjningen. Resultaten från den detaljerade hydrogeologimodelleringen /Holmén och Stigsson, 2001a/ har anpassats till migrationsmodellens diskretisering, och därefter har vattenflödets storlek och riktning i tre dimensioner överförts som indata till migrationsmodellen /Holmén och Stigsson, 2001b/.
- Barriärernas diffusions- och sorptionsegenskaper antas vara konstanta med tiden. De förhållanden som påverkar sorptionen i de olika barriärerna är den initiala materialsammansättningen samt hög jonstyrka i vattnet och, i cement- och betongbarriärerna, dessutom ett högt pH.
- Avfallskollin i BLA omges inte av barriärer och avfallskollin i form av stålcontainrar och stålfat samt de små mängder bitumen och cement som finns i vissa avfallskollin antas inte ha någon barriärfunktion. Detsamma gäller bottenplattan av betong och sprutbetong på väggar och tak.

I bascenariot ingår den pågående landhöjningen. I den genomförda hydrogeologiska modelleringen för SFR /Holmén och Stigsson, 2001a/ har hänsyn tagits till landhöjningen och detta ger som resultat en förändring av grundvattenflödets storlek och riktning med tiden, se avsnitt 5.5.1. I radionuklidtransportberäkningarna har detta förenklats till stegvisa ändringar i vattenflöden vid 3000 AD och 4000 AD samt en mindre förändring vid 5000 AD. Den pågående landhöjningen innebär även att utströmningsområdena förändras med tiden. En framtida rimlig utveckling av biosfären beskrivs i avsnitt 5.5.8. Vid beräkning av dos till människa för rimlig biosfärutveckling har antagits att utsläppet mellan 2000 AD och 4000 AD sker till en kustrecipient med dagens vattenomsättning, 4000 AD till 5000 AD till en kustrecipient med minskad vattenomsättning, 5000 AD till 8000 AD till en sjö i området och därefter används området som jordbruksmark. De stegvis antagna förändringarna i grundvattenflöden och biosfärförhållanden är orsaken till de stegvisa förändringar som kan ses i figurerna med utsläppskurvor och doskurvor. I *Figur 5-18* visas antagna framtida förändringar i grundvattenflöden och biosfärssystem, där pilarna anger tidpunkten för ändrade vattenflöden i försvarsdelarna.



*Figur 5-18. Schematisk beskrivning av framtida förändringar i grundvattenflöden (blå pilar anger tidpunkt för förändring) och biosfärssystem för rimlig biosfärutveckling.*

Årsdoserna ökar generellt sett i det rimliga fallet när recipienten ändras från ett kustområde med dagens vattenomsättning till ett med lägre vattenomsättning och mindre vattenvolym (år 4000 AD). Det samma gäller även för övergången från kustområde till en sjö (år 5000 AD). Ökningarna beror framförallt på att utspädningen minskar med minskad vattenvolym och vattenomsättning. En annan viktig faktor är att flera exponeringsvägar beaktas i modellen för sjöperioden jämfört med modellen för kustperioden eftersom sötvatten också antas användas för konsumtion och bevattning. Modellen som används för jordbruksmarksperioden (8000 AD – 12 000 AD) är mycket olik de andra modellerna eftersom inflödet av radionuklider sker i ett poröst medium (jord) istället för till en vattenvolym. I jordbruksmarksmodellen är ackumulation av radionuklider i jordprofilen en viktig process för beräkningen av nuklidkoncentrationen medan utspädning är den viktigaste processen i kust- och sjömodellerna. I jordbruksmarksmodellen antas också att radionuklider som tidigare ackumulerats i sediment under kust- och sjöstadierna nu finns i jorden när modellen börjar användas och att dessa är tillgängliga för exponering till människor. Detta kan ses som en topp i doskurvorna vid år 8000 AD. Processer som erosion av det översta jordlagret och omblandning mellan jordlagren gör att koncentrationen av ackumulerade nuklider minskar med tiden vilket gör att dosen sjunker. För en del nuklider kan man se att doskurvan åter börjar stiga efter en viss nedgång vilket är en funktion av att "nya" radionuklider tillförs via grundvattnet som passerat förvaret. Linjerna i doskurvorna är interpolerade mellan ett antal punkter och på grund av att relativt få tidssteg har använts vid beräkningarna under denna senare tidsperiod beskriver kurvorna i figurerna inte dosminskningen helt korrekt. För nuklider som sorberar till fast material i jord är nedgången långsammare än för nuklider som är rörligare men beräkningsmetoden gör att detta inte kan utläsas ur figurerna.

Att radionuklider som ackumulerats i kust- och sjösediment senare blir tillgängliga för exponering i en jordbruksmark är en ny aspekt som inte modellerats i tidigare säkerhetsanalyser för SFR. En relativt grov uppdelning av de ackumulerade radionukliderna har gjorts när de olika mängderna matats in som inventarium i de olika reservoarer som beskriver jordprofilen i jordbruksmarksmodellen; det översta jordlagret (ca 30 cm), den grundvattenmättade zonen och en zon däremellan (kallad djupjord, ca 70 cm djup). Utifrån sedimentationshastigheter och dessa jordlagers djup gjordes antagandet att de radionuklider som sedimenterat under sjöstadiet (tidigast innan jordbruksmarksstadiet) matades in som inventarium i det övre jordlagret, medan resterande mängd radionuklider delades upp i relation 1:4 mellan djupjorden och den grundvattenmättade zonen. Beroende på radionuklidernas förmåga att sorbera till fast material förs delar av dessa mängder upp till ytjorden där exponering kan ske.

En nuklid som förtjänar särskild uppmärksamhet här är  $^{14}\text{C}$  för vilken doskurvorna sjunker drastiskt när jordbruksmarksmodellen börjar användas. Detta beror på att inget rotupptag av  $^{14}\text{C}$  beaktas i modellen (kol fixeras av växternas gröna delar ovan jord). Istället får människor i sig  $^{14}\text{C}$  enbart genom att oavsiktligt äta kontaminerad jord (t ex via dåligt sköljda grönsaker) och genom att konsumera mjölk och kött från boskap som fått i sig kontaminerad jord när de betat. Detta leder till en mycket lägre exponering i jordbruksmarksmodellen jämfört med andra nuklider som dessutom tas upp i odlade grödor. Att  $^{14}\text{C}$  dessutom är en av de nuklider som ger de högsta doserna i sjömodellen (överföringen till fisk är mycket stor) förstärker intrycket av en drastisk nedgång i dosfigurerna vid år 8000 AD.

## Huvudfall – Silo

En schematisk beskrivning av beräkningsmodellen för närzonen visas i *Figur 5-19*. Baserat på avfallsfördelningen har Silons avfallsdel delats in i två delar i radiell riktning. Bitumenstabiliserat avfall har allokerats till den inre delen av Silon och följaktligen cementstabiliserat avfall till den yttre delen. Ungefär 20 volymprocent av avfallet är bitumenstabiliserat vilket medför att den inre avfallsdelen i modellen är betydligt mindre än den yttre. I modellen har avfallet delats in i tre typer av avfall, betongkokiller med cementstabiliserat avfall, stålbehållare med cementstabiliserat avfall och stålbehållare med bitumenstabiliserat avfall.

Silon har delats in i tre sektioner i höjddled för att få en tillräckligt god beskrivning av transporten i vertikal riktning. Varje sektion delas i sin tur in i "compartments" som representerar olika delar av förvaret, t ex avfall, kringgjutningsbetong och betongvägg. Totalt består modellen för Silon av drygt 90 "compartments". Transporten ut från cementstabiliserat avfall har modellerats med diffusion och advektion. Flödet har antagits gå genom enstaka sprickor i kokillväggar och därför försummas sorptionen för den advektiva transporten. Radionuklider i bitumenstabiliserat avfall frigörs från bitumen till de vattenfyllda porerna i bitumenmatrisen i en jämn takt under 100 år. Så fort nukliderna har gått i lösning kan de diffundera ut ur matrisen till omgivande kringgjutningsbetong. Eventuell sorption i bitumen är inte beaktat.

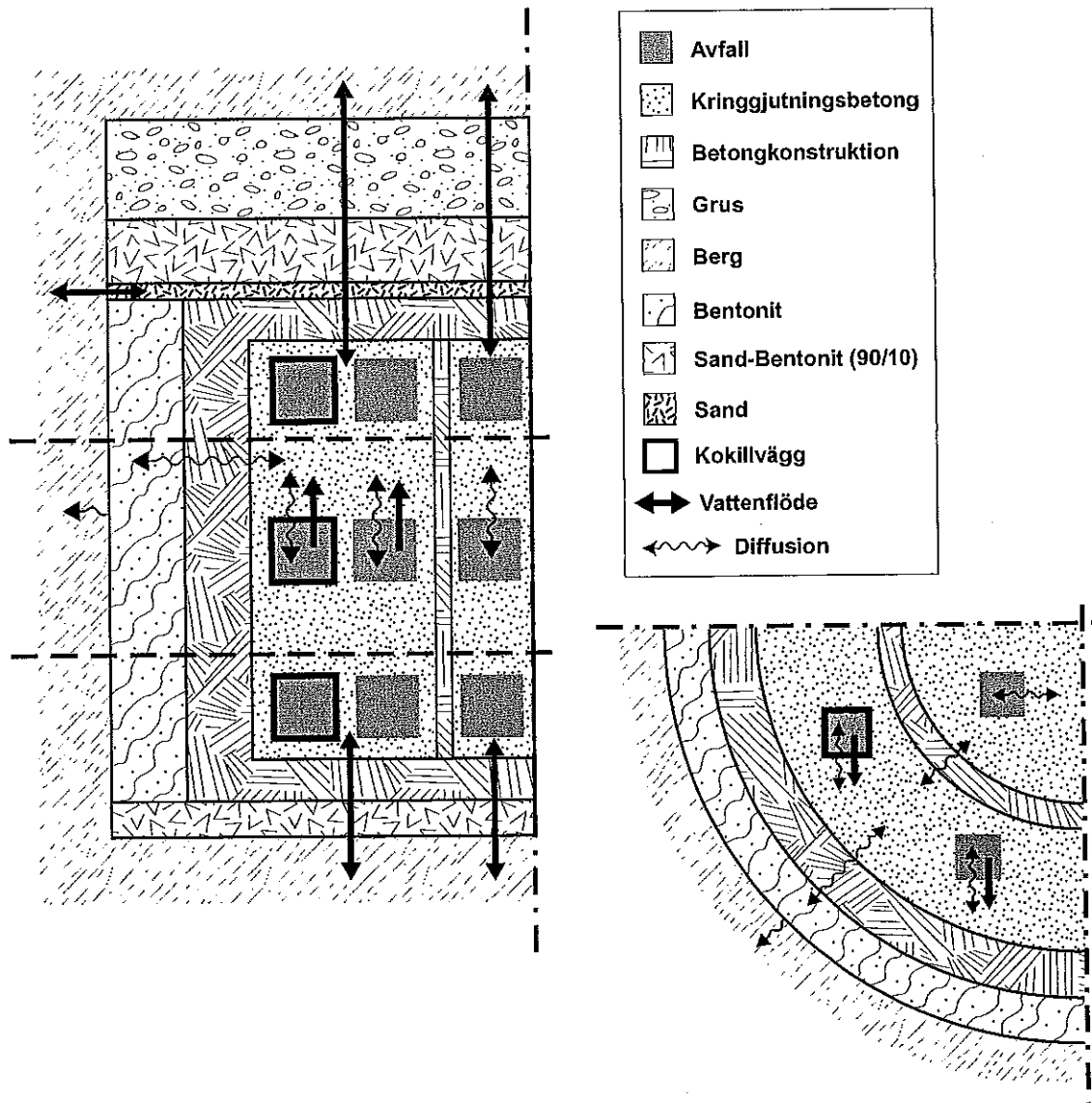
Silons inre fackverkskonstruktion har nästan enbart beaktats som en sorptionskapacitet som utnyttjats i takt med att nukliderna diffunderat ut från kollina. Det bitumenstabiliserade avfallet, som ligger i den inre delen har dock modellerats som att den omges av en fackverksvägg, som vid horisontell transport passeras med diffusion.

Kringgjutningsbetongen omger alla avfallsbehållare och en medeltjocklek på omkring en decimeter har ansatts i alla riktningar. Detta innebär att fördröjningen underskattas eftersom många radionuklider i verkligheten måste passera genom flera meter kringgjutningsbetong.

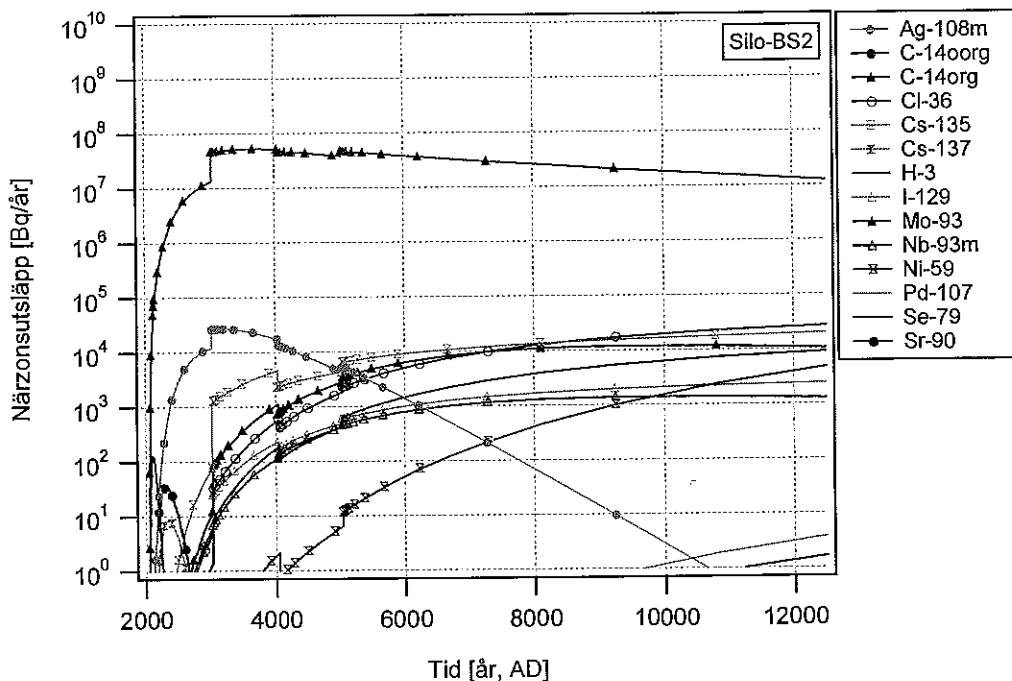
Det beräknade vattenflödet genom Silons avfallsdel är mycket litet på grund av den låga hydrauliska konduktiviteten i framförallt de omgivande bentonitbarriärerna. Det låga vattenflöde som trots allt går genom avfallsdelen är enligt hydrogeologimodelleringen /Holmén och Stigsson, 2001a/ riktat vertikalt. Vattenflödet är uppåtriktat under de första 1000 åren efter förslutning och därefter nedåtriktat. Denna förändring i flödesriktning beaktas i beräkningarna. Däremot försummas det horisontella vattenflödet i avfallsdelen och den horisontella uttransporten av radionuklider sker enbart med diffusion. I toppen och botten av Silon har även horisontellt flöde inkluderats i modellen och framförallt i sanden och gruset högst upp är detta av betydelse för uttransporten. Riktning och storlek på vattenflödet ändras med tiden i enlighet med resultaten från den hydrogeologiska modelleringen.

Beräkningarna av radionuklidtransporten i Silon ger som resultat att utsläppet från närzonen hela tiden domineras av organiskt  $^{14}\text{C}$  (Figur 5-20). Den nuklid som ger den näst högsta utsläppshastigheten är till en början  $^3\text{H}$ , och därefter under en mellanperiod  $^{108\text{m}}\text{Ag}$ . Från ungefär 3000 år efter förslutning av förvaret får utsläppet av  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{93}\text{Mo}$  och  $^{135}\text{Cs}$  en allt större betydelse. Utsläppshastigheten för alla dessa nuklider är dock ungefär tre storleksordningar lägre än för organiskt  $^{14}\text{C}$ . Utsläppet av oorganiskt  $^{14}\text{C}$  är mycket lågt och syns först vid ungefär 11000 AD i Figur 5-20. Detta beror på sorptionen av organiskt  $^{14}\text{C}$  i betongsilon.

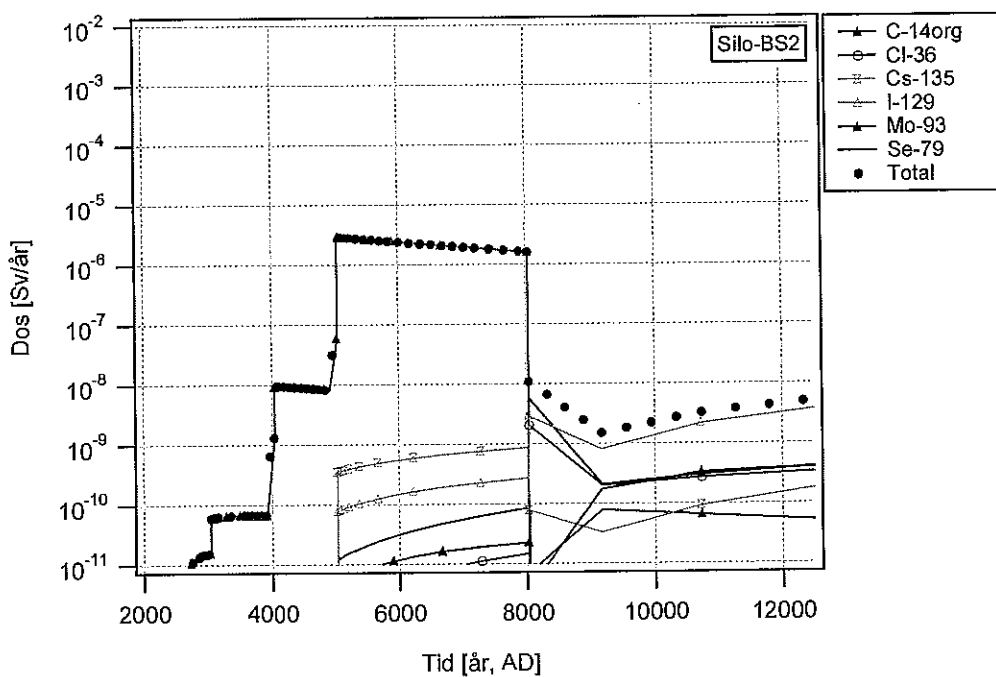
Vid rimlig biosfärsutveckling domineras dosen av organiskt  $^{14}\text{C}$  fram till 8000 AD (Figur 5-21). När recipienten övergår från en sjö till jordbruksmark erhålls en mycket lägre dos från organiskt  $^{14}\text{C}$ . Istället domineras dosen av  $^{129}\text{I}$ ,  $^{79}\text{Se}$  och  $^{36}\text{Cl}$ . Dosen under jordbruksperioden ligger under  $10^{-8}$  Sv/år. Den maximala årliga totaldosen är  $3 \cdot 10^{-6}$  Sv/år vilket erhålls vid 5000 AD.



**Figur 5-19.** Schematisk beskrivning av beräkningsmodell för Silo. Vänster bild – vy från sidan, höger bild – vy uppifrån.



Figur 5-20. Närzonsutsläpp från Silon. (BS2 = basscenario 2, vilket innebär att avfallskollina kringgjuts med cement.)



Figur 5-21. Dos för rimlig biosfärsutveckling vid utsläpp av radionuklider från Silo.

## Huvudfall – BMA

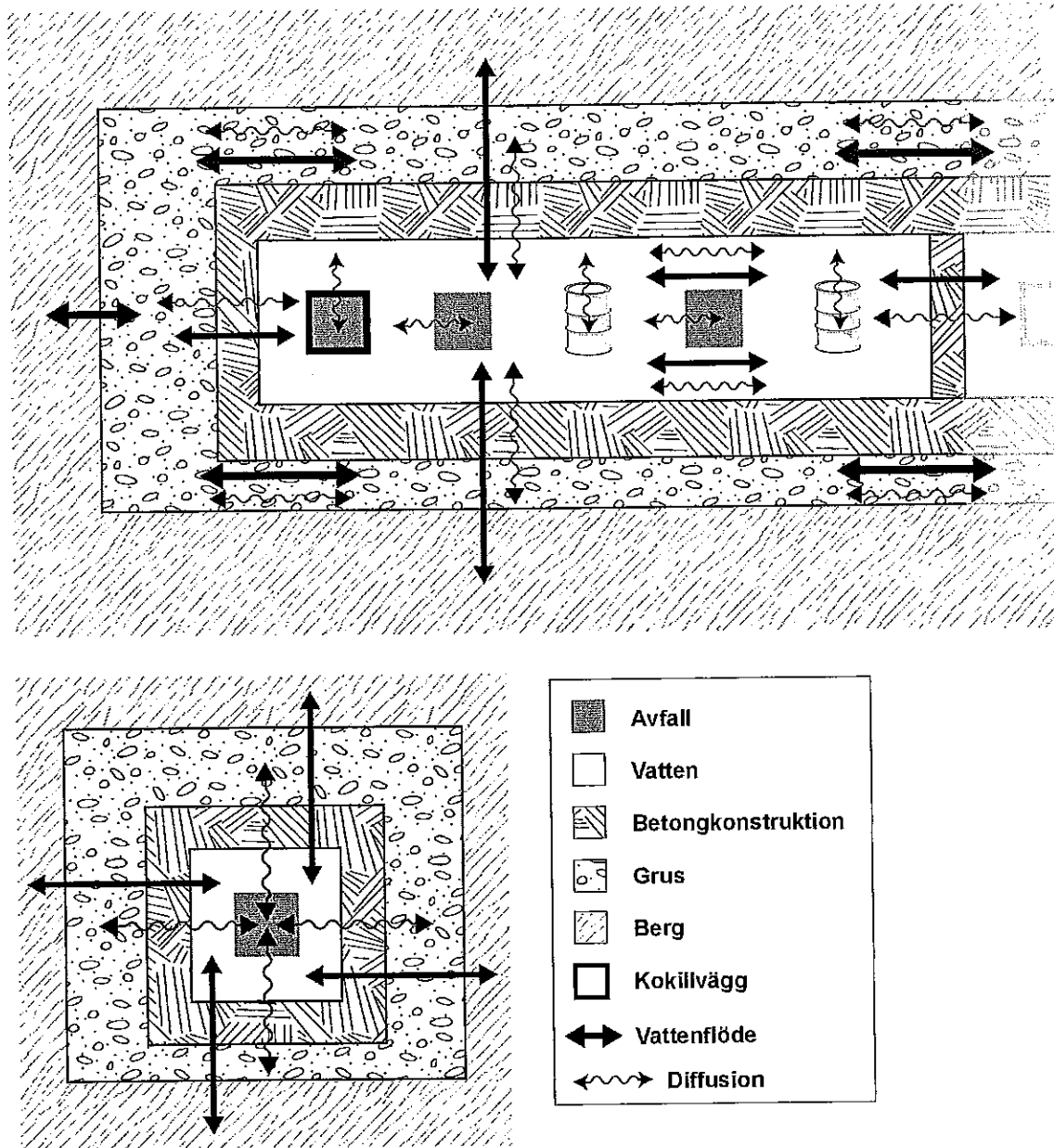
En schematisk beskrivning av beräkningsmodellen visas i *Figur 5-22*. För att beskriva radionuklidtransporten ut från BMA har förvaret delats in i fem sektioner. Indelningen medför också att en rimlig beskrivning av det tredimensionella vattenflödet genom förvarsdelen kan erhållas. Storleken på respektive sektion har valts för att omfatta ett visst antal fack i BMA. Den första sektionen motsvarar fack 1-4, den andra fack 5-9, den tredje fack 10-11, den fjärde fack 12 och den femte delen fack 13-15. Varje sektion delas i sin tur in i "compartments" som representerar olika delar av förvaret, t ex avfall, kokillvägg och grusåterfyllning. Totalt består modellen för BMA av drygt 150 "compartments". I modellen har avfallet beskrivits med fem olika avfallstyper; betongkokiller med cementstabiliserat avfall, stålkokiller med cementstabiliserat avfall, ståltunnor med cementstabiliserat avfall, stålkokiller med bitumenstabiliserat avfall och ståltunnor med bitumenstabiliserat avfall. Udda avfall har behandlats som stålkokiller med cementstabiliserat avfall. Varje sektion tilldelas en unik uppsättning av de olika avfallstyperna i enlighet med den nuvarande och planerade inplaceringen av avfallet /Riggare och Johansson, 2001/. Detta innebär att varje sektion har en unik uppsättning radionuklider.

Radionuklider i cementstabiliserat avfall transporteras genom avfallsmatrisen med diffusion. Sorption i betongstabiliserat avfall har beaktats i modellen. Radionuklider i betongkokiller måste även diffundera genom kokillväggarna. Radionuklider i bitumenstabiliserat avfall frigörs från bitumen till de vattenfyllda porerna i bitumenmatrisen i en jämn takt under 100 år. Så fort nukliderna har gått i lösning kan de diffundera ut ur matrisen. Eventuell sorption i bitumen har inte beaktats.

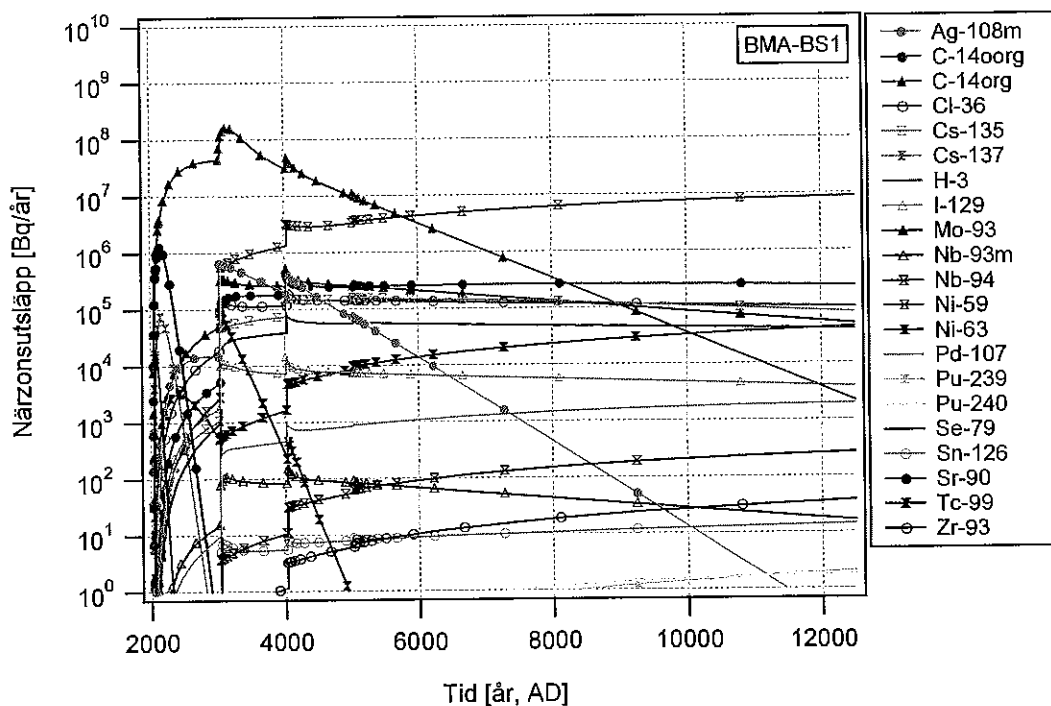
Vattenflödet i BMA går huvudsakligen genom gruset som omger betongkonstruktionen /Holmén och Stigsson, 2001a/. I huvudfallet har antagits att ingen kringgjutning runt avfallet kommer att ske. Detta innebär att det är stora konduktivitetskontraster mellan utrymmet runt avfallsbehållarna och själva avfallsbehållarna, varför det låga vattenflöde som rinner genom avfallsdelen antagits rinna helt i mellanrummen mellan avfallsbehållarna. På samma sätt som i Silon så ändrar flödet riktning under de första 1000 åren i både det återfyllda gruset och i betongkonstruktionen, från vertikalt uppåt till vertikalt nedåt /Holmén och Stigsson, 2001a/. Denna förändring i flödesriktning beaktas i beräkningarna.

Utsläppet av radionuklider från närzonen i BMA visas i *Figur 5-23*. Närzonsutsläppet domineras av organiskt  $^{14}\text{C}$  och fr o m ungefär 5800 AD och framåt av  $^{59}\text{Ni}$ . Undantaget är de första åren efter förslutning då  $^{90}\text{Sr}$  ger ett marginellt högre utsläpp än organiskt  $^{14}\text{C}$ .  $^{90}\text{Sr}$  ger ett betydande närzonsutsläpp i ungefär 200 år. Även  $^3\text{H}$  och  $^{137}\text{Cs}$  tillhör de nuklider som dominerar närzonsutsläppet den närmsta tiden efter förslutning.

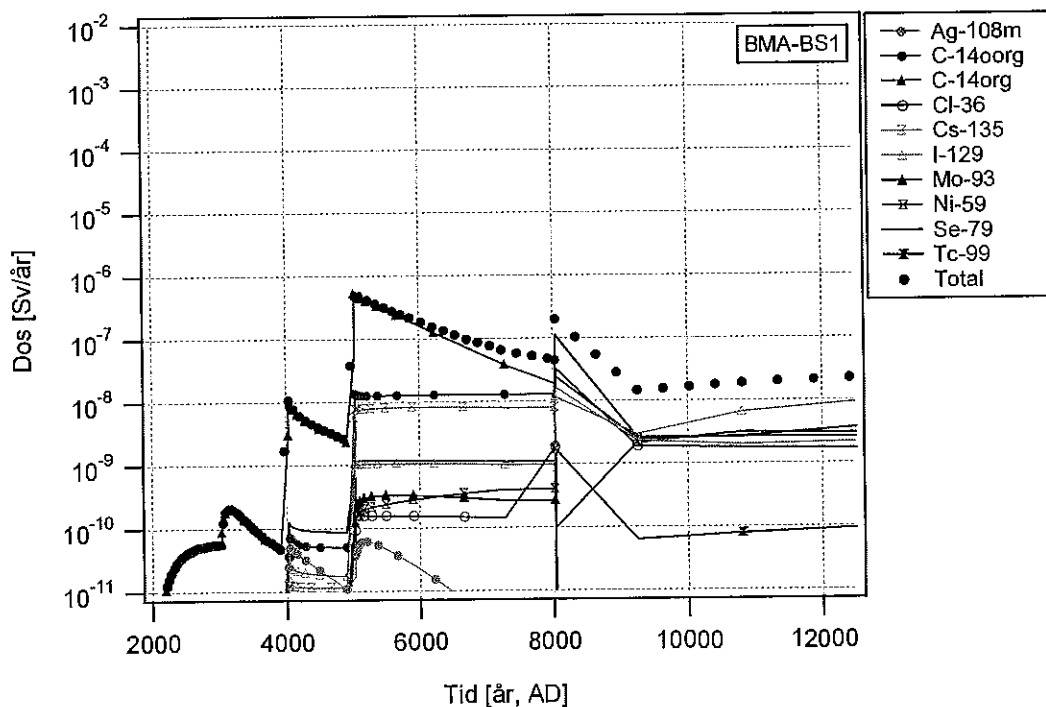
Dosen för rimlig biosfärsutveckling domineras av organiskt  $^{14}\text{C}$  i ungefär 6000 år (8000 AD) efter det att SFR 1 har förslutits (*Figur 5-24*). Dosen från organiskt  $^{14}\text{C}$  avtar då kraftigt när biosfären ändras vid 8000 AD. Andra nuklider som näst efter organiskt  $^{14}\text{C}$  dominerar dosen fram till 8000 AD är t ex oorganiskt  $^{14}\text{C}$ ,  $^{135}\text{Cs}$  och  $^{79}\text{Se}$ . Efter det att dosen från organiskt  $^{14}\text{C}$  avtar kraftigt är det ett flertal nuklider som ger ett betydande bidrag till totaldosen, bl a  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{59}\text{Ni}$ ,  $^{79}\text{Se}$ ,  $^{93}\text{Mo}$ ,  $^{135}\text{Cs}$  och  $^{129}\text{I}$ .  $^{79}\text{Se}$  dominerar vid 8000 AD och från 9000 AD domineras dosen av bidraget från  $^{129}\text{I}$ . Den maximala årliga totaldosen erhålls vid 5000 AD och är  $5 \cdot 10^{-7}$  Sv/år.



**Figur 5-22.** Schematisk beskrivning av beräkningsmodell för BMA. Övre bilden – snitt sett från sidan längs med tunneln. Nedre bilden – snitt sett från sidan tvärs tunneln.



Figur 5-23. Närzonsutsläpp från BMA. (BS1 = basscenario 1, vilket innebär att avfallskollina inte kringgjuts med cement.)



Figur 5-24. Dos för rimlig biosfärsutveckling vid utsläpp av radionuklider från BMA.

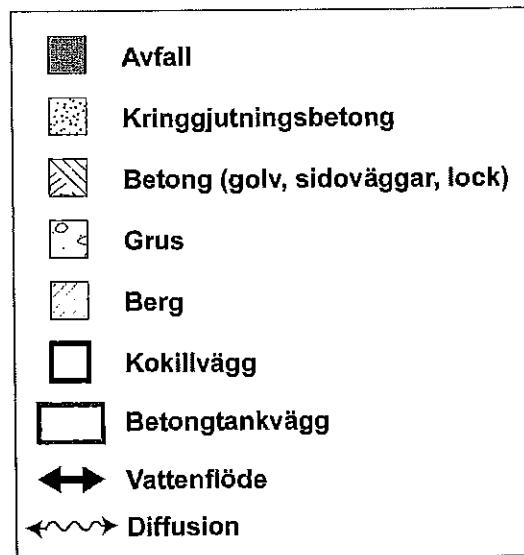
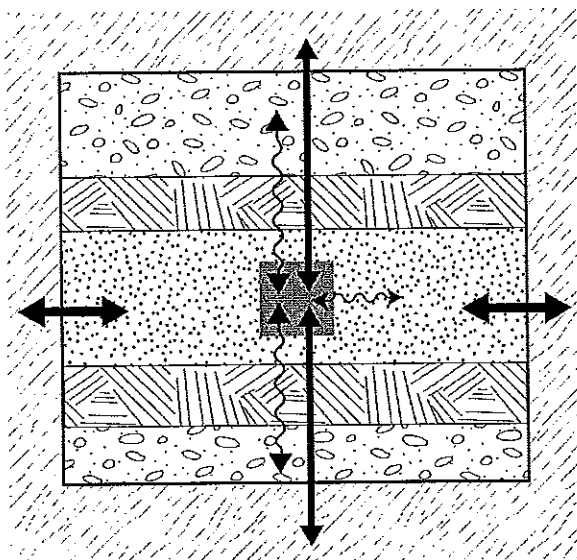
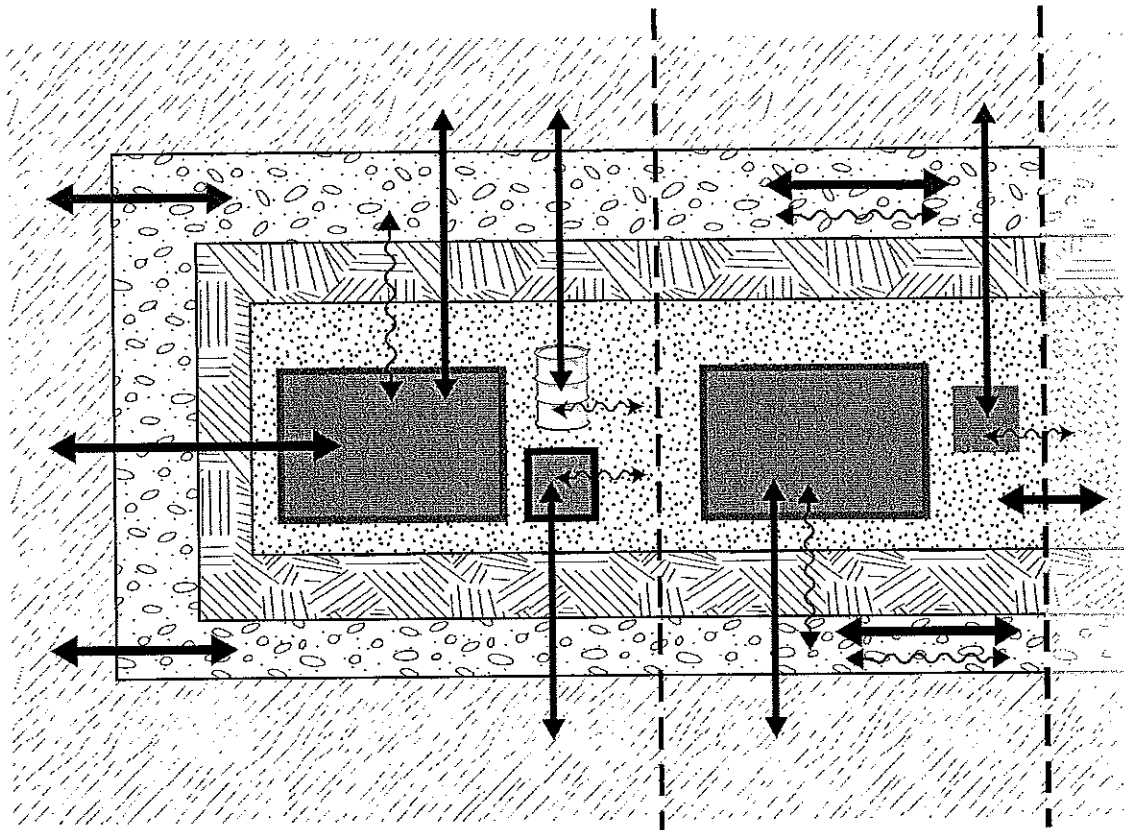
## Huvudfall – 1BTF

En schematisk beskrivning av beräkningsmodellen visas i *Figur 5-25*. För att beskriva radionuklidtransporten ut från 1BTF har avfallsdelen av förvaret delats in i fem sektioner. Indelningen medför också att en rimlig beskrivning av det tredimensionella vattenflödet genom förvardsdelen kan erhållas. Den första sektionen innehåller ståltunnor med aska samt omgärdande betongtankar och betongkokiller. I modellen utgör inte betongbehållarna någon extra barriär för nuklider i ståltunnor. Nukliderna antas istället transporteras ut mellan betongbehållarna. Samtliga ståltunnor är av typen tunna i tunna med cement emellan och sorptionen på cementen har beaktats i modellen. Betongkokillerna är av samma typ som de som allokeras till BMA, men ett urval sker så att de med låg aktivitet allokeras till 1BTF. Aktivitetsmängden i dessa kokiller är så låg att den har försumrats vid beräkningarna för 1BTF, men kokillernas sorptionskapacitet har inkluderats vid beräkningarna av utläckaget av radioaktiva ämnen från 1BTF. I de övriga fyra sektionerna har samma fördelning mellan betongtankar, udda avfall och Berglöfslådor antagits. Udda avfall har behandlats som betongtankar. Varje sektion delas i sin tur in i ”compartments” som representerar olika delar av förvaret, t ex avfall, kokillvägg och grusåterfyllning. Totalt består modellen för 1BTF av cirka 150 ”compartments”.

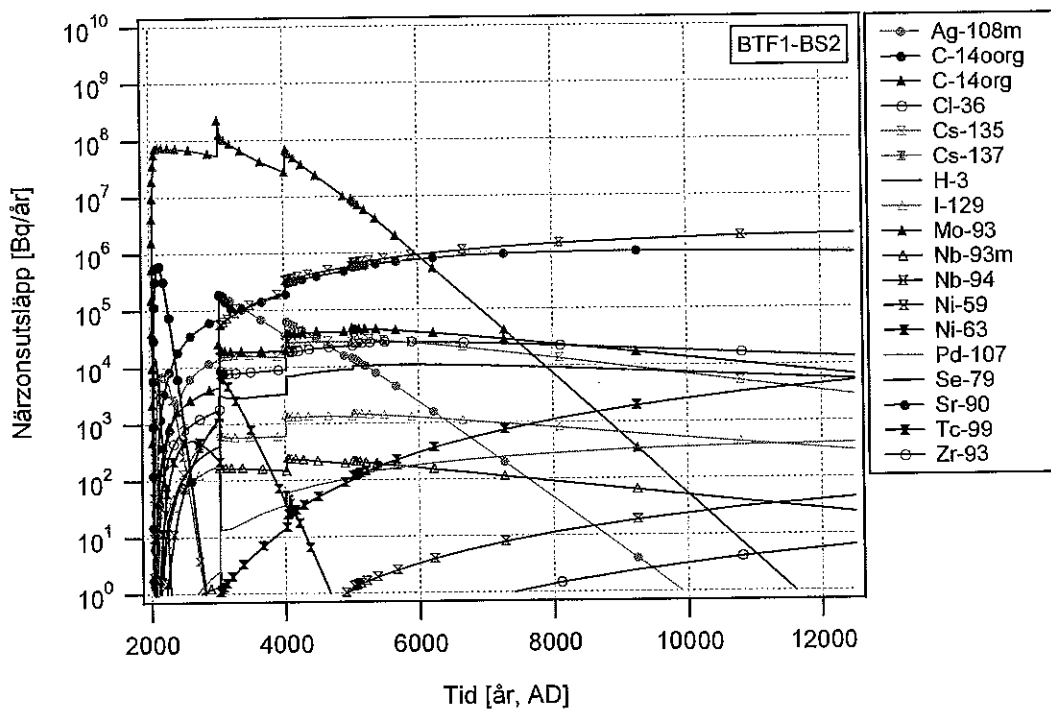
Vattenflödet i 1BTF går till största delen genom gruset i toppen och den del som går genom avfallsdelen är förhållandevis liten. Konduktivitetskontrasten mellan avfallsbehållare och kringgjutningsbetong är liten, varför vattenflöde genom avfallsbehållarna beaktas. I beräkningarna ansattes att hela flödet som passerar genom avfallsdelen också passerar genom avfallsbehållarna. Dessutom tas det hänsyn till att flödet genom både återfyllt grus och avfallsdelen ändrar riktning från vertikalt uppåt till vertikalt nedåt under de första 1000 åren /Holmén och Stigsson, 2001a/.

Resultatet för modelleringen av migrationen av radionuklider från 1BTF visas i *Figur 5-26*. Utsläppet liknar till stor del det från BMA ifråga om dominerande nuklider även om relationen mellan dem avviker. Den maximala utsläppshastigheten för organiskt  $^{14}\text{C}$  är  $2 \cdot 10^8$  Bq/år, vilket erhålls tusen år efter förslutning för att därefter avta. Från ungefär 6000 AD och framåt ligger totalutsläppet på ungefär  $10^6$  Bq/år och domineras av  $^{59}\text{Ni}$  och oorganiskt  $^{14}\text{C}$ .

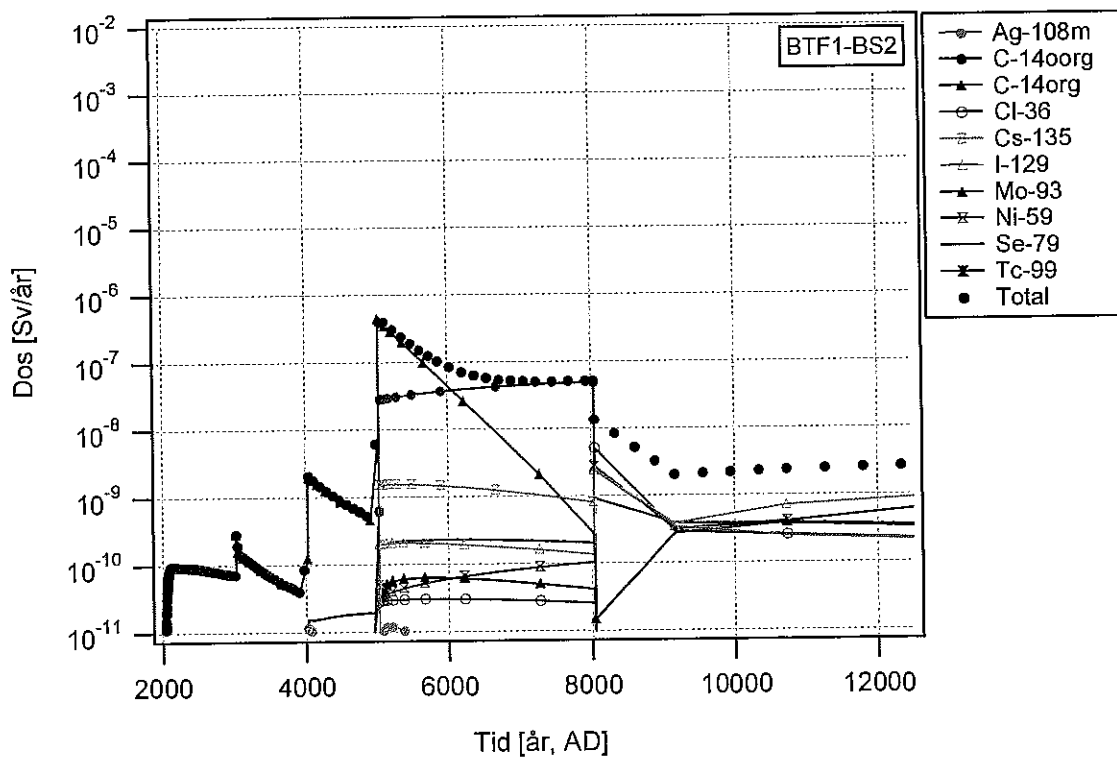
Vid utsläpp till rimlig biosfär (*Figur 5-27*) domineras dosen till en början även i detta fall av organiskt  $^{14}\text{C}$ . Ändringen till en sjö som recipient vid 5000 AD innebär en kraftig ökning i dos. Denna ökning är speciellt påtaglig för oorganiskt  $^{14}\text{C}$ , men organiskt  $^{14}\text{C}$  ger fortfarande den högsta dosen. Medan dosen för oorganiskt  $^{14}\text{C}$  är svagt ökande mellan 5000 AD och 8000 AD avtar dosen från utsläpp av organiskt  $^{14}\text{C}$  under samma tidsperiod. Totaldosen domineras därför av oorganiskt  $^{14}\text{C}$  mellan 6000 AD och 8000 AD. Utsläppsområdet ändras till jordbruksmark vid 8000 AD varvid dosen från både organiskt och oorganiskt  $^{14}\text{C}$  avtar kraftigt. Ett flertal nuklider ger då ett betydande bidrag till totaldosen, bl a  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{59}\text{Ni}$ ,  $^{79}\text{Se}$ ,  $^{93}\text{Mo}$ ,  $^{135}\text{Cs}$  och  $^{129}\text{I}$ . Dessa nuklider dominerar dosen från ungefär 8000 AD och framåt med en totaldos på drygt  $10^{-9}$  Sv/år. Vid 8000 AD är  $^{36}\text{Cl}$  den dominerande nukliden och därefter  $^{129}\text{I}$ . Den maximala totaldosen  $4 \cdot 10^{-7}$  Sv/år erhålls vid 5000 AD.



**Figur 5-25.** Schematisk beskrivning av beräkningsmodell för IBTF. Övre bilden – snitt sett från sidan längs med tunneln. Nedre bilden – snitt sett från sidan tvärs tunneln.



Figur 5-26. Närzonsutsläpp från 1BTF.



Figur 5-27. Dos för rimlig biosfärsutveckling vid utsläpp av radionuklider från 1BTF.

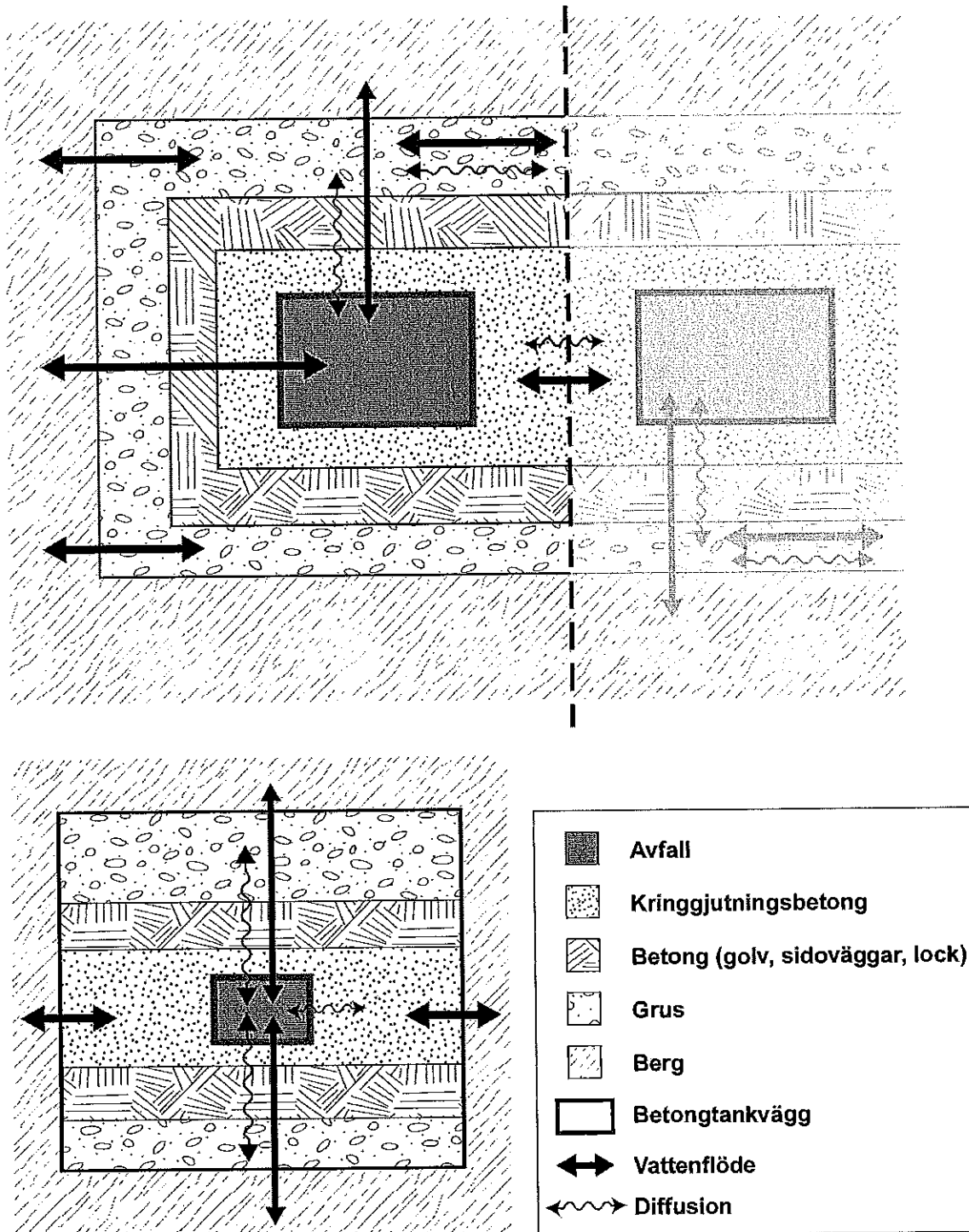
## Huvudfall – 2BTF

En schematisk beskrivning av beräkningsmodellen visas i *Figur 5-28*. För att beskriva transporten ut från 2BTF har avfallsdelen av förvaret delats in i fem sektioner. Indelningen medför också att en rimlig beskrivning av det tredimensionella vattenflödet genom förvarsdelen kan erhållas. Varje sektion delas i sin tur in i "compartments" som representerar olika delar av förvaret, t ex avfall, betongtankvägg och grusåterfyllning. Totalt består modellen för 2BTF av cirka 150 "compartments". Eftersom allt avfall är jonbyttarmassor i betongtankar har en jämn fördelning av aktivitet och avfallsbehållare antagits.

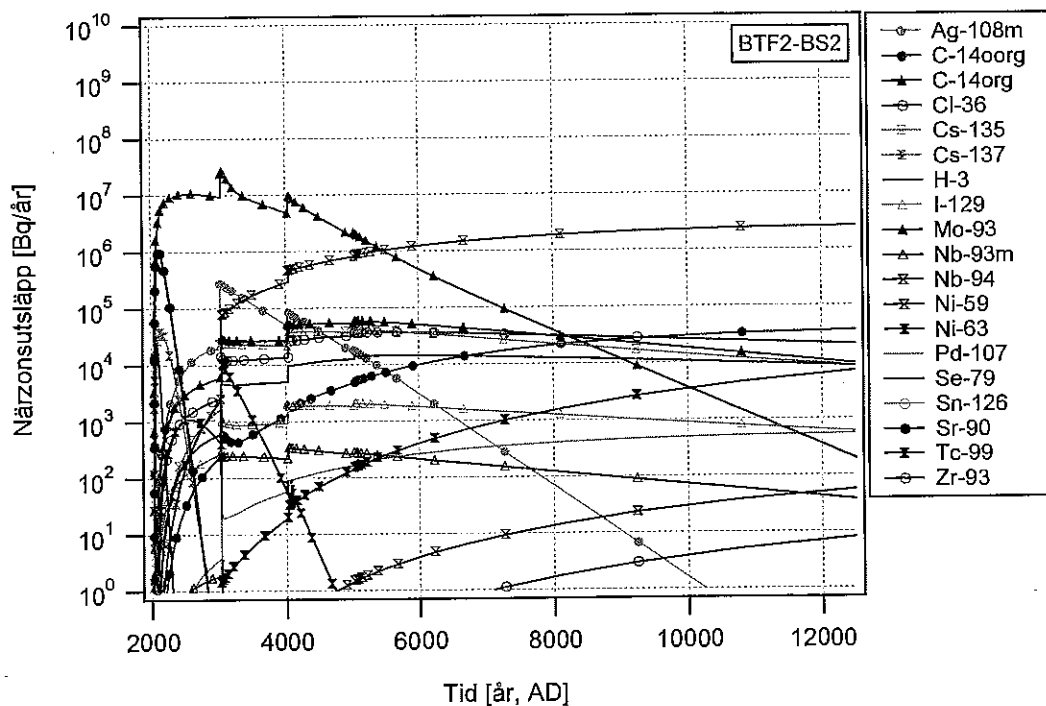
Vattenflödet i 2BTF, liksom i 1BTF, går till största delen genom gruset i toppen och den del som går genom avfallsdelen är förhållandevis liten. Konduktivitetskontrasten mellan avfallsbehållare och kringgjutningsbetong är liten, varför vattenflöde genom avfallsbehållarna beaktas. I beräkningarna ansattes att hela flödet som passerar genom avfallsdelen också passerar genom avfallsbehållarna. På samma sätt som för 1BTF ändras riktningen på flödet från vertikalt uppåt till vertikalt nedåt efter de första 1000 åren i enlighet med resultaten från hydrogeologimodelleringen /Holmén och Stigsson, 2001a/.

Även resultatet för närzonsutsläppet från 2BTF liknar till stor del det från BMA (jämför *Figur 5-29* och *Figur 5-23*). Utsläppet domineras till en början av organiskt  $^{14}\text{C}$  följt av  $^{59}\text{Ni}$ . Utsläppshastigheten av organiskt  $^{14}\text{C}$  från 2BTF är ungefär en faktor fem lägre än den från BMA. Skillnaden för  $^{59}\text{Ni}$  är mindre än så.

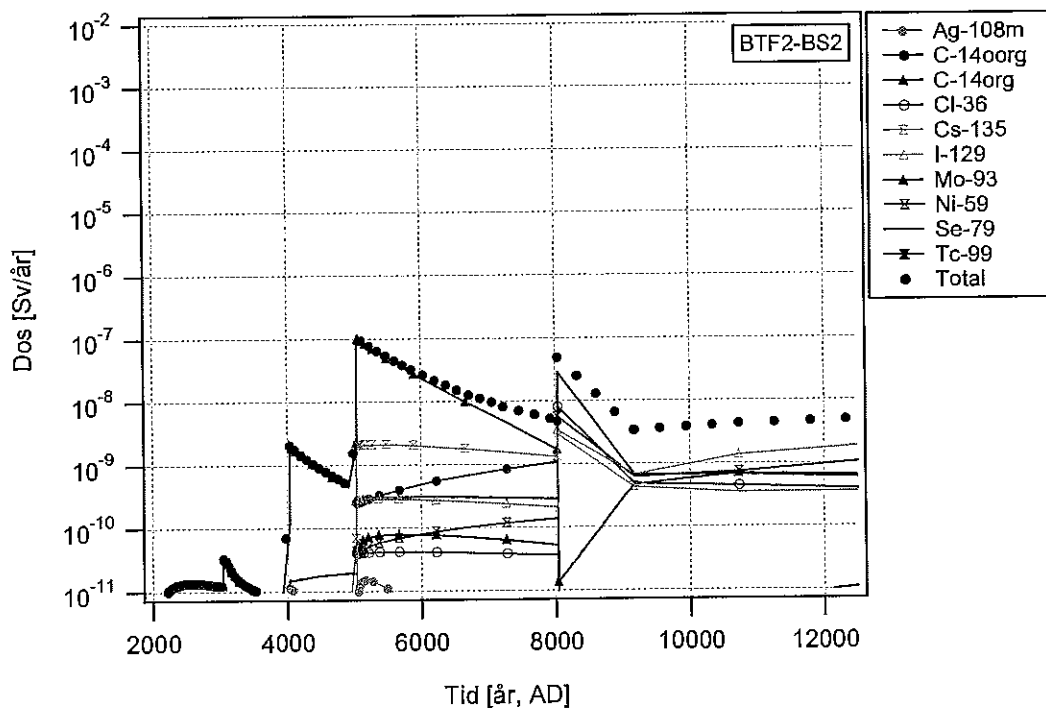
Dosen för den rimliga biosfärsutvecklingen vid utsläpp från 2BTF visas i *Figur 5-30*. Dosen som erhålls då organiskt  $^{14}\text{C}$  släpps ut från 2BTF till en rimlig biosfär är mellan en faktor fem till åtta lägre än från motsvarande utsläpp från BMA. Den maximala totaldosen erhålls 5000 AD och är  $9 \cdot 10^{-8}$  Sv/år. När sjön övergår till jordbruksmark 8000 AD erhålls en totaldos på  $5 \cdot 10^{-8}$  Sv/år.  $^{79}\text{Se}$  ger det största bidraget vid denna tidpunkt följt av  $^{36}\text{Cl}$  och  $^{59}\text{Ni}$ . Dosen sjunker sedan fram till ungefär 9000 AD varefter den ökar något. Under denna tidsperiod domineras dosen av  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{59}\text{Ni}$ ,  $^{79}\text{Se}$ ,  $^{93}\text{Mo}$ ,  $^{135}\text{Cs}$  och  $^{129}\text{I}$ .



**Figur 5-28.** Schematisk beskrivning av beräkningsmodell för 2BTF. Övre bilden – snitt sett från sidan längs med tunneln. Nedre bilden – snitt sett från sidan tvärs tunneln.



Figur 5-29. Närzonsutsläpp från 2BTF.



Figur 5-30. Dos för rimlig biosfärsutveckling vid utsläpp av radionuklider från 2BTF.

## Huvudfall – BLA

En schematisk beskrivning av beräkningsmodellen visas i *Figur 5-31*. Modellen för BLA har delats in i fem sektioner omgiven av en del med enbart vatten i vardera kortänden. I BLA är barriärerna för transporten av radionuklider mycket begränsade. I modellen har inga barriärer beaktats, utan nukliderna kan transporteras momentant från avfallet till närzonsberget. Indelningen i sju delar torde vara av begränsad betydelse och modellen kan snarare ses som en omrörd tank. Detta medför att utsläppet av radionuklider momentant når höga nivåer, se *Figur 5-32*. Vid mycket korta tider domineras utsläppet av kortlivade nuklider såsom  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{63}\text{Ni}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  och  $^{137}\text{Cs}$ . Efter 700 år har utsläppet av dessa avtagit så att det dominerande utsläppet istället ges av oorganiskt  $^{14}\text{C}$ ,  $^{59}\text{Ni}$  och  $^{99}\text{Tc}$ .

Dos för den rimliga biosfärsutvecklingen vid utsläpp av radionuklider från BLA visas i *Figur 5-33*. Det utsläpp som erhålls direkt efter förslutning ger upphov till en totaldos på ungefär  $1 \cdot 10^8$  Sv/år och domineras av  $^{137}\text{Cs}$ . Efter ungefär 300 år blir oorganiskt  $^{14}\text{C}$  den nuklid som dominerar totaldosen och förblir så fram till ungefär 7000 AD. Mellan 7000 AD och 12000 AD domineras dosen av  $^{239}\text{Pu}$  och  $^{240}\text{Pu}$ . Vid 8000 AD stiger totaldosen markant och når sin högsta nivå,  $2 \cdot 10^7$  Sv/år.

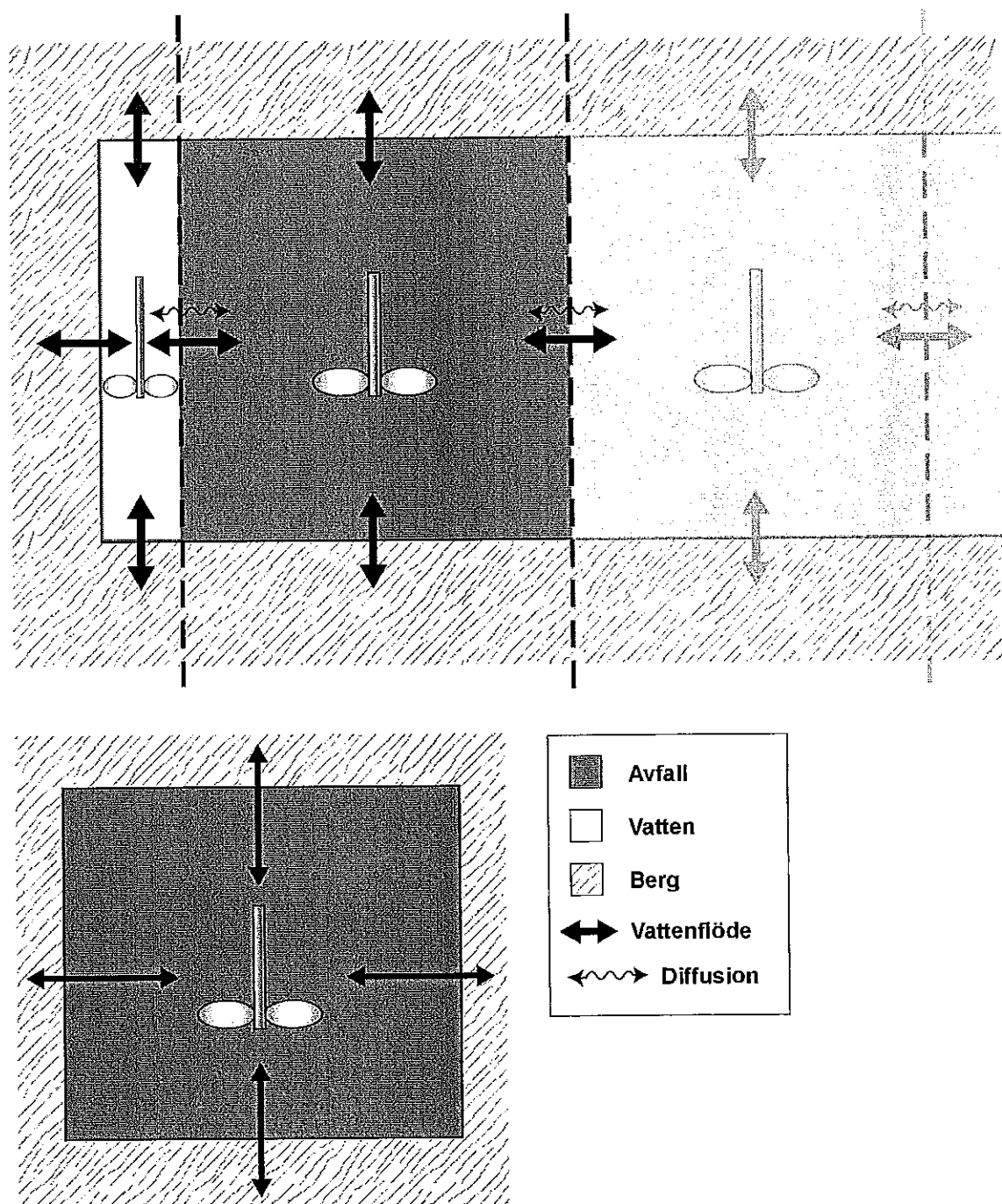
## Inverkan av gas

Inom basscenariot har betydelsen av gasbildning i förvarsdelarna belysts genom några variationsfall. En sammanfattande beskrivning av beräkningsfallen ges i avsnitt 5.6 och en mer detaljerad beskrivning av genomförda beräkningar i Moreno *et al* /2001/. Närzonsberäkningarna för gasinducerat utsläpp av radionuklider har beräknats med förenklade modeller för Silo, BMA och IBTF. För att erhålla resultat som kan jämföras med huvudfallet har även beräkningar motsvarande huvudfallet genomförts med de förenklade modellerna. Beräkningarna har genomförts för några utvalda nuklider med olika egenskaper för att möjliggöra en diskussion om effekten av gasen. Dessa egenskaper och nuklider är:

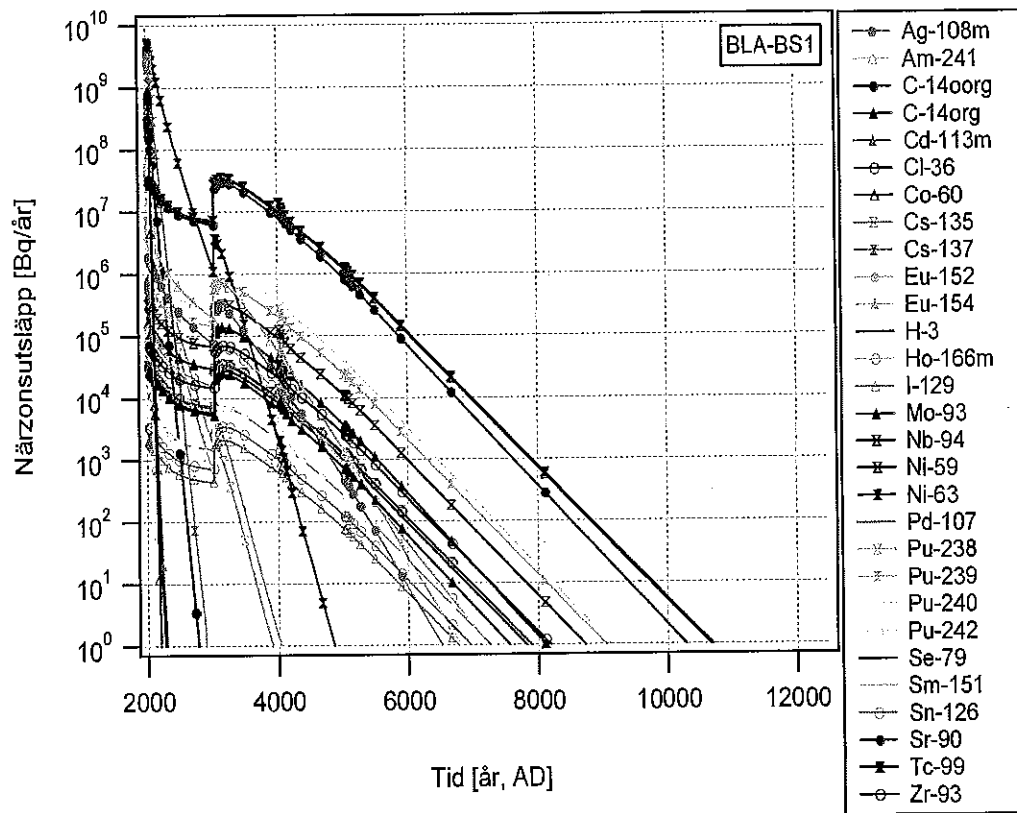
- Icke sorberande med lång halveringstid (organiskt  $^{14}\text{C}$ )
- Icke sorberande med kort halveringstid ( $^3\text{H}$ )
- Svagt sorberande med kort halveringstid ( $^{90}\text{Sr}$ )
- Svagt sorberande med lång halveringstid ( $^{36}\text{Cl}$ ).

Den relativa frigörelsen av en radionuklid har definierats som förhållandet mellan det maximala utsläppet vid inverkan av gas och det maximala utsläppet under de första tusen åren för huvudfallet. I *Figur 5-34* visas den beräknade relativa frigörelsen av radionuklider från gasinducerat flöde. För alla förvarsdelar erhålls störst påverkan på utsläppet av radionuklider med kort halveringstid.

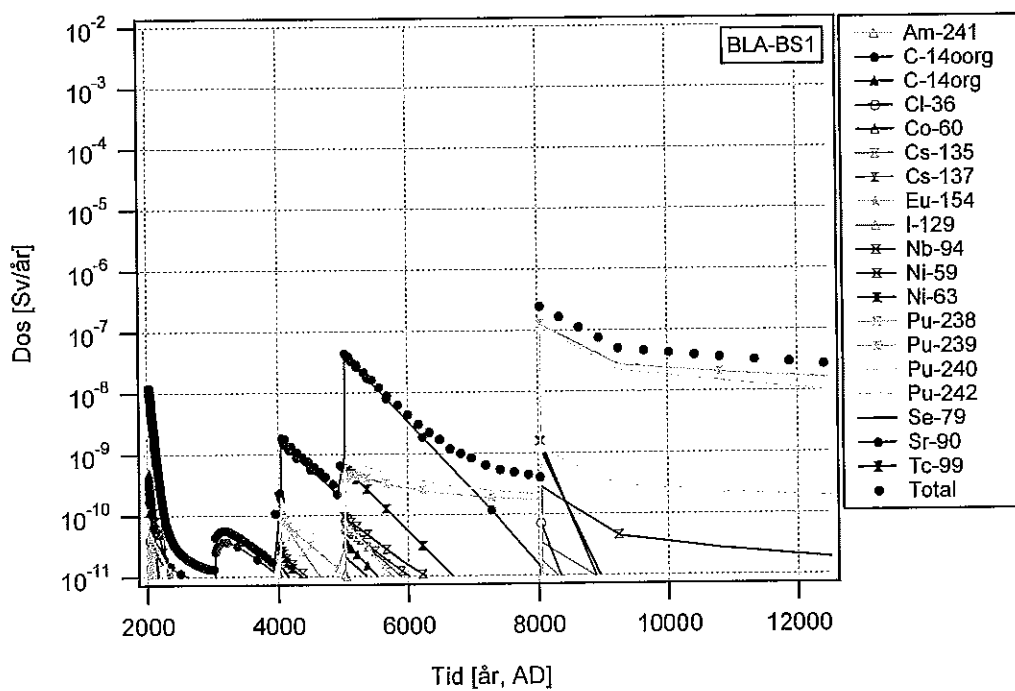
Två variationsfall har beräknats för Silon. I fallet "Silo-gas" har antagits att det existerar småsprickor i betongkonstruktionen dvs betongen har samma konduktivitet som i huvudfallet. Effekten av en tätare konstruktionsbetong belyses i "Silo-tätbetong". Av de studerade nukliderna erhålls störst påverkan på utsläppet av  $^3\text{H}$  för fallet med småsprickig betong där transport genom botten av Silon dominerar. Det blir dock ingen större påverkan på totaldosen eftersom organiskt  $^{14}\text{C}$  dominerar dosen under de första tusen åren och den påverkas endast marginellt.



**Figur 5-31.** Schematisk beskrivning av beräkningsmodell för BLA. Övre bilden – snitt sett från sidan längs med tunneln. Nedre bilden – snitt sett från sidan tvärs tunneln. (Omröraren symboliserar att volymen antas vara homogent blandad.)



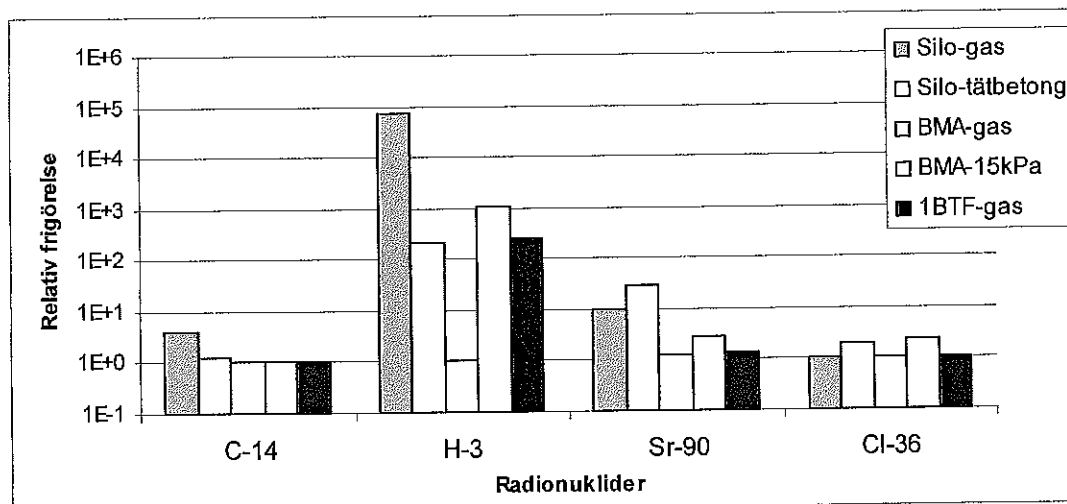
Figur 5-32. Näronsutsläpp från BLA. (Observera att kurvorna för <sup>59</sup>Ni och <sup>99</sup>Tc överlappar varandra).



Figur 5-33. Dos för rimlig biosfärsutveckling vid utsläpp av radionuklider från BLA.

För BMA har fallen "BMA-gas" och "BMA-15kPa" beräknats. I det första fallet har det antagits en förträngning av vatten motsvarande den mängd som behövs för att öppna upp gasförande passager och i det andra fallet förträngs en större mängd vatten på grund av att ett gasöverttryck på 15kPa behöver byggas upp för att transportera ut gasen. Störst inverkan erhålles i det senare fallet där maxutsläppet av radionukliden  $^3\text{H}$  blir ca tusen gånger högre än i huvudfallet. Totaldosen kommer dock inte att öka, eftersom den på samma sätt som för Silon domineras av organiskt  $^{14}\text{C}$  under de första tusen åren och frigörelsen av  $^{14}\text{C}$  från BMA påverkas inte nämnvärt.

Inverkan av gas på utsläppet av radionuklider från 1BTF har studerats för den del av förvaret som innehåller askfat, eftersom askfaten kan ge upphov till stora gasmängder på kort tid. Gasen antas ta sig ut redan vid små övertryck och den mängd vatten som förträngs är enbart den som behövs för att öppna upp gaspassager. Inte heller här blir det några effekter på dosen eftersom den domineras av organiskt  $^{14}\text{C}$  som påverkas marginellt.



Figur 5-34. Inverkan av gas på frigörelsen av radionuklider från olika försvarsdelar.

### Degraderade barriärer

För Silon har en beräkning genomförts där effekten av en uppsprickning/degradering av barriärerna efter 1000 år beskrivs genom att ändra vattenflödet i modellen. Vattenflödets storlek och riktning har bestämts utifrån den hydrogeologiska modellering som utförts med en ökad hydraulisk konduktivitet i Silou /Holmén och Stigsson, 2001a/. I hydrogeologimodelleringen ansattes en homogen hydraulisk konduktivitet, men även med uppspruckna och degraderade barriärer bör avfallsdelen fortfarande ha kvar hydrauliska egenskaper som styr flödet i vertikal riktning. Baserat på detta har enbart vertikalt vattenflöde genom avfallsdelen beaktats.

Eftersom Silon antas vara intakt under de första 1000 åren är vattenflödet genom Silon, och därmed också utsläppet av nuklider från närzonen under denna tidsperiod, detsamma som i huvudfallet. Det högre flödet år 3000 AD jämfört med huvudfallet innebär dock högre utsläppshastigheter. För  $^{59}\text{Ni}$  erhålls mellan en och två tiopotenser högre utsläpp och för  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{79}\text{Se}$ ,  $^{93}\text{Mo}$ ,  $^{108\text{m}}\text{Ag}$ ,  $^{129}\text{I}$  och  $^{135}\text{Cs}$  blir utsläppet sju till tio ggr högre. Maximala utsläppshastigheten av organiskt  $^{14}\text{C}$  blir fyra ggr högre jämfört med huvudfallet.

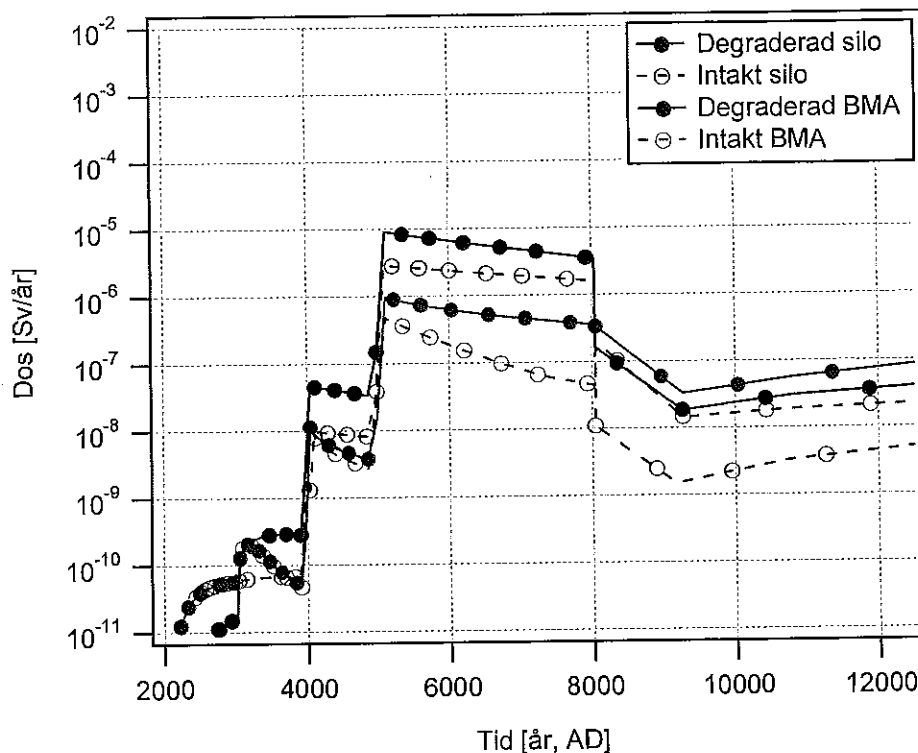
Degradering av betongkonstruktionen i BMA kan leda till sprickbildning i konstruktionen. Grundvattenflödet är störst där sprickzon 6 skär BMA och försämrade hydrauliska egenskaper i ett fack som ligger i anslutning till sprickzon 6 bör därför ge störst effekt på uttransporten av radionuklider från avfallsdelen. I beräkningarna antas därför att det efter 1000 år har skett en avsevärd sprickbildning i fack 12, vilket är det fack som ligger där sprickzon 6 skär BMA. I hydrogeologimodellen har hela detta fack fått sådana hydrauliska egenskaper så att grundvattenflödet genom facket inte märkbart påverkas av fackets flödesmotstånd. Resultaten visar att avsevärd sprickbildning i fack 12 i BMA enbart ger en marginell påverkan på det totala flödet genom BMA /Holmén och Stigsson, 2001a/. En viss omfördelning av flödet erhålls men den mest påtagliga förändringen är ett kraftigt ökat flöde genom betongkonstruktionen vid fack 12.

Eftersom flödet även för detta fall är detsamma som i huvudfallet under de första 1000 åren är utsläppet av radionuklider från närzonen identiska för de två fallen under denna tidsperiod. Det högre flödet efter 1000 år jämfört med huvudfallet medför generellt sett högre utsläppshastigheter. Under vissa tidsperioder erhålls utsläppshastigheter som är ca 10 till 100 ggr högre för en del nuklider (t ex oorganiskt  $^{14}\text{C}$ ,  $^{59}\text{Ni}$  och  $^{99}\text{Tc}$ ). Andra nuklider, såsom organiskt  $^{14}\text{C}$ ,  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{93}\text{Mo}$ ,  $^{129}\text{I}$  och  $^{135}\text{Cs}$ , svarar endast svagt på ett högre flöde genom fack 12.

Effekten av degraderade barriärer i Silon och BMA från tusen år efter förslutning på totaldos för en rimlig biosfärsutveckling visas i *Figur 5-35*. Det högre flödet i fallet degraderade barriärer medför en högre årlig totaldos i jämförelse med ett intakt förvar. Den maximala årliga totaldosen för BMA är 2 ggr högre än i huvudfallet och för Silon 3 ggr högre än i huvudfallet. För Silon är det samma nuklider som dominerar dosen i båda fallen. För BMA däremot, innebär degraderade barriärer efter 1000 år att oorganiskt  $^{14}\text{C}$  är dosdominerande mellan 5500 AD och 8000 AD medan intakta barriärer medför att organiskt  $^{14}\text{C}$  dominerar dosen under hela perioden fram till 8000 AD (*Figur 5-24*). En betydande skillnad mellan intakta och degraderade barriärer i BMA är att dosen från utsläpp av  $^{59}\text{Ni}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  och  $^{240}\text{Pu}$  efter 8000 AD ökar markant med degraderade barriärer. Detta medför att dosen domineras av  $^{59}\text{Ni}$  fram till ungefär 10 500 AD och därefter dominerar de två plutoniumisotoperna.

Av samma anledning som för BMA, antas uppsprickning/degradering av barriärer i 1BTF och 2BTF att ske där sprickzon 6 skär bergsalarna, vilket är ungefär i mitten av dessa. Hydrogeologimodellering /Holmén och Stigsson, 2001a/, där en sektion (17 m) antas ha sådana hydrauliska egenskaper att vattenflödet genom sektionen inte märkbart begränsas, visar att vattenflödet genom avfallsdelen ökar med upp till en faktor 6 och att huvuddelen av vattnet (90 %) strömmar i den degraderade delen. Totala vattenflödet genom hela tunneln ökar däremot inte med mer än en faktor 2.

Inga radionuklidberäkningar har utförts för detta fall. Baserat på resultaten från hydrogeologimodelleringen kan man konstatera att endast avfallskollin i den degraderade delen eller i direkt kontakt med sprickan blir utsatta för ett högre flöde. I en 17 m bred sektion skulle då ca 10 % av avfallet bli utsatt för ett högre flöde. I det här fallet kan utsläppet från dessa kollin öka med en faktor motsvarande ökningen i flöde. Vattenflödet genom resten av avfallet ökar däremot inte. En ökad uttransport från den icke-degraderade delen kommer därmed inte att erhållas. Både en flödesökning på en faktor 6 för 10 % av avfallet och ökningen i totalflöde i hela tunneln antyder att utsläppet från närzonen inte bör öka med mer än en faktor 2 jämfört med huvudfallet. Ett ökat närzonsutsläpp med en faktor 2 skulle då ge en maximal totaldos på  $8 \cdot 10^{-7}$  Sv/år från 1BTF och en maximal totaldos på  $2 \cdot 10^{-7}$  Sv/år från 2BTF.

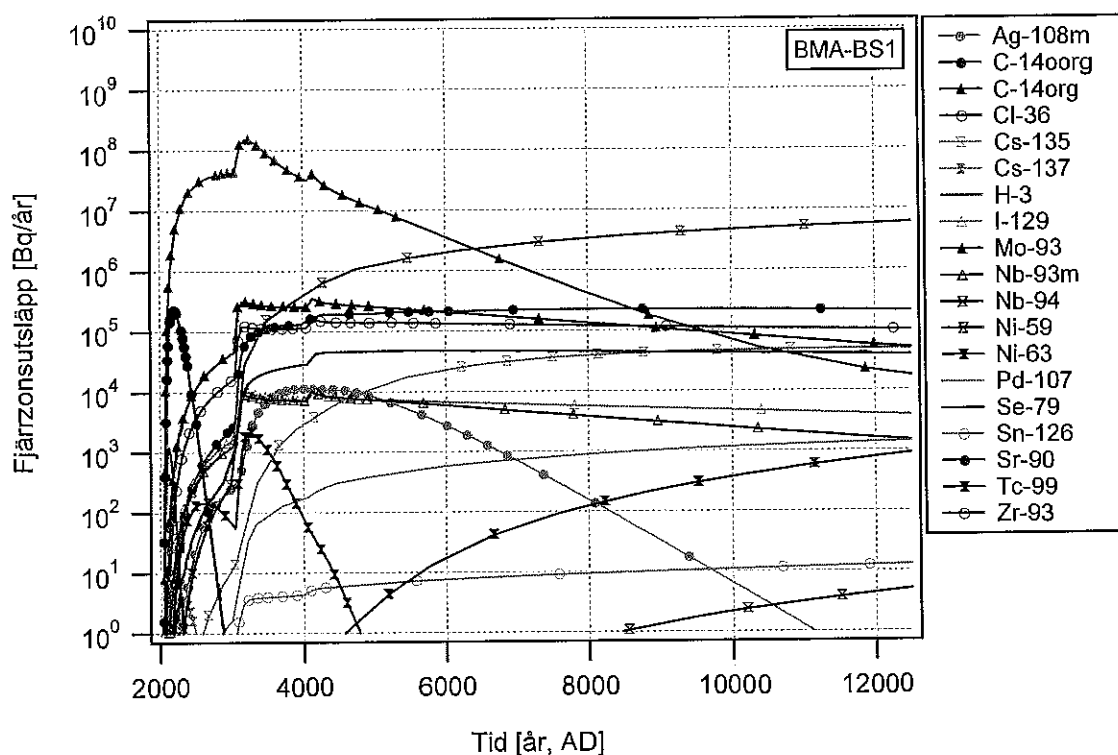


Figur 5-35. Jämförelse av totaldos för rimlig biosfärsutveckling vid utsläpp av radionuklider från Silo och BMA då förvaret är intakt respektive degraderat.

#### 5.7.4 Inverkan av fjärrzon

Radionuklider som läcker ut från de olika förvarsdelarna skulle kunna fördröjas vid transporten genom berget ut till recipienten. För basscenariot och övriga scenarier har ingen fördröjning i geosfären tillgodoräknats vid beräkning av omgivningspåverkan. Beräkningar av fjärrzonstransport har dock genomförts för alla beräkningsfall och redovisas i Lindgren *et al* /2001/. Här belyses effekten av möjlig fördröjning i berget på utsläppet av radionuklider från SFR 1 för förvarsdelarna BMA och BLA. Transporten i fjärrzonen har beräknats med migrationsdata som kan antas vara representativa för hela den studerade tidsperioden, se avsnitt 5.6.3.

Genom att jämföra närzonsutsläppet från BMA (Figur 5-23) med utsläppet från fjärrzonen (Figur 5-36) ser man att det är samma nuklider som dominerar de två utsläppen. Betydelsen av fjärrzonen som en barriär varierar beroende på vilken nuklid man studerar. Fjärrzonsutsläppet av den dosdominerande nukliden, organiskt  $^{14}\text{C}$ , närmar sig med tiden det från närzonen. Ungefär 100 år efter förslutning är fjärrzonsutsläppet 30 % av det från närzonen. Det maximala utsläppet från närzon och fjärrzon är i stort sett identiskt, både ifråga om storlek och tidpunkt. För t ex oorganiskt  $^{14}\text{C}$ ,  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{59}\text{Ni}$ ,  $^{79}\text{Se}$ ,  $^{93}\text{Mo}$  och  $^{129}\text{I}$  erhålls som mest en halvering av maxutsläppet. För andra nuklider är fjärrzonen en mer effektiv barriär. Maxutsläppet från fjärrzonen av  $^{90}\text{Sr}$  och  $^{135}\text{Cs}$  är 3–6 ggr lägre än maxutsläppet från närzonen. Motsvarande reduktion i utsläpp av  $^3\text{H}$  och  $^{108\text{m}}\text{Ag}$  är upp till två tiopotenser och av  $^{137}\text{Cs}$  fyra tiopotenser.

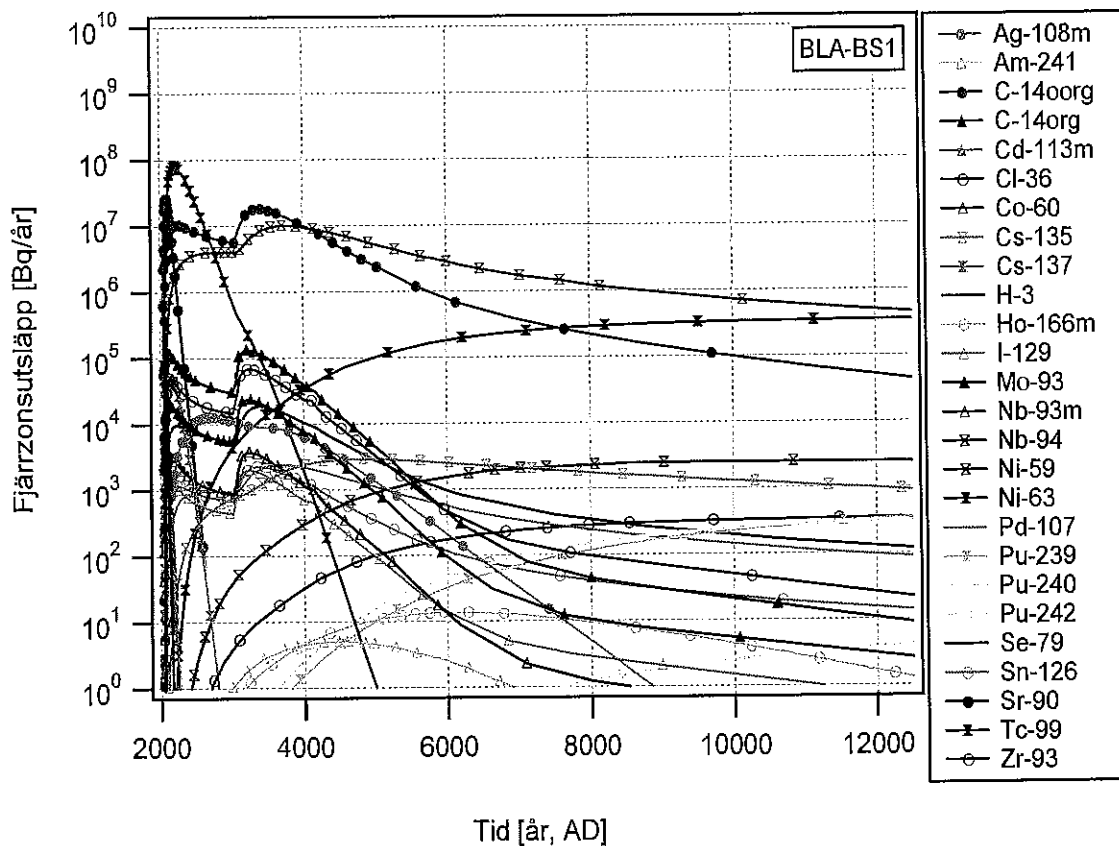


Figur 5-36. Fjärrzonsutsläpp från BMA.

Fjärrzonens inverkan på utsläppet av radionuklider från BMA gäller i stort sett även för Silon, 1BTF och 2BTF. De huvudsakliga skillnaderna är att fjärrzonsutsläppet av  $^{36}\text{Cl}$ ,  $^{93}\text{Mo}$  och  $^{129}\text{I}$  från dessa försvarsdelar är i stort sett identiskt med det från närzonen och att det maximala fjärrzonsutsläppet av organiskt  $^{14}\text{C}$  från 1BTF halveras i jämförelse med det från närzonen.

Vad gäller utsläppet av radionuklider från BLA är fjärrzonen en viktigare barriär än för de övriga försvarsdelarna. I avsnitt 5.7.3 visades att närzonsutsläppet av kortlivade nuklider i BLA är betydande och att det är nuklider i denna försvarsdel som dominerar den totala årliga dosen från SFR 1 för rimlig biosfärsutveckling under de första hundra åren. Transporten i fjärrzonen gör att det maximala utsläppet av kortlivade nuklider i BLA fördröjs i tiden och att det maximala utsläppet kraftigt reduceras. Det maximala utsläppet från fjärrzonen av  $^{63}\text{Ni}$  och  $^{90}\text{Sr}$  är 10–100 ggr lägre än det maximala utsläppet från närzonen. Motsvarande reduktion i utsläpp av  $^{137}\text{Cs}$  och  $^{60}\text{Co}$  är fyra respektive fem tiopotenser medan för oorganiskt  $^{14}\text{C}$ , som ger upphov till högsta dosen från BLA för rimlig biosfärsutveckling, är dosreduktionen mindre än en faktor två.

Vid längre tider innebär fördröjningen av mer långlivade radionuklider i fjärrzonen att utsläppet från fjärrzonen blir högre än utsläppet från närzonen vid samma tidpunkt. Av de radionuklider som vid längre tider dominerar årliga dosen när fördröjningen i geosfären bortses ifrån (se Figur 5-33) så är det framför allt  $^{59}\text{Ni}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  och  $^{240}\text{Pu}$  vars utsläpp påverkas av fördröjningen i geosfären. Det högre utsläppet av  $^{59}\text{Ni}$  och  $^{99}\text{Tc}$  i fallet med fördröjning i geosfären kommer också att innebära högre årliga doser från dessa nuklider än de som visas i Figur 5-33, men maximala årliga dosen för dessa nuklider överstiger inte  $10^{-8}$  Sv/år. Maximala årliga dosen för  $^{239}\text{Pu}$  och  $^{240}\text{Pu}$  blir lägre då fördröjningen i geosfären tas hänsyn till trots att utsläppet från geosfären är högre än utsläppet från närzonen vid längre tider /Lindgren *et al*, 2001/.



Figur 5-37. Fjärrzonsutsläpp från BLA.

### 5.7.5 Alternativa biosfärer

Beräkning av omgivningspåverkan har för studerade scenarier i första hand gjorts för en framtida rimlig biosfärsutveckling, se avsnitt 5.5.8. För att belysa osäkerheterna i biosfärsutvecklingen studeras även effekten av att utströmningsområdet är en myr från år 4000 AD och framåt samt att en brunn borrar i utströmningsområdet efter 4000 AD. För att visa på förvarets funktion oberoende av förändringar i biosfären redovisas också ett fall där dagens biosfär antas gälla för hela tidsperioden.

### Alternativ biosfärsutveckling

De alternativa biosfärsutvecklingarna där myr och brunn utgör primära recipienter beskrivs i avsnitt 5.6.4 och här ges en kort beskrivning av resultaten. I Figur 5-38 visas totaldosen för SFR 1 för antagen rimlig biosfärsutveckling och fallen myr och brunn. Eftersom hydrogeologiberäkningarna visat att det inte går att borra en brunn som drar på sig utsläppet från hela SFR 1 utan brunnen tar upp utsläppet antingen från Silon eller från alla bergsalarna, redovisas två kurvor för brunnen.

Utsläpp av radionuklider från BMA, 1BTF och 2BTF till myr ger en dos som domineras av utsläpp av  $^{79}\text{Se}$ . Andra nuklider av vikt för årlig totaldos är  $^{36}\text{Cl}$  och  $^{59}\text{Ni}$ , men de ger en dos som är en tiopotens lägre än  $^{79}\text{Se}$ . Mellan 4000 AD och 5000 AD är även  $^{108\text{m}}\text{Ag}$  en av de nuklider som ger högst dos. Den

maximala totaldosen som erhålls för BMA, 1BTF och 2BTF är  $3 \cdot 10^{-6}$  Sv/år,  $5 \cdot 10^{-7}$  Sv/år respektive  $7 \cdot 10^{-7}$  Sv/år. Eftersom den årliga totaldosen för dessa tre förvarsdelar domineras av en nuklid,  $^{79}\text{Se}$ , som har en relativt konstant utsläppshastighet från närzonen från 4300 AD och framåt sker endast mindre förändringar i totaldosen under samma tid.

Vid utsläpp till myr från Silon domineras organiskt  $^{14}\text{C}$  dosen mellan 4000 AD och 6000 AD följt av  $^{79}\text{Se}$ . Den maximala totaldosen ( $2 \cdot 10^{-7}$  Sv/år) erhålls vid beräkningarnas slut (12000 AD).

Vid utsläpp från BLA till myr domineras årlig totaldos av  $^{239}\text{Pu}$  och  $^{240}\text{Pu}$ . Den maximala totaldosen är  $3 \cdot 10^{-6}$  Sv/år vilket erhålls 4500 AD. Kring 4000 AD är även  $^{99}\text{Tc}$  en viktig nuklid i termer av dos, men dess betydelse avtar snabbt med tiden. Den nuklid som näst efter de två plutoniumisotoperna domineras dosen över ett längre tidsperspektiv är  $^{79}\text{Se}$ , men dess dos är ungefär en storleksordning lägre än för  $^{239}\text{Pu}$  och  $^{240}\text{Pu}$ .

Vid utsläpp till en brunn som borrar nedströms förvaret efter 4000 AD erhålles höga årliga doser framförallt från BLA och Silon. Den maximala totaldosen är  $2 \cdot 10^{-4}$  Sv/år vilket erhålls strax efter 4000 AD.  $^{240}\text{Pu}$  och  $^{239}\text{Pu}$  i BLA och organiskt  $^{14}\text{C}$  i Silon är de nuklider som domineras dosen under hela den studerade tidsperioden. Initialt bidrar även  $^{93}\text{Mo}$  till totaldosen. Totaldosen för de övriga förvarsdelarna varierar mellan  $1 \cdot 10^{-5}$  och  $7 \cdot 10^{-5}$  Sv/år. Även för dessa erhålls den maximala totaldosen i början, men här domineras organiskt  $^{14}\text{C}$ . Efter längre tider bidrar oorganiskt  $^{14}\text{C}$ ,  $^{59}\text{Ni}$ ,  $^{93}\text{Mo}$ ,  $^{129}\text{I}$  och  $^{135}\text{Cs}$  till totaldosen i olika omfattning vid olika tider och för olika förvarsdelar.

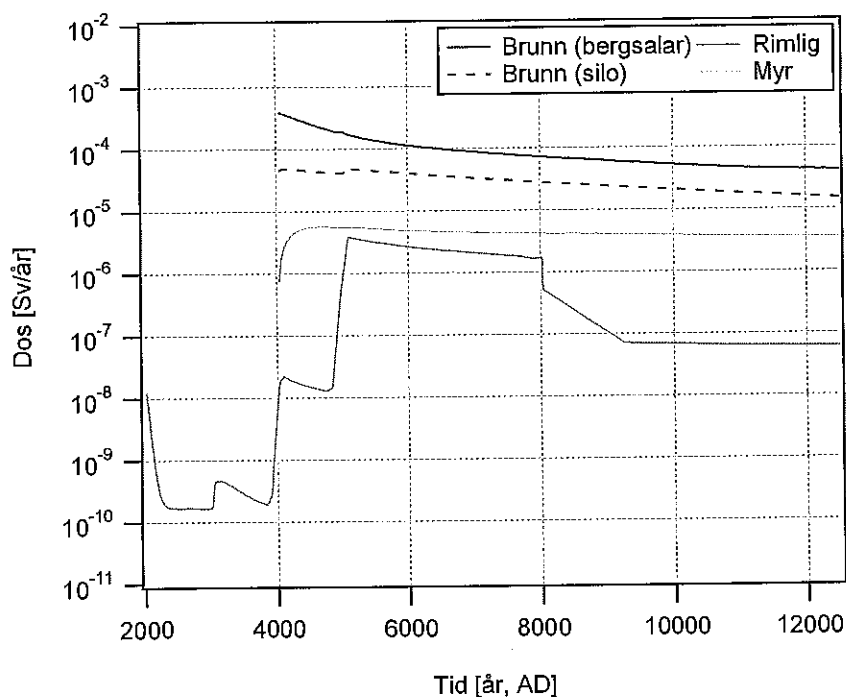
## Dagens biosfärsförhållanden

I detta fall antas att utsläppet av radionuklider sker till Öregrundsgrepen och att dagens förhållanden råder ända fram till år 12 000 AD. Då utsläppet av radionuklider sker till kustområdet erhålls en mycket kraftig utspädning. Detta medför att dosen som erhålls från utsläpp av radionuklider från SFR 1 blir mycket låg, se *Figur 5-39*. Den maximala dosen blir ungefär  $1 \cdot 10^{-8}$  Sv/år. Denna dos erhålls omedelbart efter förslutning genom utsläpp av  $^{137}\text{Cs}$  från BLA. Med undantag för det momentana utsläppet av nuklider från BLA erhålls en maximal dos på drygt  $10^{-10}$  Sv/år vid utsläpp till en recipient som är representativ för dagens biosfärsförhållanden.

### 5.7.6 Övrigt scenario – Initiala defekter/avvikelser

#### Initial spricka i betongkonstruktion

Effekten av en initial spricka genom betonginneslutningen vid fack 12 i BMA har studerats. Den huvudsakliga förändringen är ett kraftigt ökat flöde genom betonginneslutningen vid fack 12 samt förändrade utsläppsvägar från BMA. Följden blir att närzonsutsläppet initialt är lägre än det som erhålls för huvudfallet, men det högre vattenflödet genom fack 12 gör att utsläppet ökar snabbare. För vissa nuklider tar det bara några tiotals år eller mindre innan utsläppet med en initial spricka överstiger det som erhålls med en intakt konstruktion. För andra nuklider tar det hundratals år. Ökningen i utsläpp under den första 1000-årsperioden är en faktor fem eller mindre. För organiskt  $^{14}\text{C}$  t ex är ökningen som mest en faktor tre. 1000 år efter förslutning är vattenflödet samma som i det fall då barriären antas spricka upp först efter 1000 år, se avsnitt 5.7.3. För perioden 3000 AD till 4000 AD erhålls endast små skillnader i radionuklidutsläpp och därefter är dessa två fall nästan helt lika.



*Figur 5-38. Jämförelse av totaldos för de olika biosfärerna vid utsläpp av radionuklider från SFR 1. Observera att sannolikheten inte är densamma för att de olika biosfärerna kommer att inträffa, vilket starkt påverkar riskbidraget från respektive biosfär, se avsnitt 5.8.*

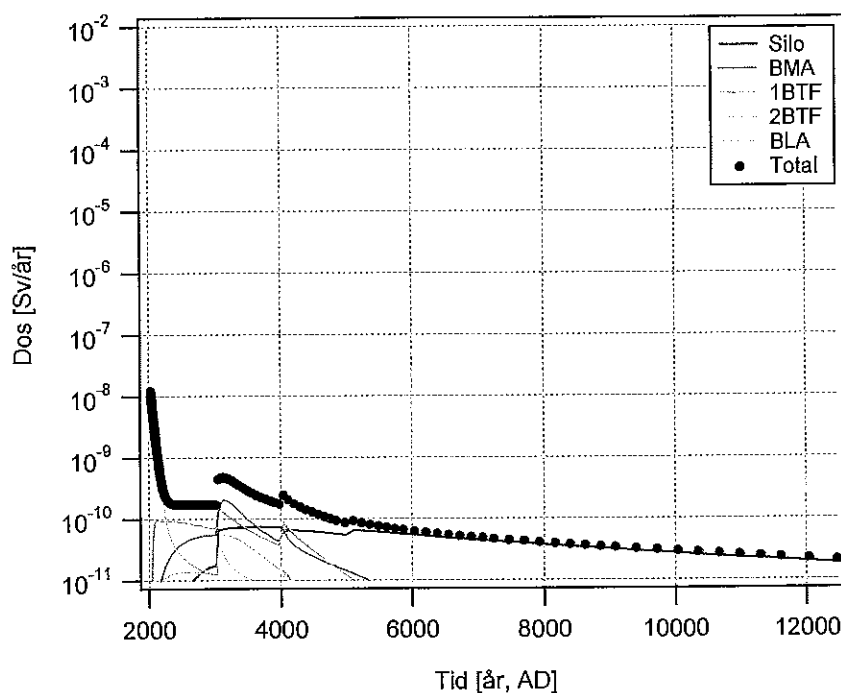
För rimlig biosfärsutveckling kan totaldosen för utsläpp från en initialt degraderad BMA bli något högre under de första tusen åren än vad som visas i *Figur 5-35* för fallet då BMA antas vara degraderad först efter 1000 år. För längre tider är skillnaderna obetydliga.

Effekten på totaldosen av en initialt degraderad barriär i 1BTF och 2BTF med en rimlig biosfärsutveckling blir densamma som då degraderingen uppkommer tusen år efter förslutning, se avsnitt 5.7.3.

En initial spricka genom Silons betongbotten påverkar inte vattenflödet genom Silon under förutsättning att bentonitbarriärerna är intakta. Fallet med en initialt degraderad Silo har därför inte studerats.

### Initial spricka i betongkonstruktion och gas

Den kombinerade effekten av en initial spricka och gasinducerat flöde på radionuklidutsläppet har studerats på samma sätt som för variationsfallet med gas inom basscenariot, se avsnitt 5.7.3. I avsnitt 5.6.6 "Övriga scenarier" ges en kortfattad beskrivning av beräkningsfallen och i Moreno *et al* /2001/ ges en mer detaljerad beskrivning av genomförda beräkningar.



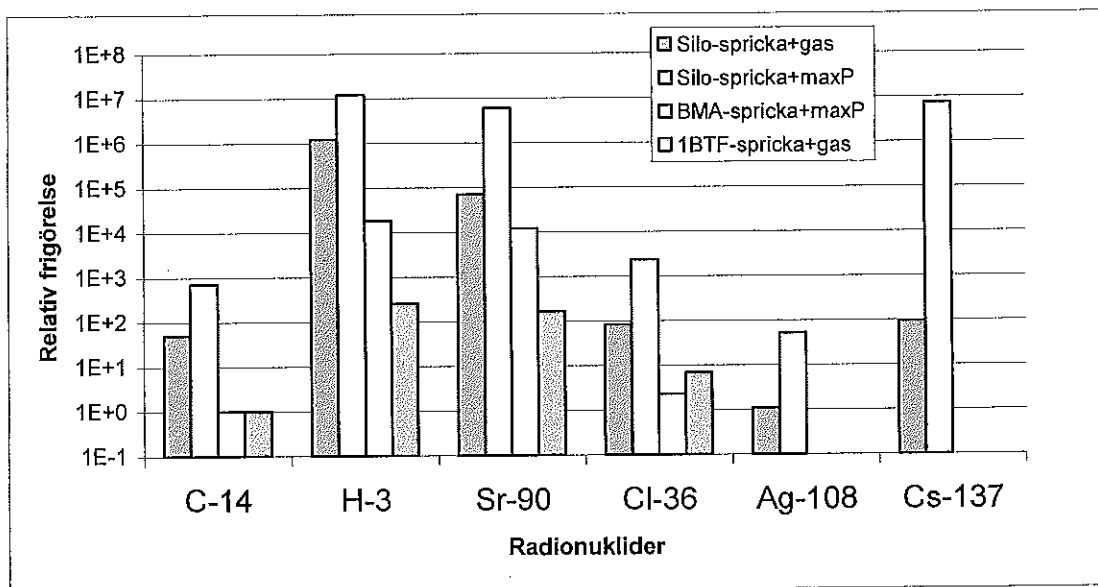
Figur 5-39. Jämförelse av totaldos för de olika förvarsdelarna vid utsläpp till dagens biosfär.

Den relativa frigörelsen av en radionuklid har definierats som förhållandet mellan det maximala utsläppet för beräkningsfallet och det maximala utsläppet under de första tusen åren för huvudfallet. I Figur 5-40 visas den beräknade relativa frigörelsen av radionuklider för kombinationen med initial spricka och gasinducerat flöde. Störst påverkan på utsläppet erhålls för kortlivade radionuklider ( $^3\text{H}$  och  $^{90}\text{Sr}$ ).

För Silon har antagits att det initialt finns en spricka i bottenbetongplattan. Två fall som medför förträngning av kontaminerat vatten via Silons botten har beräknats. I det första fallet ("Silo-spricka+gas") antas att ett övertryck motsvarande sand/bentonitens öppningstryck behöver byggas upp för att släppa ut gasen och enbart den mängd vatten som behövs för att öppna upp gaspassager i materialen förträngs. I det andra fallet ("Silo-spricka+maxP") antas att ett så högt tryck byggs upp att allt rörligt vatten i Silons inre förträngs genom sprickan i botten. Relativa frigörelsen av radionukliderna  $^3\text{H}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  och  $^{137}\text{Cs}$  kan öka upp till sju tiopotenser och  $^{108\text{m}}\text{Ag}$  kan öka 100 gånger för de studerade fallen. Under de första tusen åren dominerar organiskt  $^{14}\text{C}$  totaldosen och den beräknade individdosen för huvudfallet är  $<10^{-10}$  Sv/år. Det maximala utsläppet av organiskt  $^{14}\text{C}$  skulle för det värsta fallet kunna öka med ca 3 tiopotenser under de första tusen åren vilket skulle innebära en individdos på  $<10^{-7}$  Sv/år.

För ett fack i BMA har antagits att betongkonstruktionen är tät förutom en spricka i botten, och att allt rörligt vatten i facket förträngs genom sprickan i botten. Maxutsläppet av radionukliderna  $^3\text{H}$  och  $^{90}\text{Sr}$  blir ca fyra tiopotenser högre än i huvudfallet. Totaldosen påverkas inte av det högre utsläppet av dessa nuklider eftersom den under de första tusen åren domineras av organiskt  $^{14}\text{C}$  och frigörelsen av organiskt  $^{14}\text{C}$  från BMA påverkas endast marginellt.

Kombinationen spricka och gasinducerat flöde genom en sektion av 1BTF har beräknats. Utsläppen av  $^3\text{H}$  och  $^{90}\text{Sr}$  kan öka i denna sektion upp till en faktor 100. Inte heller här förväntas några effekter på totaldosen av detta högre utsläpp då den domineras av organiskt  $^{14}\text{C}$  som påverkas marginellt.

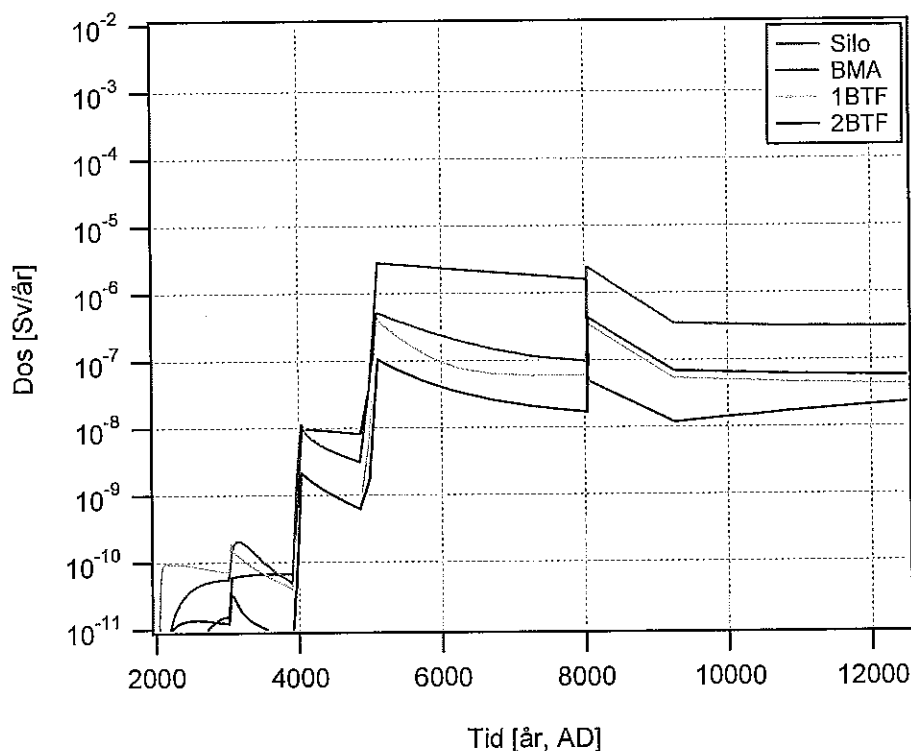


Figur 5-40. Påverkan av gas på frigörelsen av radionuklider från olika försvarsdelar vid initial spricka.

### Kemikalier – Intakta barriärer

Ingen av de nuklider förutom  $^{59}\text{Ni}$  som dominerar närzonsutsläppet från Silo, BMA, 1BTF och 2BTF i huvudfallet och dos för den rimliga biosfärutvecklingen har sorptionsegenskaper som påverkas av komplexbildare. Utsläppet av dessa radionuklider påverkas alltså inte av kemikalier. Däremot erhålls en ökning av närzonsutsläppet för  $^{59}\text{Ni}$  och en del andra nuklider (t ex  $^{63}\text{Ni}$ ,  $^{94}\text{Nb}$ ,  $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{126}\text{Sn}$  och olika plutoniumisotoper). För t ex  $^{93}\text{Zr}$ ,  $^{94}\text{Nb}$ ,  $^{99}\text{Tc}$  och  $^{126}\text{Sn}$  har  $K_d$ -värdena i närzonen reducerats med en faktor 100. Detta medför att närzonsutsläppet av dessa nuklider från Silon ökar med mellan nio och tio storleksordningar.

I Figur 5-41 redovisas totaldosen för rimlig biosfärutveckling för de olika försvarsdelarna som påverkas av kemikalier (där BLA inte påverkas av kemikalier och därför inte är medräknat. Se avsnitt 5.6.6 Övriga scenarier). Totaldosen påverkas endast marginellt fram till omkring 7000 AD eller 8000 AD, beroende på försvarsdel. Detta eftersom totaldosen fram till dess domineras av organiskt  $^{14}\text{C}$  och för 1BTF även av oorganiskt  $^{14}\text{C}$ . Däremot erhålls en ökning av dosen vid senare tider jämfört med huvudfallet, med  $^{99}\text{Tc}$  som den dominerande nukliden för samtliga försvarsdelar. Efter 8000 AD dominerar BMA totaldosen, som för hela SFR 1 är något lägre än under föregående period. Den maximala totaldosen erhålls kring 5000 AD och är således i det närmaste oförändrad.



Figur 5-41. Totaldos för rimlig biosfärsutveckling då utsläppet av radionuklider från respektive förvarsdel påverkas av kemikalier.

### Kemikalier – Degradade barriärer

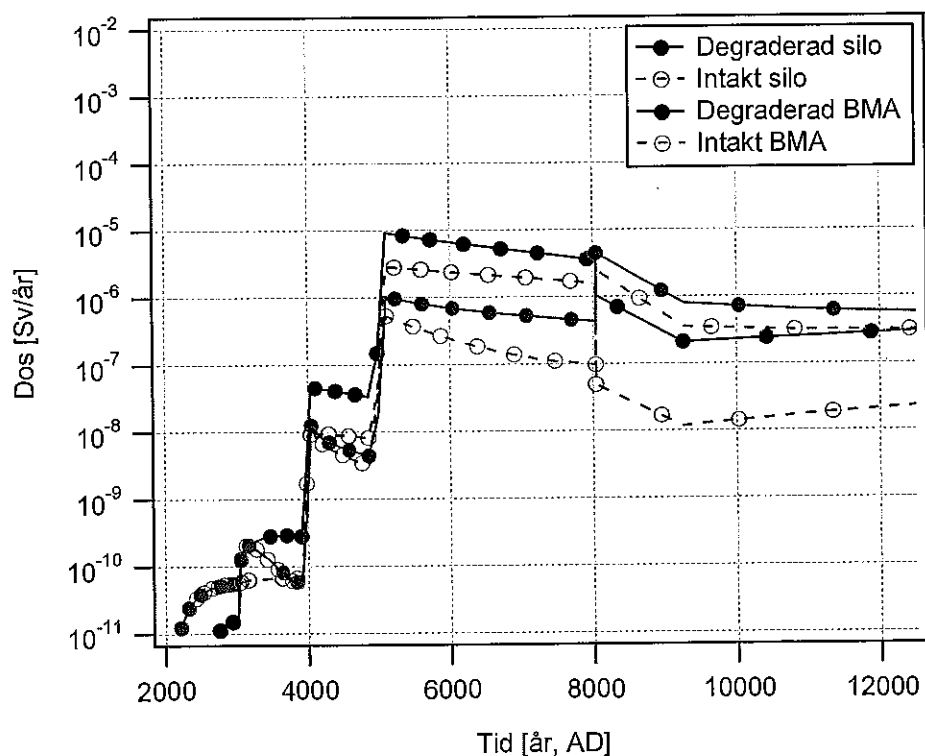
Utsläppet av radionuklider från Silon och BMA samt resulterande dos har beräknats för kemikalier/komplexbildare och degraderade barriärer efter 1000 år.

För många nuklider i Silon erhålls en kombinerad effekt av reducerad sorption och ökat vattenflöde på närzonsutsläppet. Organiskt  $^{14}\text{C}$  som dominerar totaldosen för den rimliga biosfärsutvecklingen sorberar dock inte i barriärerna och är därmed opåverkad av kemikalier. Detta innebär att dosen från utsläpp av organiskt  $^{14}\text{C}$  för detta fall är identiskt med det som erhålls för fallet degraderade/spruckna barriärer. Den maximala totaldosen erhålls kring 5000 AD och blir omkring  $10^{-5}$  Sv/år (se Figur 5-42). Efter 8000 AD sjunker totaldosen till drygt  $10^{-7}$  Sv/år och domineras av  $^{99}\text{Tc}$ . Den maximala totaldosen är ungefär en faktor tre högre än för fallet kemikalier och intakta barriärer (se Figur 5-42). Från 8000 AD och framåt ökar denna kvot till ungefär en storleksordning.

Närzonsutsläppet för BMA påminner i stort om resultatet för fallet med kemikalier och intakta barriärer. En skillnad som påverkar totaldosen för den rimliga biosfärsutvecklingen är att oorganiskt  $^{14}\text{C}$  ökar med upp till en faktor 20. Eftersom oorganiskt  $^{14}\text{C}$  endast påverkas av det ökade vattenflödet och inte av kemikalier är detta således endast en effekt av det ökade flödet. Degradade barriärer i kombination med kemikalier ger en maximal totaldos för rimlig biosfärsutveckling vid 5000 AD på en nivå kring  $10^{-6}$  Sv/år vilket är ungefär en faktor två högre än för fallet kemikalier och intakta barriärer (se Figur 5-42). Organiskt och oorganiskt  $^{14}\text{C}$  ger ungefär lika stort bidrag till totaldosen vid 5000 AD, men dosen från organiskt  $^{14}\text{C}$  avtar med tiden varvid oorganiskt  $^{14}\text{C}$  dominerar totaldosen under perioden från ungefär 5500 AD till 8000 AD. I jämförelse med fallet med kemikalier och intakta

barriärer ger detta fall en högre dos av bland annat  $^{239}\text{Pu}$  och  $^{240}\text{Pu}$ . Detta medför att dessa två nuklider tillsammans med  $^{99}\text{Tc}$  dominerar dosen från 8000 AD och framåt. Den maximala årliga totaldosen för detta fall är  $4 \cdot 10^{-6}$  Sv/år vilket erhålls vid 8000 AD.

Inga beräkningar har gjorts för 1BTF och 2BTF. Resultatet för fallet med kemikalier och intakta barriärer samt kunskapen om effekten av ökat vattenflöde bedöms vara tillräcklig för att beskriva inverkan på totaldosen för detta kombinationsfall. Baserat på samma resonemang som för fallet degraderade barriärer i basscenariot (se avsnitt Degraderade barriärer i 5.7.3) bör det ökade flödet genom ca 10 % av avfallsvolymer innebära att årliga dosen inte ökar med mer än en faktor 2. Precis som i fallet med kemikalier och intakta barriärer förväntas utsläppet av organiskt och oorganiskt  $^{14}\text{C}$  dominera totaldosen fram till 8000 AD och därefter utsläppet av  $^{99}\text{Tc}$ . Maximala totaldosen, som för båda BTF-tunnlarna erhålles vid 5000 AD, bör med hänsyn tagen till en ökning med en faktor 2 understiga  $8 \cdot 10^{-7}$  Sv/år för 1BTF och  $2 \cdot 10^{-7}$  Sv/år för 2BTF.



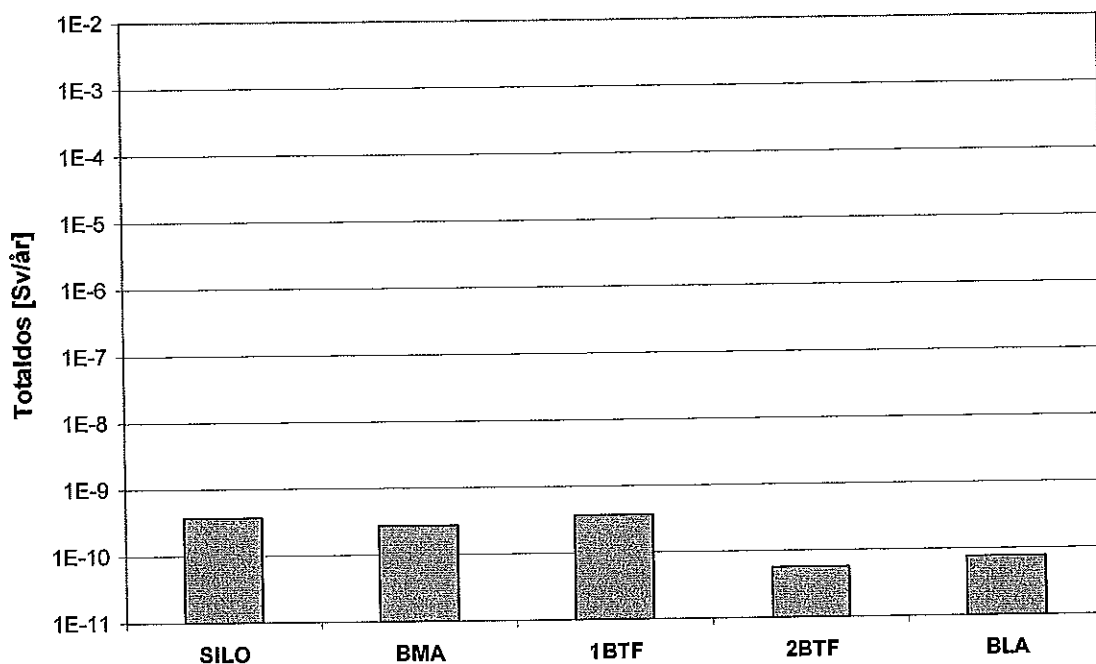
Figur 5-42. Jämförelse av totaldos för rimlig biosfärsutveckling vid utsläpp av radionuklider från Silo och BMA då förvaret är påverkat av kemikalier och är intakt respektive degraderat.

### 5.7.7 Övrigt scenario – Permafrost

Klimatet förväntas på sikt bli kallare vilket kan innebära att det bildas förutsättningar för permafrost i området. Detta skulle kunna inträffa tidigast 5000 år efter förslutning, d v s 7000 AD. För att belysa konsekvensen av permafrost med en enkel beräkning har det antagits att förvarsanläggningen utgör ett

fruset system fram till tidpunkten 12 000 AD då permafrosten antas tina. Ingen uttransport av radionuklider antas ha skett under tidigare perioder. För radionuklider i BLA har enbart avklingningen under 10 000 år tillgodoräknats. För sorberande radionuklider i övriga förvarsdelar har även sorptionkapaciteten i samtliga barriärmaterial tillgodoräknats. Allt material i förvaret antas vara mekaniskt degraderat och således erhålls ett vattenflöde jämnt fördelat i respektive förvarsdel. Storleken på vattenflödet valdes till det högsta redovisade flödet genom respektive förvarsdel för hydrogeomodelleringens huvudfall (d v s vid sluttiden i beräkningarna 7000 AD). Radionukliderna transporteras ut med detta flöde och utsläppen redovisas som ett punktutsläpp vid 12 000 AD.

För att erhålla ett jämförelsevärde i form av dos för permafrostfallet antas utsläppet ske till en recipient som är representativ för dagens biosfärsförhållanden. Resultatet i form av maximal årlig dos visas i *Figur 5-43*. Det sammanlagda utsläppet från alla förvarsdelar ger upphov till en dos på ca  $10^{-9}$  Sv/år. Denna årliga dos är en faktor 10 lägre än maxdosen ( $1 \cdot 10^{-8}$  Sv/år) som erhålls för bascenariot med dagens biosfärsförhållanden. Denna dos erhålls omedelbart efter förslutning p g a utsläppet av  $^{137}\text{Cs}$  från BLA. I permafrostscenariot hinner  $^{137}\text{Cs}$  klinga av och dosen för BLA domineras av oorganiskt  $^{14}\text{C}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  och  $^{240}\text{Pu}$ . Detta medför att maximala årsdosen för BLA minskar med en faktor 100 jämfört med bascenariot. För Silon ökar den årliga dosen 6 gånger och för övriga bergsalar blir det ungefär en fördubbling jämfört med bascenariot. Dosen från dessa förvarsdelar domineras helt av utsläppet av organiskt  $^{14}\text{C}$ .

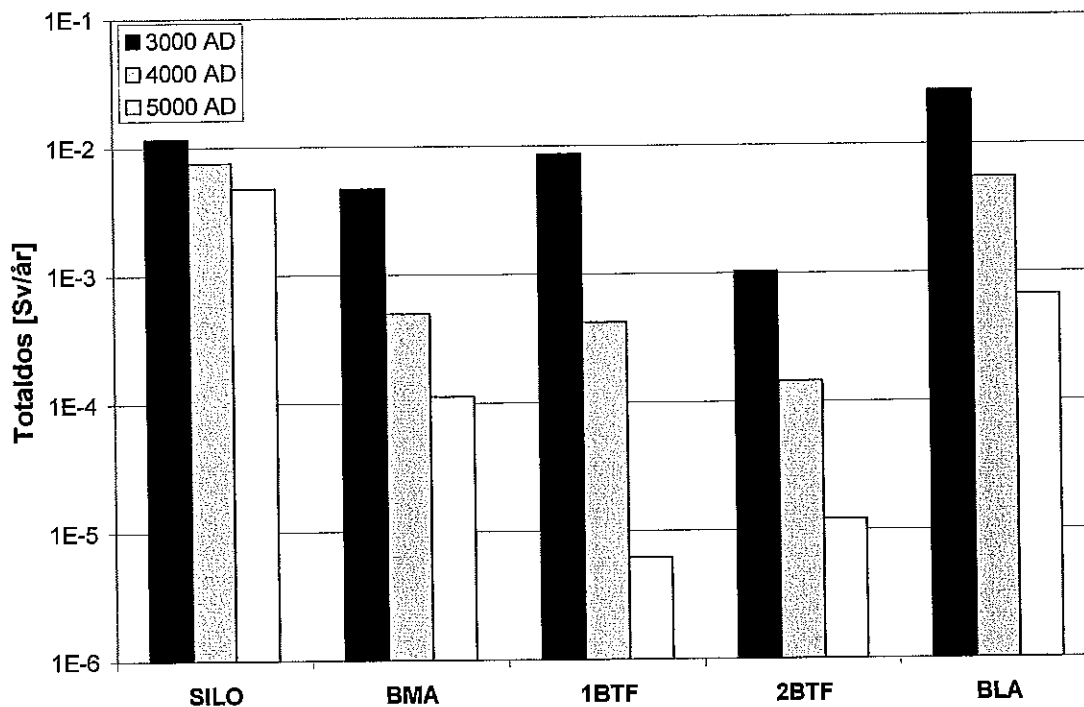


*Figur 5-43. Totaldos vid 12 000 AD för permafrostfallet.*

### 5.7.8 Övrigt scenario – Intrång

Om en brunn skulle borraras ner i ett förvar är det tänkbart att erhålla vatten från de grusfyllda delarna av förvaret. Tidigaste tidpunkten då en brunn kan borraras är när kustlinjen passerar förvaret, d v s vid

3000 AD. Vid beräkningarna har det för respektive försvarsdel antagits att nuklidkoncentrationen i vattnet i brunnen är densamma som den högsta koncentrationen i någon del av grusfyllningen som erhålls i basscenariots huvudfall. Dosen har beräknats med dosomvandlingsfaktorer för intag /EU, 1996/ och en antagen konsumtion av 600 liter vatten per år. I *Figur 5-44* redovisas den årliga totaldosen från de olika försvarsdelarna om en brunn borrar i förvaret vid 3000, 4000 eller 5000 AD. Den högsta årliga totaldosen erhålls från en brunn i BLA med  $^{240}\text{Pu}$  som dosdominant nuklid. Den årliga dosen som erhålls från brunnar i de övriga försvarsdelarna domineras av  $^{14}\text{C}$ .



*Figur 5-44. Totaldoser om brunn borrar i grusfyllningen i de olika försvarsdelarna vid 3000 AD, 4000 AD eller 5000 AD.*

### 5.7.9 Sammanställning av beräknad dos

I Tabell 5-12 redovisas den maximala årliga dosen för de olika beräkningsfallen inom basscenariot och övriga scenarier. Alla beräkningar redovisas inte i föregående avsnitt men en fullständig beskrivning återfinns i underlagsrapporterna /Lindgren et al., 2001 och Moreno et al., 2001/. Utifrån tabellen redovisas i avsnitt 5.8 en konservativ bedömning av den totala årliga risken och riskbidraget från olika scenarier.

Tabell 5-12. Maximala årliga doser för de olika beräkningsfallen

Beräkningsfall	Maximal total årlig dos [Sv/år]						Biosfär
	Silo	BMA	1BTF	2BTF	BLA	Totalt	
<b>Basscenario</b>							
Intakta barriärer	$3 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$9 \cdot 10^{-8}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-6}$	Rimlig utveckling
	$2 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-7}$	$7 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$6 \cdot 10^{-6}$	Myrmark > 4000AD
	$5 \cdot 10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-5}$	$7 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-4 \text{ a)}$	Brunn >4000 AD
	$7 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-10}$	$3 \cdot 10^{-10}$	$3 \cdot 10^{-11}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-8}$	Dagens biosfär
<b>Inverkan av gas</b>							
	Se intakta barriärer						
Degraderade barriärer	$9 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$\leq 8 \cdot 10^{-7 \text{ b)}$	$\leq 2 \cdot 10^{-7 \text{ b)}$	$2 \cdot 10^{-7 \text{ c)}$	$1 \cdot 10^{-5}$	Rimlig utveckling
	$5 \cdot 10^{-8}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$\leq 1 \cdot 10^{-8 \text{ b)}$	$\leq 1 \cdot 10^{-6 \text{ b)}$	$3 \cdot 10^{-6 \text{ c)}$	$\leq 2 \cdot 10^{-5 \text{ b)}$	Myrmark > 4000 AD
	$2 \cdot 10^{-4}$	$7 \cdot 10^{-5}$	$\leq 1 \cdot 10^{-4 \text{ b)}$	$\leq 2 \cdot 10^{-5 \text{ b)}$	$2 \cdot 10^{-4 \text{ c)}$	$\leq 5 \cdot 10^{-4 \text{ a,b)}$	Brunn > 4000 AD
	$3 \cdot 10^{-10}$	$2 \cdot 10^{-10}$	$\leq 10^{-9 \text{ b)}$	$\leq 6 \cdot 10^{-11 \text{ b)}$	$1 \cdot 10^{-8 \text{ c)}$	$1 \cdot 10^{-8}$	Dagens biosfär
<b>Övriga scenarier</b>							
Spricka i betongkonstruktion	Se degraderade barriärer						
Kemikalier – intakta barriärer	$3 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7 \text{ c)}$	$4 \cdot 10^{-6}$	Rimlig utveckling
	$4 \cdot 10^{-7}$	$6 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$3 \cdot 10^{-6 \text{ c)}$	$1 \cdot 10^{-5}$	Myrmark > 4000 AD
	$5 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$8 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-4 \text{ c)}$	$7 \cdot 10^{-4 \text{ a)}$	Brunn > 4000 AD
	$7 \cdot 10^{-11}$	$2 \cdot 10^{-10}$	$3 \cdot 10^{-10}$	$3 \cdot 10^{-11}$	$1 \cdot 10^{-8 \text{ c)}$	$1 \cdot 10^{-8}$	Dagens biosfär
Kemikalier – degraderade barriärer	$9 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-6}$	$\leq 8 \cdot 10^{-7 \text{ b)}$	$\leq 8 \cdot 10^{-7 \text{ b)}$	$2 \cdot 10^{-7 \text{ c)}$	$1 \cdot 10^{-5}$	Rimlig utveckling
	$7 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-5}$	$\leq 2 \cdot 10^{-6 \text{ b)}$	$\leq 2 \cdot 10^{-6 \text{ b)}$	$3 \cdot 10^{-6 \text{ c)}$	$\leq 2 \cdot 10^{-5 \text{ b)}$	Myrmark > 4000 AD
	$3 \cdot 10^{-4}$	$9 \cdot 10^{-4}$	$\leq 2 \cdot 10^{-4 \text{ b)}$	$\leq 2 \cdot 10^{-4 \text{ b)}$	$2 \cdot 10^{-4 \text{ c)}$	$\leq 1 \cdot 10^{-3 \text{ a,b)}$	Brunn > 4000 AD
Klimat – permafrost	$4 \cdot 10^{-10}$	$3 \cdot 10^{-10}$	$4 \cdot 10^{-10}$	$6 \cdot 10^{-11}$	$8 \cdot 10^{-11}$	$10^{-9}$	Dagens biosfär
Intrång – brunn i förvaret	$1 \cdot 10^{-2}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$9 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-2}$		Dricka brunnsvatten

- a) Total maximal årlig dos för bergsalar  
b) Uppskattad årlig dos för 1BTF och 2BTF  
c) Basscenariot giltigt även för detta fall eftersom BLA saknar barriärer

## 5.8 Diskussion och sammanfattning av långtidfunktion

I detta avsnitt sammanställs beräkningsresultaten för de olika fallen och scenarierna, och den totala risken uppskattas. Osäkerheter bedöms och tilltron till analysen redovisas.

### 5.8.1 Metodik för bedömning av risk

De grundläggande principerna för att bedöma risken redovisas i avsnitt 5.3. För analysen av SFR 1 är det probabilistiska inslaget mycket litet. Som framgår av scenarioanalysen (se avsnitt 5.4) och analysen av indata täcks förvarets tänkbara utveckling (se avsnitt 5.5) in av ett fåtal beräkningsfall för radionuklidtransporten. Dessa fall vägs sedan samman för att ge en pessimistisk skattning av den maximala årliga risken.

I enlighet med SSI:s föreskrifter (SSI FS 1998:1) beräknas årliga risken för en given händelse genom att multiplicera sannolikheten för händelsen med årliga dosen och faktorn  $\gamma = 0,073 \text{ Sv}^{-1}$ . Det innebär att risken  $10^{-6}$  per år motsvaras av en årlig dos på 0,014 mSv/år om händelsen har sannolikheten ett.

För att bedöma den totala årliga risken används följande principer:

- Riskbidraget för basscenariot uppskattas. Sannolikheten för basscenariot sätts därvid lika med ett, även om olika utvecklingar inom ramen för basscenariot var och en kan ha lägre sannolikhet än ett.
- Om ett scenario ger lägre konsekvens än basscenariot ger det inget ytterligare riskbidrag (sannolikheten innefattas ju inom sannolikheten för basscenariot som satts lika med ett).
- Om ett annat scenario än basscenariot har högre konsekvens måste det ingå i riskberäkningen oavsett sannolikhet. Riskbidraget för scenariot adderas till totala risken. Den sannolikhet som ansätts för ett sådant scenario kan sedan i princip subtraheras från bassceniots sannolikhet. För att förenkla analysen har sådan subtraktion dock inte gjorts.

### 5.8.2 Basscenario

Konsekvenserna för basscenariot har analyserats med tre olika beräkningsfall: intakta barriärer (huvudfallet), inverkan av gas och degraderade tekniska barriärer. Dessa fall täcker in utvecklingen av förvaret inom ramen för basscenariot. Osäkerheter i biosfärens utveckling täcks in genom att beräkna konsekvenserna för rimlig biosfärsutveckling, dagens biosfär, en myrmark och för en brunn.

För att beräkna riskbidraget från basscenariot till den totala risken görs följande antaganden:

- Sannolikheten för basscenariot är hög och sätts i analysen därför lika med 1.
- De olika alternativa biosfärsutvecklingarna är bara delvis parvis uteslutande. Riskbidraget från brunnfallet behöver summeras till övriga fall.
- Sannolikheten för rimlig biosfärsutveckling är hög och kan därför sättas till 1.
- Jämförelsen med dagens biosfär görs för att beskriva förvarets långsiktiga funktion och för att se om detta skulle kunna leda till högre doser och behöver därmed inte direkt ingå i riskuppskattningen.

- Sannolikheten för myrmark och för brunn är lägre än 1, vilket bör beaktas vid beräkandet av riskbidragen från dessa fall.
- För att beräkna riskbidraget för en given biosfärsutveckling måste samtliga beräkningsfall för utvecklingen av förvaret beaktas.
- Fallen "intakta barriärer" och "degraderade barriärer" är parvis uteslutande varför endast det fall som ger den högsta risken av dessa behöver beaktas för att beräkna det maximala riskbidraget.

Dessa antaganden leder tillsammans till att riskbidraget från basscenariot överskattas.

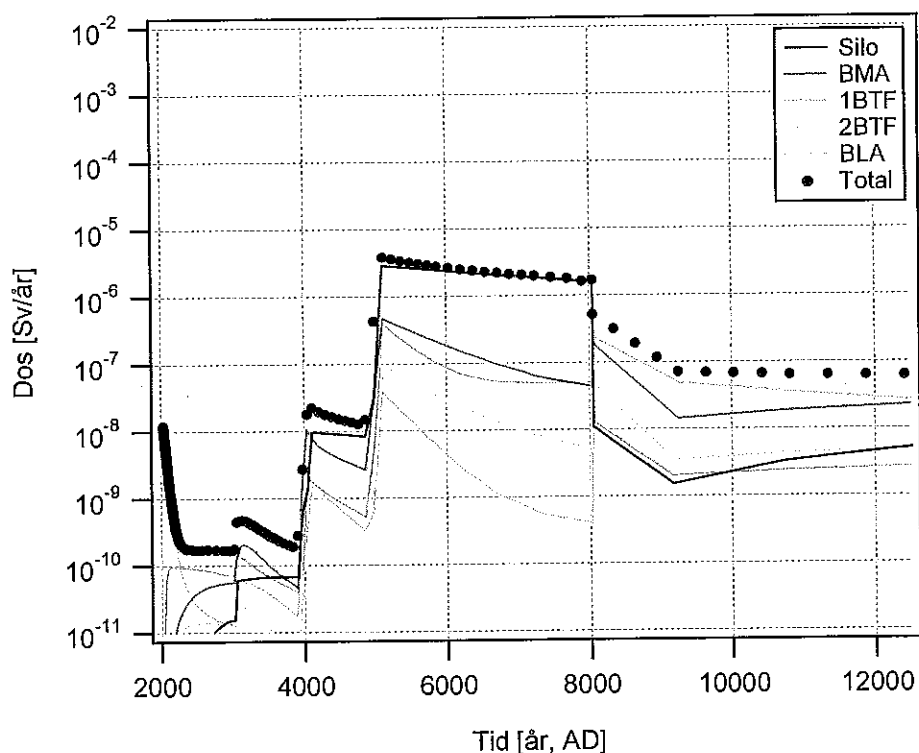
### Riskbidrag vid rimlig biosfärsutveckling

Huvudfallet –intakta barriärer inom basscenariot– ger för rimlig biosfärsutveckling en total årlig dos som maximalt uppgår till  $4 \cdot 10^{-6}$  Sv/år, se *Figur 5-45*. Dosen domineras av organiskt  $^{14}\text{C}$  från Silon vid den tidpunkt då den maximala totaldosen erhålls. När biosfären övergår från insjö till jordbruk sjunker dosen och nu domineras utsläppet av flera andra nuklider från BMA och BLA. Detta medför att riskbidraget från huvudfallet är lägre än  $3 \cdot 10^{-7}$  per år, även om vi antar att sannolikheten är ett för detta fall.

Utströmning av gas kan frigöra radionuklider med det vatten som måste förträngas för att öppna upp gaspassager genom de tekniska barriärerna. För vissa nuklider leder detta fall till väsentligt högre utsläpp, se *Figur 5-34*, men inverkan på den årliga totala dosen är mycket begränsad eftersom denna domineras av  $^{14}\text{C}$ , som bara påverkas marginellt av gasen. Utsläppet sker dessutom bara under de första tusen åren. Detta innebär att konsekvenserna för gasfallet kan innefattas i konsekvenserna för huvudfallet och ger inget ytterligare riskbidrag.

Degraderade barriärer efter 1000 år innebär ett ökat flöde och därmed ökad utsläppshastighet för vissa radionuklider. För organiskt  $^{14}\text{C}$  från Silon ökar maxutsläppet en faktor 3 vilket innebär att den totala dosen maximalt uppgår till  $1 \cdot 10^{-5}$  Sv/år, se *Figur 5-35*. Riskbidraget för fallet blir fortfarande lägre än  $10^{-6}$  per år, även om sannolikheten för fallet skulle vara lika med ett.

För att bestämma det totala riskbidraget för basscenariot vid antagen rimlig biosfärsutveckling kan inte de olika beräkningsfallen summeras utan maxfallet blir styrande. Detta medför att riskbidraget för basscenariot blir lägre än  $10^{-6}$  per år.



Figur 5-45. Årlig totaldos från SFR 1 för basscenariots huvudfall intakta barriärer och rimlig biosfärsutveckling.

### Alternativ biosfär – myrmark från år 4000 AD

Ett alternativ till den rimliga biosfärsutvecklingen är att utströmningsområdena inte flyttas med strandlinjen och en utveckling till myrmark startar när strandlinjen passerat de identifierade utströmningsområdena (ca 4000 AD). Eventuella doser uppkommer om utflödesområdena i myrmarkerna tillväxer tillräckligt för att sedan kunna uppodlas. Följande maximala doser har beräknats:

- För fallet intakta barriärer blir den maximala dosen  $6 \cdot 10^{-6}$  Sv/år, och domineras av <sup>79</sup>Se från BMA, och <sup>240</sup>Pu från BLA.
- Inverkan av gas på radionuklidutsläpp sker endast under de första tusen åren och ger därför ingen påverkan på utsläpp till myr vid 4000 AD.
- Fallet degraderade barriärer efter tusen år ger en maxdos som är lägre än  $2 \cdot 10^{-5}$  Sv/år och domineras av bidrag från Silon (<sup>79</sup>Se), BMA (<sup>79</sup>Se) och BLA (<sup>240</sup>Pu). Fallet är parvis uteslutande från fallet intakta barriärer.

Den maximala årliga dosen för det alternativa myrmarksfallet blir därmed lägre än  $2 \cdot 10^{-5}$  Sv/år.

Sannolikheten för myrmarksfallet är begränsad eftersom förutsättningarna för att erhålla uppodlingsbara myrmarker i området är små och begränsas till områden där lokala sjöar kan bildas. För att få en betydande anrikning av radionuklider i myren krävs att utströmningsområdet inte

förflyttas utan stannar kvar i området. Torvtillväxten kommer troligen att förändra topografin, vilket förflyttar utströmningsområdena i den flacka terrängen. Dessutom är möjligheterna begränsade att odla dessa områden på en blockrikedomen. Fallet kan dock inte helt uteslutas. Oavsett rimligheten för detta ekosystem blir riskbidraget ca  $10^{-6}$  per år. Med tanke på att sannolikheten för fallet dessutom är begränsad ger detta ett försumbart bidrag till totalrisken. Fallet kan dessutom knappast inträffa samtidigt som den rimliga biosfärsutvecklingen.

### Alternativ biosfär - brunn

Beräkningarna av doser från en brunn bygger på att brunnen placeras inom ett område där hela radionuklidutsläppet från alla bergsalar, alternativt från Silon når brunnen. Koncentrationen, och därmed utspädningen i brunnen bestäms därvid av storleken på brunnsuttaget. Vid låga brunnsuttag blir koncentrationen och den årliga dosen relativt hög, men ett lågt brunnsuttag kan bara försörja få personer. Högre brunnsuttag ger högre utspädning och därmed lägre årliga doser.

För en antagen storlek på brunnen om  $2,37 \text{ m}^3/\text{dag}$  har följande maximala årliga doser beräknats (Tabell 5-12):

- För Silon med intakta barriärer blir den högsta totala dosen  $5 \cdot 10^{-5}$  Sv/år. Med degraderade barriärer i Silon beräknas den högsta totala dosen bli  $2 \cdot 10^{-4}$  Sv/år, där dosen domineras av organiskt  $^{14}\text{C}$ .
- För bergsalarna med intakta barriärer fås en högsta total dos på knappt  $4 \cdot 10^{-4}$  Sv/år, med det högsta bidraget ( $2 \cdot 10^{-4}$  Sv/år) från BLA och från BMA och 1BTF ungefär samma bidrag ( $5$ – $6 \cdot 10^{-5}$  Sv/år). För fallet med degraderade barriärer blir högsta dosen något högre, med den högsta totala dosen mindre än  $5 \cdot 10^{-4}$  Sv/år. Dosen för fallet degraderade barriärer sammansätts av bidraget från BLA på drygt  $2 \cdot 10^{-4}$  Sv/år (domineras av  $^{240}\text{Pu}$ ) och från BMA på  $7 \cdot 10^{-5}$  Sv/år (domineras av  $^{14}\text{C}$ ) samt bidragen från 1BTF som uppskattats till drygt  $1 \cdot 10^{-4}$  Sv/år (domineras av  $^{14}\text{C}$ ) och från 2BTF som uppskattats till ca  $2 \cdot 10^{-5}$  Sv/år (domineras av  $^{14}\text{C}$ ).

Brunnen kan inte samtidigt dra på sig utsläppet från bergsalarna och från Silon. Den totala maxdosen för brunnsfallet kommer från bergsalarna och är mindre än  $4 \cdot 10^{-4}$  Sv/år för intakta barriärer och mindre än  $5 \cdot 10^{-4}$  Sv/år för degraderade barriärer. I båda fallen domineras dosen av bidraget från BLA, vilket är lika stort oberoende av om barriärerna i SFR 1 är intakta eller degraderade (eftersom inga barriärer krediteras för BLA). Vidare domineras dosbidraget från BLA av plutonium; ett ämne där dataunderlaget för aktivitetsnivåerna i det lågaktiva avfallet i BLA är svagt och därför konservativt har ansatts till samma fördelning som i reaktorvatten.

För att beräkna riskbidraget för dessa konsekvenser är det nödvändigt att beakta sannolikheten för att brunnen placeras så att den kan dra på sig utsläppet från förvaret. Denna sannolikhet kan beräknas genom att multiplicera frekvensen av brunnar per yta i området med ytan av det område som brunnen måste borrar inom för att den ska dra på sig utsläppet.

- Brunnsfrekvensen uppskattas från en inventering av dagens brunnsförekomst i området (se avsnitt 4.3.3, 5.5.1 och /Kautsky, 2001/). Den förväntade brunnsfrekvensen i området kan uppskattas till cirka 0,5 brunnar per  $\text{km}^2$ .
- Analysen av utspädningen i brunnar, se avsnitt 5.5.1, visar att en brunn bara kan dra på sig en stor andel av utsläppet om den placeras i omedelbar anslutning till utströmningsområdet. Utströmningsområdets storlek är mindre än  $0,2 \text{ km}^2$  (se *Figur 5-9*).

Sannolikheten för att det ska finnas en brunn som ligger inom det område där den kan dra på sig en väsentlig del av utsläppet från förvaret är med andra ord lägre än 0,1 varför riskbidraget från brunnen blir lägre än  $4 \cdot 10^{-6}$  per år.

Med hänsyn till att sorption helt försummas i BLA och att ingen fördröjning i geosfären tillgodoses är det inte orimligt att anta att även en begränsad sorption och fördröjning skulle reducera bidraget från  $^{240}\text{Pu}$  i BLA. Inverkan på risken blir dock relativt begränsad eftersom  $^{14}\text{C}$  inte påverkas, men leder ändå till att den maximala totala dosen halveras, dvs. det maximala riskbidraget blir mindre än  $2 \cdot 10^{-6}$  per år.

Det finns större anledning att beakta den mycket begränsade population som kan använda den analyserade brunnen. Ett brunnsuttag om  $2,37 \text{ m}^3/\text{dag}$  motsvarar behovet hos en familj som bedriver ett litet jordbruk. För en 10 gånger större population ökar brunnsuttaget och därmed utspädningen en faktor 10, varvid maxdosen reduceras med en faktor 10 och riskbidraget blir av storleksordningen  $10^{-7}$  per år för brunnen.

Brunnen är inte en naturlig utveckling av förvarsområdet, men den beräknade sannolikheten att en brunn kan anläggas inom området är rimlig under förutsättning att dagens metoder och tätheter av brunnar kommer att fortvara. Riskbidraget från brunnen ska därför adderas till den rimliga biofärsutvecklingen. Visserligen kan t ex dricksvattnet bara vara en exponeringsväg, men skillnaden mellan riskbidragen är så stor att bidraget från sjön kan försummas.

Brunnsfallet ger en stor påverkan på miljön i sig eftersom det förutsätter att marken odlas och betas av husdjur och därför anses det inte relevant att beräkna konsekvenser för miljön i detta fall. Brunnsfallet förutsätter en relativt avancerad teknologi för att kunna borra brunnar, vilket också ger betydligt bättre möjligheter och eventuella krav att bedöma vattenkvalitet.

### **Konsekvenser under antaganden om dagens biosfär**

I SSI:s föreskrifter ingår att beräkna omgivningspåverkan under antagandet att dagens biosfärsförhållande, dvs kust, fortsätter in i framtiden, för att kunna jämföra förvarets skyddsförmåga under olika tider. Detta leder för samtliga beräkningsfall till doser som är lägre än ca  $10^{-8}$  Sv/år. Den maximala dosen uppstår i ett tidigt skede, se *Figur 5-39*, och då den rimliga biosfärsutvecklingen överensstämmer med dagens biosfär. Ett antagande om att dagens biosfär fortsätter i framtiden leder därmed inte till högre doser än de som redan beaktas inom den rimliga biosfärsutvecklingen och behöver därmed inte vidare beaktas vid beräkningen av det totala riskbidraget. Fallet visar även att det är rimligt att sluta analysen efter 10 000 år eftersom kurvan sluttar nedåt under hela perioden.

### **Samlat riskbidrag för basscenariot**

Det maximala riskbidraget för alla studerade fall inom ramen för en rimlig biosfärsutveckling är lägre än  $10^{-6}$  per år. Fallet med myrmark ger försumbart bidrag till risken och kan dessutom knappast inträffa samtidigt som den rimliga biosfärsutvecklingen. En brunn i utströmningsområdet ger maximalt ett riskbidrag om  $4 \cdot 10^{-6}$  per år för en liten population. Om hänsyn tas till den begränsade populationen som kan använda brunnen är det rimligt att anse att denna grupp tillhör de mest exponerade individerna i området och inte en representativ individ ur en större exponerad population. Ovanstående diskussion visar att det samlade riskbidraget för basscenariot ligger under acceptabel nivå.

## Effekter på miljön

Enligt SSI:s föreskrifter för ett förvar ska effekter av joniserande strålning hos djur och växter belysas i säkerhetsanalysen. SSI har konstaterat att det ännu inte finns något regelverk som skyddar andra organismer än människor och påtar sig att utveckla ett sådant för Sverige. Inom det pågående EU-projektet FASSET, deltar för närvarande både SSI och SKB aktivt i ett arbete som syftar till att öka förståelsen för radionuklidens transport i miljön och effekter på biota. FASSET ska resultera i ett ramverk innehållande metoder för hur detta på bästa tänkbara sätt ska betraktas och bedömas. Hittills har det ur FASSET:s arbete identifierats en brist på data för rimliga gränsvärden för andra organismer än människa. De som finns tillgängliga presenteras i Tabell 5-13.

**Tabell 5-13. Sammanställning av gränsvärden för effekter till följd av joniserande strålning på växter och djur i olika ekosystem. /Anon. 2000/**

	IAEA 1992	CTV	AF	ENEV	/Thompson och Chamney, 1999/
	Gy/år	Gy/år		Gy/år	mGy/år
Akvatiska djur	4			0,88	
Landväxter	4	0,88	1	0,88	
Landlevande djur	0,4				
Däggdjur		0,4	1	0,4	10
Amfibier / Reptiler		0,08	1	0,08	10
Bottenlevande evertrebrater		0,6	1	0,6	100
Fisk		2	10	0,2	50

CTV = Critical Toxicity Value, AF = Application Factor (faktor med vilken CTV divideras för att ge ENEV), ENEV = Estimated No-Effects Value

De dosmodeller som vanligen utnyttjas i beräkningarna beskriver främst halter av radionuklider i de reservoarer som har betydelse för födovägar till människan. I flera fall är dessa reservoarer också bland de mest exponerade i det aktuella ekosystemet, men i modeller av den typen kan vissa komponenter ibland saknas eller bli underskattade, t ex sedimentlevande djur och växter.

För att undvika detta framtoqs därför en alternativ, mekanistisk ekosystemmodell för den dominerande nukliden  $^{14}\text{C}$  för dagens biosfär, d v s kustområdet. Där beskrivs alla reservoarer av betydelse i hela kustekosystemet, såsom bottenlevande växter, växt- och djurplankton, sediment evertrebrater, betare, fisk, säl, ejder och örn. Detta ger en möjlighet att identifiera de högst exponerade organismgrupperna i området. Vidare studerades om inströmningsområdet/upptagsvägen av radionukliden har någon betydelse för de erhållna absorberade doserna. I det ena simuleringsfallet kommer radionukliden in till ekosystemet genom botten där växterna genast kan assimilera allt  $^{14}\text{C}$  som läcker ut, och i det andra fallet fördelas radionukliden ut homogent i vattenmassan. Resultaten från dessa två simuleringar visar att de erhållna absorberade doserna (baserade på det maximala årliga radionuklidutsläppet från Silon) ligger långt under de gränsvärden som anges i Tabell 5-13. Organismerna uppnår doser mellan  $4 \cdot 10^{-13}$ - $3 \cdot 10^{-6}$  Gy /år /Kumblad, 2001/ där växterna tar upp alla utläckande nuklider, d v s flera

storleksordningar lägre än de föreslagna gränsvärdena. Upptagsvägen via bottenlevande växter ger de högsta doserna. Det är bottenlevande växter och djur som äter dessa växter, samt annan bottenlevande fauna som är de grupper som exponeras mest. De organismer som lever i fria vattnet får betydligt lägre doser.

Modellerna ger endast de doser som erhålls till följd av upptag av  $^{14}\text{C}$ , men  $^{14}\text{C}$  är den mest dominerande radionukliden i akvatiska system. Eftersom dosen från  $^{14}\text{C}$  ligger långt under gränsvärdena i Tabell 5-13, förväntas också den totala absorberade dosen vid ett eventuellt läckage bli betydligt lägre än gränsvärdena.

År 4000 AD resulterar beräkningarna i högre exponeringar beroende på att områdets totala yta och vattenvolym minskar p g a landhöjningen, vattenutbytet minskar nästan med en faktor tio och den totala biomassan minskar något /Kumblad 2001/. Fortfarande ligger emellertid de beräknade doserna lägre än de listade i Tabell 5-13.

År 4900 AD kommer radionukliderna att hamna i ett sjöekosystem. Ekosystemmodellen har bara utvecklats för kustområdet, eftersom data saknades för de framtida sjöar som bildas i området. I stort förväntas att samma mekanismer för upptag och transport verkar i sjöar som kustområdet, men fixeringen av kol kommer att vara sämre p g a av ett sämre ljusklimat och brist på närsalter. Likaså verkar nedbrytningen komma att överstiga eller vara välbalanserad med primärproduktionen av organiskt kol /Nilsson, 2001/. Det innebär att förmågan att fixera kolet i sjöns organismer kommer att vara totalt sett lägre, trots att modellresultatet indikerar koncentrationer som är ca 10 000 ggr högre jämfört med dagens kustområde (*Figur 5-45*). De absorberade doserna till biota kommer som mest att vara 10 000 ggr högre än i kustområdet men troligen avsevärt lägre. Detta ger ändå absorberade doser för biota som mest i storleksordningen 10 mGy/år, vilket ligger strax under de lägsta värdena i Tabell 5-13.

För terrestra miljöer har inga modeller utvecklats, men som doserna till människor visar är halterna  $^{14}\text{C}$  lägre (se avsnitt 5.7). Det beror på att växterna fixerar  $\text{CO}_2$  ur atmosfären och följaktligen måste  $^{14}\text{C}$  först transporteras dit och där utsättas för en kraftig atmosfärspädning. Detta ger lägre koncentrationer i allt organiskt material som kan användas vidare i näringskedjan, vilket betyder lägre absorberade doser i dessa organismer.

Men förbättrade modeller samt ekosystemspecifika data krävs för att ytterligare förbättra tilltron. I kommande forskningsprogram prioriteras det.

Slutsatsen man kan dra från dessa modelleringsstudier är att en eventuell ytterligare belastning av radionuklider från ett läckage från SFR 1 knappast kan påverka individuella organismer i området, och i ännu mindre grad påverkas populationer.

### 5.8.3 Övriga scenarier

Ett antal olika scenarier har analyserats för att täcka in förvarets utveckling.

#### Initiala defekter - spricka i betongkonstruktionen

Utvärderingen av scenariefallet initiala defekter avseende en spricka i betongkonstruktionen visar följande:

- Utsläppet från Silon påverkas inte eftersom initiala sprickor i Silokonstruktionen inte påverkar vattenflödet. För tiden efter 1 000 år beskrivs konsekvenserna av fallet degraderade barriärer under basscenariot.

- Kombinationen initial spricka och förträngning av gas ger för Silon en ökning av utsläppet av organiskt  $^{14}\text{C}$  med tre tiopotenser under de första 1 000 åren, men dosen är lägre än  $10^{-7}$  Sv/år.
- En initial spricka ger endast en marginellt ökad dos från BMA under de första tusen åren, men under denna tid är dosen mycket låg eftersom utsläppet sker till kust. Konsekvenser efter 1000 år täcks av basscenariots analys av fallet degraderade tekniska barriärer efter 1000 år.

Scenariot initiala defekter i de tekniska barriärerna ger endast marginell riskökning under de första tusen åren och ger därefter inget ytterligare riskbidrag.

### Otäta pluggar

De hydrogeologiska effekterna av att pluggarna helt förlorar sitt motstånd mot grundvattenströmning har analyserats (se avsnitt 5.5.1). Analysen visar att flödet genom toppfyllningen i Silon ökar men att det inte sker någon övrig flödespåverkan i Silon. Flödet genom den del av bergsalarna som innehåller avfall skulle kunna öka 2-3 gånger jämfört med basscenariot. Detta skulle maximalt kunna resultera i ett 3 gånger utökat utflöde av framförallt organiskt  $^{14}\text{C}$  från bergsalarna. Eftersom utformningen av pluggarna ännu inte har bestämts är det inte meningsfullt att göra en mer noggrann analys, som dessutom borde ta upp mer rimliga degraderingar av pluggarna än att de helt skulle försvinna. Analysen visar ändå att pluggarna potentiellt har betydelse eftersom defekta sådana skulle kunna ge ett signifikant riskbidrag.

### Kemikalier

Scenariot "kemikalier" avser fallet att det finns kvarglömnda material eller att det oavsiktligt förekommer material i avfallet som drastiskt skulle försämra barriärernas sorptionsförmåga. Om den försämrade sorptionsförmågan orsakas av en stark komplexbildare som t ex ISA skulle den valda reduktionen i sorption motsvara en koncentration av ISA på upp till  $10^{-2}$  M /Bradbury and Van Loon, 1998/. För att erhålla denna koncentration i barriärerna i BMA krävs en mängd cellulosa som är flera hundra gånger större än den mängd som förväntas enligt den nuvarande prognosen. Den reduktionsfaktor som i beräkningarna antagits för tvåvärda element motsvarar en ISA-koncentration större än  $10^{-2}$  M eller en koncentration av EDTA upp till  $10^{-2}$  M /Bradbury och Sarrott, 1994/. För att nå upp till denna koncentration av EDTA i barriärerna i BMA krävs flera tusen gånger mer EDTA än vad som anges i den aktuella prognosen. Om man antar att NTA (Natriumkapryliminodipropionat) är en lika stark komplexbildare som EDTA så behövs fortfarande ca 60 ggr mer av dessa kemikalier i BMA för att den sammanlagda koncentrationen skall uppgå till  $10^{-2}$  M. Sannolikheten för scenariot är med andra ord låg, och bedöms under alla förhållanden vara lägre än 0,1.

Följande maximala årliga doser skulle kunna resultera om scenariot trots allt inträffar:

- För BLA sker ingen påverkan, eftersom ingen sorption i barriärerna tillgodoräknas.
- För Silon ökar närzonutsläppet av  $^{59}\text{Ni}$  och  $^{99}\text{Tc}$  markant, men den maximala totala årliga dosen ökar endast marginellt jämfört med basscenariots olika fall, eftersom dosen domineras av organiskt  $^{14}\text{C}$  både för rimlig biosfärsutveckling och för brunn. Utsläppet av  $^{14}\text{C}$  påverkas inte av sorptionen.
- Även för BMA och BTF ökar närzonutsläppet markant av  $^{59}\text{Ni}$  och  $^{99}\text{Tc}$ . För rimlig biosfärsutveckling ligger dock maxdosen för dessa nuklider lägre än  $10^{-6}$  Sv/år, vilket bara ger en marginell påverkan på maxdosen. För brunnsfallet blir påverkan större och maximala dosen ökar både från BMA och 2BTF ( $^{99}\text{Tc}$  dominerar). Med hänsyn till utsläppet från BLA,

fördubblas därmed nästan totaldosen ( $7 \cdot 10^{-4}$  Sv/år) från bergsalarna för brunnsfallet, jämfört med motsvarande maximala totaldos för basscenariot.

Scenariot "kemikalier" ger som mest en nära fördubbling av den högsta tänkbara totaldosen jämfört med basscenariot. Med tanke på den låga sannolikheten för scenariot, den bedöms vara klart lägre än 0,1, blir därmed det maximala riskbidraget från en brunn som försörjer en liten population lägre än  $5 \cdot 10^{-6}$  per år.

### **Kemikalier och degraderade barriärer**

Scenariot kemikalier och degraderade barriärer innebär en kombination av kemikaliescenariot och scenariot initiala defekter på de tekniska barriärerna. Scenariot täcker också in kombinationen kemikalier och degraderade barriärer efter 1000 år (som är en tänkbar utveckling inom ramen för basscenariot). Sannolikheten för fallet blir lägre än för fallet kemikalier och intakta barriärer. Scenariot kan inte inträffa samtidigt som scenarior med intakta barriärer. Följande maximala årliga doser skulle kunna resultera om scenariot trots allt inträffar:

- I Silon blir maximala dosen  $3 \cdot 10^{-4}$  Sv/år (om biosfären är en brunn), vilket är cirka 6 gånger högre än för fallet med intakta barriärer.
- För BMA blir maximala dosen  $9 \cdot 10^{-4}$  Sv/år (om biosfären är en brunn), vilket motsvarar en fördubbling jämfört med fallet med kemikalier och intakta barriärer.

Scenariot innebär att den maximala totala årliga dosen erhålls från bergsalar för brunnsfallet och kan uppskattas till  $1 \cdot 10^{-3}$  Sv/år. Jämfört med den maximala dosen i basscenariot innebär det en dryg fördubbling. Eftersom sannolikheten för fallet är låg (väsentligt lägre än 0,1) blir det maximala riskbidraget för scenariot lägre än för basscenariot och ger därmed inget väsentligt ytterligare bidrag till den maximala totala årliga risken.

### **Permafrost**

Analysen av permafrostscenariot resulterar i en dos som är lägre än  $10^{-9}$  Sv/år om utsläppet sker till en motsvarighet till dagens biosfär, dvs kust. Denna dos är en faktor 10 gånger lägre än maxdosen ( $1 \cdot 10^{-8}$  Sv/år) för basscenariot med dagens biosfärförhållanden. Detta innebär att trots de överdrivna konsekvenserna som antagits beträffande scenariots inverkan på förvarets utveckling är scenariot inget kritiskt fall och ger heller inget signifikant tillskott till totala risken. (Eftersom permafrost inte kan inträffa samtidigt med basscenariot innebär fallet egentligen att den totala risken minskar).

### **Intrång – brunn**

Scenariot mänskliga handlingar – intrång representeras av fallet att en brunn borrar ner direkt i någon av bergsalarna eller i Silon. För att bedöma den direkta konsekvensen för den som gör intrånget har därvid dosen beräknats för fallet att man direkt dricker vattnet i grusfyllningen i respektive förvarsdela. Effekter av utspädning som sker vid längre tids nyttjande av en sådan "brunn" har inte tillgodoräknats. Sannolikheten för sådana brunnsintrång är också låga.

- De resulterande doserna är  $1 \cdot 10^{-2}$  Sv/år (Silo),  $5 \cdot 10^{-3}$  Sv/år (BMA),  $3 \cdot 10^{-2}$  Sv/år (BLA),  $1 \cdot 10^{-3}$  Sv/år (2BTF) och  $9 \cdot 10^{-3}$  Sv/år (1BTF). Dosen domineras av  $^{240}\text{Pu}$  från BLA och av organiskt  $^{14}\text{C}$  från andra förvarsdelar.
- Sannolikheten kan uppskattas genom att multiplicera brunnsfrekvensen (ca 0,5 per  $\text{km}^2$ , se ovan) med arean för respektive förvarsdela. Sannolikheten för intrångsbrunnar i Silon blir

därmed cirka  $4 \cdot 10^{-4}$  (toppyta cirka 800 m<sup>2</sup>) och cirka  $1,5 \cdot 10^{-3}$  (toppyta cirka 3 000 m<sup>2</sup>) för bergsalarna.

Detta innebär att även om intrångsbrunnen ger höga doser är sannolikheten för en sådan intrångsbrunn så låg att riskbidraget utan ytterligare antaganden ligger nära eller under gränsen på  $10^{-6}$  per år för alla förvaren utom BLA där risken ligger på ca  $5 \cdot 10^{-6}$ /år. Till detta ska fogas det faktum att de stora mängder cement och betong som finns i avfallet och de tekniska barriärerna i stora delar av förvaret kan medföra att vattnet kan komma att vara olämpligt som dricksvatten (p g a alkaliteten). De uppskattade doserna beskriver inte heller förhållandet om brunnen används under längre tid och av en större grupp.

Om en intrångsbrunn borrar kan det också ge långsiktiga förändringar på förvarets skyddsförmåga. Den hydrauliska analysen, se Holmén och Stigsson /2001a/, visar att det totala flödet genom BLA med tiden som mest skulle kunna öka mellan 3 till 7 gånger, i jämförelse med situationen utan borrhål. Flödesökningen är dock sannolikt överdriven eftersom den tillgängliga grundvattenbildningen knappast förmår att upprätthålla sådana flöden över längre tider. Flödesökningen resulterar i ökade utsläpp ungefär i samma proportion som flödesökningen. Denna ökning är liten i förhållande till scenariots låga sannolikhet.

#### 5.8.4 Osäkerheter i riskanalysen

De olika osäkerheter som påverkar bedömningen av den årliga risken har generellt hanterats med syfte att välja beräkningsfall och parametervärden som överskattar den årliga risken.

- Scenarioanalysen och beskrivningen av systemet, se avsnitt 5.4, har genomförts systematiskt och med ambitionen att identifiera processer och scenarier som skulle kunna försämra förvarets barriärfunktioner. Urvalet av processer och scenarier har stämts av mot vad som identifierats i andra säkerhetsanalyser i Sverige och internationellt.
- Analysen av förvarets utveckling utifrån valda scenarier, se avsnitt 5.5, fokuserar på processer och utveckling av förvaret som skulle kunna försämra barriärfunktionerna.
- Val av beräkningsfall för radionuklidtransport och val av indata till dessa beräkningsfall, se avsnitt 5.6, baseras i regel på pessimistiskt valda parametervärden.

För en realistisk biosfärsutveckling domineras risken av utsläppet från organiskt <sup>14</sup>C. Denna nuklid är också väsentlig för övriga beräkningsfall och scenarier. Utsläppet och riskbidraget från <sup>14</sup>C påverkas mycket lite av de olika antaganden som görs i analysen. För att belysa osäkerheterna i bestämningen av riskbidraget från <sup>14</sup>C finns det därför anledning att speciellt titta på de olika beräkningsförutsättningar som antagits för denna nuklid.

#### Radionuklidinventariet

<sup>14</sup>C uppkommer i reaktorn genom neutronaktivering av syre, kväve eller kol i reaktorvattnet eller i stål. Fördelningen mellan organiskt och oorganiskt kol beror främst på innehållet av löst väte i reaktorvattnet, vilket gör att PWR- och BWR-reaktorer skiljer sig åt i fördelningen. Grundantagandet i analysen har varit att 10 % av <sup>14</sup>C i jonbytmassor och liknande vått avfall oavsett ursprung är i organisk form. Vid aktivering av metall bedöms allt bildat kol vara oorganiskt. Antagandena är relativt grova och bygger på litteraturdata. Enligt Torstenfelt /1996/ så är ca 5 % i organisk form (mestadels metan) av bildat <sup>14</sup>C i en BWR-reaktor. Upptaget av organiskt <sup>14</sup>C på jonbytmassor är litet; mindre än 1 % av totalt <sup>14</sup>C /Eabry 1995/. I en PWR-reaktor är andelen bildat organiskt <sup>14</sup>C högre, den kan vara mer än 50 % av totalt <sup>14</sup>C /Torstenfelt 1996/. I en BWR med vätgastillsats (HWC-drift) ligger

nivån någonstans mellan nivåerna i PWR-reaktorer och BWR-reaktorer utan vätgastillsats (NWC-drift). Då avfallet domineras av BWR-reaktorer har antagandet satts till 10 %.

I en realistisk uppskattning av inventariet i SFR 1 har mängden radionuklider, och då även  $^{14}\text{C}$ , räknats upp med en faktor mellan 5 och 10 beroende på förvarsdel. I den avfallstyp där faktiska mätningar av  $^{14}\text{C}$  gjorts, S.19 grafitavfall, har utöver detta ansatts en säkerhetsfaktor på 2 gånger uppmätt värde.

Radionuklidinventaret baseras på mätningar i avfallsströmmar och producerat avfall av nyckelnuklider samt korrelationsfaktorer. Inventariet har sedan skalats upp med en relativt enkel formel. Detta innebär att inventariet av svärmätta nuklider som  $^{240}\text{Pu}$  i framförallt BLA har överskattats. Detta faktum gäller troligen även  $^{14}\text{C}$ .

### Frigörelse och transport i förvaret

I den kvantitativa analysen antas att allt  $^{14}\text{C}$  föreligger i oorganisk form i alla avfallstyper förutom i jonbytmassor där 10 % av totala inventariet av  $^{14}\text{C}$  antas vara organiskt. Vidare antas det att allt  $^{14}\text{C}$  omedelbart löses upp och att den antagna fördelningen mellan organiskt kol och oorganiskt kol i jonbytmassorna även råder efter frigörelsen från avfallet. Organiskt  $^{14}\text{C}$  transporteras ut genom avfallskollin och de tekniska barriärerna utan någon fördröjning i barriärerna medan oorganiskt  $^{14}\text{C}$  antas ha en viss fördröjning i cement och betongbarriärerna på grund av isotoputbyte med kalciumkarbonat (kalcit). De osäkerheter som är kopplade till dessa antaganden rör främst:

- Inventariet av totalt  $^{14}\text{C}$  i de olika avfallstyperna samt fördelningen mellan oorganisk och organisk form (se ovan).
- Upplösning och frigörelsemekanismer av  $^{14}\text{C}$  från avfallet.
- Omfördelning mellan organiskt och oorganiskt kol via nedbrytningsprocesser och biologisk kolfixering.
- Kvantifiering av fördröjningen av oorganiskt kol i barriärerna.
- Inverkan av stora mängder inaktivt kol i avfallet.
- Grundvattenflöde i och kring bergsalarna.

Oorganiskt  $^{14}\text{C}$  i avfallet kan lösas upp i vattnet i avfallsbehållarna och transporteras ut ur behållarna i form av karbonat. I de fall avfallet är stabiliserat i cement kan dock karbonaten reagera med kalcium som löses ut ur cementen och falla ut som kalcit ( $\text{CaCO}_3$ ). Detta är en mekanism som inte har beaktats i den kvantitativa analysen men som skulle kunna begränsa utsläppet av oorganiskt  $^{14}\text{C}$  från avfallstyper konditionerade i cement utöver den fördröjning som erhålls via isotoputbyte med kalcit.

Frigörelsemekanismen för organiskt  $^{14}\text{C}$  beror på i vilken form kolet förekommer i avfallet. Organiskt  $^{14}\text{C}$  i avfallet som deponeras i SFR 1 förväntas endast finnas i jonbytmassor från kraftverkens reningssystem. Hur detta kol sitter bundet till jonbytmassorna är osäkert, men troligtvis via någon form av kemisk bindning till ytan (inte jonbyte) /Eabry, 1995/. Om så är fallet bör jonbytmassan ha en kvarhållande effekt på samma sätt som andra sorberande material i förvaret och frigörelsen av organiskt  $^{14}\text{C}$  beror därmed primärt på vattnets sammansättning. Alternativt kan detta lättåtkomliga kol brytas ned av mikroorganismer och på så sätt frigöras från jonbytmassorna /Pedersen, 2001/. Om istället  $^{14}\text{C}$  är kemiskt inkorporerat i det organiska avfallsmaterialet måste detta material först brytas ned innan det aktiva kolet kan frigöras, t ex via mikrobiell aktivitet eller kemiska processer. Samtliga dessa mekanismer skulle innebära en lägre frigörelsetakt under en längre tid jämfört med antagandet

att allt  $^{14}\text{C}$  är omedelbart tillgängligt och löst i vattnet. Dessutom frigörs icke radioaktiva kolisotoper i samma takt som  $^{14}\text{C}$ , vilket ger en isotoputspädning i vattnet.

Nedbrytning av organiskt material kan innebära en omfördelning mellan organiskt och oorganiskt  $^{14}\text{C}$  om detta leder till bildning av koldioxid. Koldioxiden löser sig i vattnet och bildar kalцит via reaktion med kalcium som löses ut ur cementen i avfallskollin och betongbarriärer. Detta skulle kunna innebära en fördröjning av uttransporten av organiskt  $^{14}\text{C}$  från förvaret. Alternativt kan eventuellt bildad koldioxid tillsammans med vätgas som också bildas i förvaret utnyttjas av metanogena bakterier för att bilda metan. Om metan bildas och denna innehåller  $^{14}\text{C}$  så kan det innebära en snabb transport av organiskt  $^{14}\text{C}$  genom närzonen och även genom geosfären.

En viss fördröjning av oorganiskt  $^{14}\text{C}$  i cement och betongbarriärer i de olika förvarsdelarna har tillgodoräknats i analysen i form av ett  $K_d$ -värde. Det värde som använts i analysen är lägre än vad man teoretiskt sätt kan uppskatta med antagandet att fördröjningen orsakas av ett isotoputbyte med kalciumkarbonat i barriärerna. En utfällning av  $^{14}\text{C}$  i form av kalцит skulle sannolikt medföra väsentligt större fördröjning än den som tillgodoräknats i analysen. De stora mängderna inaktivt kol i förvaret bör också starkt bidra till begränsad löslighet av  $^{14}\text{C}$ .

Uttransporten av  $^{14}\text{C}$ , liksom av övriga nuklider, påverkas av storlek, fördelning och riktning av grundvattenflödet genom bergsalarna. Flera av beräkningfallen belyser effekterna av förändrat grundvattenflöde till följd av olika förändringar av barriärsystemet. Betydelsen av dessa osäkerheter finns m a o kvantifierad i de olika beräkningfallen.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att det finns både konceptuella osäkerheter vad det rör frigörelse och utsläpp av  $^{14}\text{C}$  och osäkerheter i de data som använts i den kvantitativa analysen. Dessa osäkerheter bedöms innebära att de beräknade utsläppen från närzonen är överskattade snarare än underskattade.

Osäkerheter i bedömningen av frigörelsen av nuklider från avfallet är särskilt betydelsefulla i beräkningen av omgivningspåverkan från BLA där ingen fördröjning i förvarstunneln tillgodoräknas. Vissa avfallstyper i BLA är omgivna av cement och andra består av avfall blandat med bitumen. Detta skulle kunna påverka frigörelsen av nuklider från avfallet. Andelen radionuklider i dessa avfallstyper är dock försumbart liten (som mest ca 5 %) utom av organiskt  $^{14}\text{C}$  som enbart finns i bitumeniserat avfall i BLA. Andra faktorer som skulle kunna innebära att läckaget av radionuklider från närzonen i BLA minskar är det initiala transportmotståndet i kolliväggar och sorption av radionuklider på korrosionsprodukter. En fördröjning av radionuklider i BLA skulle också kunna åstadkommas om förvarstunneln återfylldes med grus eller cementstabiliserad sand.

Frigörelsen av radionuklider från avfall konditionerat med bitumen har i beräkningarna antagits ske på 100 år för samtliga förvarsdelar utom för BLA där bitumen inte betraktats som någon barriär. Det bitumeniserade avfallet i SFR 1 består i huvudsak av jonbytarmassor, men också en del indunstarkoncentrat, som är hygroskopiskt. Uttransporten av radionuklider styrs primärt av den hastighet med vilken vatten tas upp i blandningen av avfall och bitumen. Denna hastighet är beroende av mängd och typ av avfall som konditioneras. Genomförda lakförsök indikerar att tiden för vattenupptag i bitumeniserat avfall kan vara upp till flera tusen år men även betydligt kortare vid hög inblandning av avfall. Inblandningsförhållandena varierar mellan avfallstyper från olika avfallsproducenter. Andelen jonbytarmassa i bitumen i SFR 1 antyder ett långsamt vattenupptag förutom för ett fåtal avfallstyper med högre andel jonbytarmassa. Osäkerheter i tiden för frigörelsen av radionuklider är dock av underordnad betydelse för beräkningsresultatet så länge som den antagna tiden är kortare än några hundratals år. Orsaken till detta är att sorption och fördröjning i omgivande tekniska barriärer är de förhållanden som styr utsläppet från närzonen för kortare tider. Om frigörelsen av nuklider från avfall i bitumen tar längre tid än några hundratals år kan detta innebära ett minskat utsläpp från förvarstunneln.

## Transport i geosfären

De flesta redovisade riskberäkningarna innefattar inte effekten av fördröjningen i geosfären. Skälet till detta är att storleken av denna fördröjning är osäker (se diskussion i avsnitt 5.6.3). Om man tog hänsyn till fördröjningen skulle utsläppet till biosfären minska för vissa nuklider, men inte för alla, vilket framgår av beräkningarna i avsnitt 5.7.4:

- Utsläppet av nuklider med liten eller försumbar sorption, som t ex  $^{14}\text{C}$  och  $^{59}\text{Ni}$  påverkas inte alls.
- Utsläppet av sorptionskänsliga nuklider, som t ex  $^{240}\text{Pu}$  som ger ett betydande riskbidrag från BLA skulle reduceras, vilket även konstaterats i avsnitt 5.8.2.

Sammanfattningsvis gäller att fördröjning i geosfären skulle kunna ge en viss reduktion av risken, men att viktiga nuklider som  $^{14}\text{C}$  inte påverkas nämnvärt, förutom en isotoputspädning med det karbonatrika grundvattnet. Att inte ta hänsyn till fördröjningen i geosfären innebär en överskattning av den årliga risken.

## Biosfären

Det finns osäkerheter i hur kontaminerat grundvatten från SFR 1 skulle nå och spridas i biosfären. Detsamma gäller biosfärens framtida utveckling, vilket framgår ur stycke 4.3.3 och 5.5.8. En del av osäkerheterna hanteras i beräkningskedjan i och med att parametervariationer används. Variationen i dos skiljer sig för olika nuklider och olika modeller och kan dessutom variera med tiden (se avsnitt 5.6.5). Betydligt större variationer ger dock osäkerheterna i vilken biosfär som kommer att vara recipient i framtiden. Skillnaden mellan dos i olika recipienter skiljer sig mellan olika nuklider, för t ex  $^{14}\text{C}$  ger samma utsläpp till dagens biosfär (kust) och utsläpp till en brunn en skillnad i dos med en faktor  $10^5$ . Detta belyses med alternativa biosfärsutvecklingar. En kvarvarande osäkerhet är när strandlinjen passerar utströmningspunkterna. Sjön skulle kunna uppträda tidigare om landhöjningen skulle accelerera, t ex p g a en kommande nedisning. Det betyder enligt SR 97 en landhöjning på ca 1 m per hundra år, vilket grovt räknat leder till att en sjö bildas om ca 1500 år istället för om 3000 år vilket antagits i beräkningarna. Detta påverkar också grundvattenflödena, varför även den ökning av utsläppet av bl a  $^{14}\text{C}$  som ses vid år 3000 i utsläppskurvorna (vilket avspeglar ett större grundvattenflöde när strandlinjen passerar förvaret) kommer att ske tidigare. Skillnaden mellan de olika fallen blir att radionukliderna inte hinner avklinga lika mycket, vilket torde ha en marginell betydelse under dessa 1500 år för de dosdominerande radionukliderna. Dessutom skulle det ackumulerade upptaget i sedimenten minska i motsvarande mån eftersom en större del av radionukliderna släppts ut när vattenomsättningen i recipienten är som störst. Det ter sig dock osannolikt att havsyttnivån skulle sjunka snabbare utifrån dagens prognoser om växthuseffekten, vilket också styrks av konstaterade havsnivåhöjningar /Milne, 2001/. Det motsatta fallet, att sjön bildas senare i tiden är gynnsamt ur dossynpunkt på grund av den större utspädningen i kustområdet.

Brunnen kan borras kort efter att havet dragit sig undan i en del områden. Enligt statistik för befintliga brunnar /Kautsky, 2001/ är sannolikheten lägre att brunnar borras tidigare än ca 1000 år efter att strandlinjen passerat än att brunnarna borras senare. Den eventuella förhöjning i dos som inträffar för en tidigare borrad brunn bör därmed kunna kompenseras av att sannolikheten är lägre. Brunnsfrekvensen varierar mellan 0,03 till 1 brunn/km<sup>2</sup> enligt Kautsky /2001/, vilket ger motsvarande osäkerheter i risken. Risken är högst för en begränsad population (<5 personer); en större population kräver ett ökat uttag av vatten som proportionellt sänker dosen (koncentrationen i brunnsvattnet är omvänt proportionellt mot uttaget av vatten). För ett större brunnsuttag blir individdoserna så låga att riskbidraget från brunnen blir litet, även utan hänsyn till sannolikheten för att brunnen ska borras just där.

När det gäller faktorer som människans vanor så har i allmänhet konservativa antaganden gjorts, dvs överskattningar av risken. All föda av respektive födoslag antas t ex vara lokalt odlat och därför kontaminerad, det betyder att ingen utspädning med ren föda sker, däremot har rimliga värden (med osäkerhetsvariationer) på intag av respektive födoslag använts. Det betyder att en extrem diet på enbart fisk som enda kolkälla kan ge en 20 gånger högre dos, vilket i kustfallet är betydelselöst p g a de låga koncentrationerna i fisk, och i insjöfallet är dessutom ett så stort fiskeuttag bara möjligt för att försörja några enstaka individer. Vid tillredning av livsmedel avlägsnas en del radionuklider vilket inte har beaktats här. En annan aspekt som ger överskattade doser är att mängden bevattningsvatten som antas tas från sjön är relativt stor i jämförelse med bevattningsbehovet när normala svenska förhållanden råder. För brunnfallet står bevattningen för ca 10 % av det totala vattenbehovet, varför överskattningen av vattenuttaget har marginell påverkan på koncentrationen i brunnsvattnet.

Ett annat konservativt antagande är att en lika stor andel av de radionuklider som intagits av boskap återfinns i mjölk och kött oavsett hur de tillförts djuren. I verkligheten är antagligen den del av de radioaktiva ämnena som djuren får i sig via kontaminerad jord mindre tillgänglig för upptag i mag- och tarmkanalen.

I modellen antas dessutom att alla radionuklider är lika rörliga i t ex mark oavsett tidsaspekten. Men med tiden verkar det som att vissa radionuklider "äldras" och då blir mindre tillgängliga för rotupptag /Echevarria et al, 1995/.

För  $^{14}\text{C}$  används upptagsfaktorerna i tarmkanalen som om intaget är organiskt material, medan för oorganiskt kol och troligen också för löst organiskt kol är upptagsfaktorerna betydligt lägre. Ingen isotoputspädning med  $^{12}\text{C}$  antas ske. Detta överskattar intaget speciellt i brunnfallet, eftersom om vattnet ska anses tjänligt omvandlas oorganiskt kol i denna miljö endast i liten grad genom biologiska processer till organiskt kol.

Isotoputspädningen av  $^{14}\text{C}$  med andra icke radioaktiva kolisotoper sker redan i förvaret när matrisen med det upptagna  $^{14}\text{C}$  bryts ned, vidare i det djupa grundvattnet och inte minst i det karbonatrika ytliga grundvattnet. När växter eller mikroorganismer tar upp kol sker nästan ingen diskriminering av vilken isotop som tas upp, utan det sker i proportion till hur det förekommer, vilken innebär att  $^{14}\text{C}$  späds. Denna utspädning har inte beaktats explicit i dosmodellerna, utan ingår i de generella bioackumulationsfaktorer (BAF) som används för  $^{14}\text{C}$ . BAF tar en begränsad hänsyn till isotoputspädningen i vattnet, men kan inte hantera att källan redan är utspädd vilket ger ett överskattat upptag av  $^{14}\text{C}$ . Det betyder att under de förhållanden som råder i kustområdet med hög vattenomsättning kommer BAF att ge en överskattning av det verkliga upptaget i akvatiska organismer vilket i sig leder till en överskattning av dosen.

En alternativ modell har utvecklats för att belysa den normalt dominerande radionukliden  $^{14}\text{C}$  i dagens biosfär (=kusten) /Kumblad, 2001/. Modellen innehåller en större mekanistisk förklaringsgrad, t ex beskrivs födoväven i större grad istället för att BAF används, vilket ger ett mera realistiskt mått eftersom hänsyn tas till t ex isotoputspädning med  $^{12}\text{C}$ . Den alternativa  $^{14}\text{C}$  modellen ger också lägre doser till människor. I den alternativa modellen simuleras fallet att  $^{14}\text{C}$  tas upp direkt på botten av kolfixerande växter innan de hinner spädas ut i de stora vattenmassorna och den snabba vattenomsättningen. Det ger visserligen högre doser till bottenlevande växter, men samtidigt tre storleksordningar lägre koncentrationer i fisk och därmed motsvarande lägre doser till människa. I ett realistiskt fall kan troligen inte allt kol assimileras av växterna vid botten utan ett visst upptag sker initialt också från det fria vattnet. I vilket fall som helst tyder det på stor överskattning av  $^{14}\text{C}$  dosen i kustvattnet.

I sjömodellen sker en överskattning av  $^{14}\text{C}$  upptaget. Detta p g a att de sjöar som normalt bildas initialt i området är kalkoligotrofa med en kraftig utfällning av kalciumkarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ) i sedimenten, vilket medför att  $^{14}\text{C}$  kommer att medfällas. Det betyder visserligen att anrikningen av  $^{14}\text{C}$  i sedimenten blir

högre, men det ger lägre koncentrationer i vattnet och därmed lägre doser. I ett framtida område där sedimenten används som jordbruksmark kan det bundna  $^{14}\text{C}$  frigöras, men upptaget av kol i växter via rötter är mycket lågt. Kolet måste istället ut i atmosfären och tas upp av växter som  $\text{CO}_2$ . Denna process har en hög utspädningshastighet och har därför i dessa beräkningar negligerats helt. Den exponering som beaktas från  $^{14}\text{C}$  i jordmodellen sker enbart via konsumtion av mjölk och kött från boskap som fått i sig kontaminerad jord. Detta gör att dosen från  $^{14}\text{C}$  minskar med ungefär en faktor 10 000 när sjön övergår till jordbruksmark om källstyrkan är konstant. I sjömodellen betyder antaganden om upptag direkt av bottenväxter troligen lika mycket som i kustmodellen, i vilken antags snarlika processer. Av detta följer att doserna till fisk och människa är överskattningar.

Sammanfattningsvis konstateras att osäkerheter finns för biosfären men de har hanterats genom:

- Alternativa biosfärsberäkningar till den rimliga utvecklingen.
- Parametervariationer och Monte Carlo-simuleringar ingår i beräkningarna.
- Alternativa modeller pekar på att dosmodellerna är överskattningar i kustfallet.
- Konservativa beräkningar underskattar isotoputspädningen.
- Konservativa antaganden används för människors vanor vilket överskattar risken.

Det bör också påpekas att det är i huvudsak osäkerheternas betydelse för ett värre fall som belysts i denna rapport, det finns också många fall som ger betydligt lägre doser.

### 5.8.5 Samlad bedömning - tilltro

Figur 5-45 visar individdoser för basscenariot och rimlig biosfärsutveckling för respektive förvarsdel samt summan av dessa doser för det studerade huvudfallet – Intakta barriärer. Tabell 5-12 redovisar maximala årliga individdoser för de olika beräkningsfallen och Tabell 5-14 visar den uppskattade risken baserat på bedömda sannolikheter och den maximala årliga individdosen.

Bedömningen av riskbidragen från de olika analyserade scenarierna visar att den totala risken endast i undantagsfall under en kortare period kan komma att överstiga  $10^{-6}$  per år. Under de första tusen åren är den årliga risken mycket låg men den kommer sedan att öka på grund av att landhöjningen ger förutsättningar för andra biosfärstyper.

Den genomförda riskanalysen visar:

- För en realistisk biosfärsutveckling domineras risken av utsläppet från organiskt  $^{14}\text{C}$ . Riskmaximum uppstår cirka 5000 AD och avtar därefter långsamt.  $^{14}\text{C}$  dominerar, eller ger betydande bidrag även för andra beräkningsfall.
- Gasbildning i förvaret ger ett försumbart bidrag till den maximala årliga risken.
- Betongkonstruktionerna i Silo, BMA och BTF, liksom bentoniten kring Silon, bidrar till betydande barriärfunktioner vilket minskar riskbidraget även från fall med degraderade barriärer. Som maximalt erhålls för degraderade barriärer i brunnsfallet en årlig risk på knappt  $4 \cdot 10^{-6}$ .

**Tabell 5-14. Uppskattad risk baserat på bedömd sannolikhet och maximala årliga doser för de olika beräkningsfallen**

Beräkningsfall	Maximal totaldos [Sv/år]	Sannolikhet	Risk [år <sup>-1</sup> ]	Biosfär
<b>Basscenario</b>				
Intakta barriärer	4·10 <sup>-6</sup>	1	3·10 <sup>-7</sup>	Rimlig utveckling
	6·10 <sup>-6</sup>	< 1	< 4·10 <sup>-7</sup>	Myrmark >4000AD
	5·10 <sup>-5</sup>	< 0,1	< 4·10 <sup>-7</sup>	Silo till brunn >4000 AD
	4·10 <sup>-4</sup>	< 0,1	< 3·10 <sup>-6</sup>	Bergsalar till brunn >4000 AD
Degraderade barriärer	1·10 <sup>-5</sup>	1	7·10 <sup>-7</sup>	Rimlig utveckling
	≤ 2·10 <sup>-5 a)</sup>	< 1	< 1·10 <sup>-6</sup>	Myrmark >4000 AD
	2·10 <sup>-4</sup>	< 0,1	< 1·10 <sup>-6</sup>	Silo till brunn >4000 AD
	≤ 5·10 <sup>-4 a)</sup>	< 0,1	< 3·10 <sup>-6</sup>	Bergsalar till brunn >4000 AD
Inverkan av gas		Se intakta barriärer		
<b>Övriga scenarier</b>				
Spricka i betong-konstruktion		Se degraderad barriärer		
Kemikalier – intakta barriärer	4·10 <sup>-6</sup>	< 0,1	< 3·10 <sup>-8</sup>	Rimlig utveckling
	1·10 <sup>-5</sup>	< 0,1	< 7·10 <sup>-8</sup>	Myrmark >4000 AD
	5·10 <sup>-5</sup>	< 0,01 <sup>b)</sup>	< 4·10 <sup>-8</sup>	Silo till brunn >4000 AD
	7·10 <sup>-4</sup>	< 0,01 <sup>b)</sup>	< 5·10 <sup>-7</sup>	Bergsalar till brunn >4000 AD
Kemikalier – degraderade barriärer	1·10 <sup>-5</sup>	< 0,1	< 7·10 <sup>-8</sup>	Rimlig utveckling
	≤ 2·10 <sup>-5 a)</sup>	< 0,1	< 1·10 <sup>-7</sup>	Myrmark >4000 AD
	3·10 <sup>-4</sup>	< 0,01 <sup>b)</sup>	< 2·10 <sup>-7</sup>	Silo till brunn >4000 AD
	≤ 1·10 <sup>-3 a)</sup>	< 0,01 <sup>b)</sup>	< 1·10 <sup>-6</sup>	Bergsalar till brunn >4000 AD
Intrång – Brunn i förvaret				Dricka brunnsvatten
- Silo	1·10 <sup>-2</sup>	< 4·10 <sup>-4</sup>	< 3·10 <sup>-7</sup>	
- BMA	5·10 <sup>-3</sup>	< 1,5·10 <sup>-3</sup>	< 5·10 <sup>-7</sup>	
- 1BTF	9·10 <sup>-3</sup>	< 1,5·10 <sup>-3</sup>	< 1·10 <sup>-6</sup>	
- 2BTF	1·10 <sup>-3</sup>	< 1,5·10 <sup>-3</sup>	< 1·10 <sup>-7</sup>	
- BLA	3·10 <sup>-2</sup>	< 1,5·10 <sup>-3</sup>	< 3·10 <sup>-6</sup>	

<sup>a)</sup> Uppskattade dosrater för 1BTF och 2BTF, <sup>b)</sup> Sannolikheten för kemikalier och brunn kombinerade

- Brunnar i utströmningsområdet skulle kunna ge ett betydande riskbidrag, men sannolikheten för att placera en brunn i ett område med liten utspädning är låg. För att utspädningen ska vara liten krävs även att uttaget är lågt vilket innebär att brunnen bara skulle kunna utnyttjas av ett fåtal individer.
- Utredningen visar att scenarier som leder till en starkt förändrad kemisk sammansättning av vattnet i förvaret, som skulle kunna ge betydande ökningar i utsläppet speciellt om förhållandet kombineras med degraderade barriärer, har låg sannolikhet.
- Analysen visar att pluggarna potentiellt har betydelse eftersom defekta sådana skulle kunna ge ett signifikant riskbidrag. Eftersom utformningen av pluggarna ännu inte har bestämts är det inte meningsfullt att göra en mer noggrann analys, men en analys bör inkludera mer sannolika degraderingar av pluggarna än att de helt skulle försvinna. Frågan om pluggarnas utformning behöver dock beaktas inför förslutningen av SFR.
- Kommande klimatutveckling i form av eventuell permafrost innebär inget ytterligare riskbidrag.

- Ett direkt intrång i förvaret via ett borrhål ger ett begränsat riskbidrag eftersom sannolikheten för en sådan brunn är liten. Även inverkan på långtidseffekten blir begränsad i förhållande till scenariots låga sannolikhet.
- Förändringen av strålmiljön för organismer i biosfären beroende på förvaret är försumbar, eftersom de beräknade absorberade doserna är betydligt lägre än dosen från den naturliga bakgrundsstrålningen.

Diskussionen ovan visar att tilltron är hög att den beräknade årliga risken är en klar överskattning av den verkliga risken.

### 5.8.6 Fördjupad kunskap jämfört med tidigare säkerhetsanalyser av SFR 1

Jämfört med tidigare analys /SKB 1993/ så har väsentliga förbättringar gjorts av analysen. Generellt finns idag större möjligheter att genomföra detaljerade modellberäkningar både för olika processer och för de utsläppsberäkningar som genomförts. För att mer detaljerade beräkningar skall vara meningsfulla har indata använts med betydligt högre detaljeringsgrad än tidigare. Exempel på de förbättringar som har gjorts är:

- Scenario- och systemanalysen har förbättrats. Sedan 1993 har mer erfarenhet och nya arbetsmodeller erhållits. Analysen har börjat med en grundlig genomgång av hur SFR 1 och dess omgivning ser ut och vilka faktorer som påverkar dess utveckling. Arbetet har gjorts förutsättningslöst och är avstämt mot internationella erfarenheter/databaser.
- Avfallsinventariet är bättre bestämt än tidigare. Tidigare analyser har baserat sig på uppskattningar som ursprungligen gjordes på tidigt 80-tal. I föreliggande säkerhetsrapport har 10 års driftfarenheter från SFR 1 tagits tillvara. Radionuklid- och materialuppskattningarna grundar sig till merparten på uppmätta värden.
- Närzonsanalyserna har förbättrats, främst vad gäller betongdegradering, samt gasbildning och gastransport, men även t ex i fråga om komplexbildning och bitumens egenskaper.
- Hydrogeologisk modellering har utförts med väsentligt högre detaljeringsgrad, med högre numerisk precision och med en realistisk beskrivning av transienta processer.
- Biosfären har fått en ny och betydligt mer omfattande beskrivning. Beskrivningen av biosfärens utveckling har också förbättrats betydligt.
- Beräkningarna av radionuklidutsläpp har genomförts på ett mer konsistent sätt. Bland annat har det tidigare synsättet med två perioder ("inlands-" och "saltvattensperioden") övergetts till förmån för ett förlopp som tar bättre hänsyn till att systemet gradvis förändras. Beräkningen av radionuklidtransporten i förvaret baseras också på den detaljerade hydrogeologiska analysen, varför tidigare mer förenklade synsätt, som t ex att likna olika förvarsdelar med en tankreaktor, inte har varit nödvändigt.
- En fördjupad analys har gjorts avseende mikrobiologiska processer i förvaret.

## 5.9 Slutsatser för långtidfunktionen

SFR 1 konstruerades för att på ett säkert sätt slutförvara driftavfall från de svenska kärnkraftverken, samt liknande avfall från Studsvik och CLAB. SFR 1 är förlagd i berg under Öregrundsgreps botten med ca 60 meters bergstäckning. I de olika förvarsutrymmena har och kommer platsspecifika barriärer att byggas upp. Dessas funktion är dels att minska persondoserna under deponeringskedet, och dels att fungera som barriärer mot spridning av radionuklider efter förslutning.

Förvarets långtidfunktion har i detalj analyserats vilket redovisats i kapitel 5.1 till 5.8. Analysen bygger på en systematisk och långtgående analys av långtidfunktionen för SFR 1. Data har valts för att vara rimligt konservativa och analysmetoderna har på samma sätt valts för att ge resultat som är rimligt konservativa och inbördes konsistenta. Då osäkerheter förekommer har i vissa fall använts förenklande antaganden, dessa antaganden är alltid satta så att utsläppet från SFR 1 överskattas.

Som redovisats i avsnitt 5.8.6 har kunskapen ökat och förfinats på ett flertal områden jämfört med tidigare säkerhetsanalyser av SFR 1. Exempel på viktiga områden där SKB aktivt arbetat för att öka förståelsen av SFR 1:s långtidfunktion är:

- Scenario- och systemanalysen
- Avfallsinventaret
- Närzonsanalyserna
- Den hydrogeologiska modelleringen
- Biosfärsbeskrivningen
- Beräkningarna av radionuklidutsläpp
- De mikrobiologiska processerna

Analysen som presenterats i föreliggande säkerhetsrapport visar att SFR 1 väl uppfyller ställda konstruktionsmålsättningar och uppfyller de kriterier för slutförvaring av radioaktivt avfall som har fastställts av Statens Kärnkraftinspektion och Statens Strålskyddsinstitut. För SFR 1 vid byggnationen gällde konstruktionsmålsättningen att individdosen skall vara mindre än eller lika med 0,1 mSv/år för rimliga scenarier. Den genomförda analysen av basscenario och övriga scenarier visar att den möjliga dosen och potentiella risken är lägre än de av myndigheterna uppsatta konstruktionsmålsättningarna och gällande föreskrifter från SSI.